Vlaanderen
is wetenschap

Evaluatie van de in- en uitwateringssluizen van overstromingsgebieden voor vismigratie

Een case studie voor Bazel en Bergenmeersen

Sophie vermeersch, Raf Baeyens, Johan Coeck, Nico De Maerteleire, Emilie Gelaude, Karen Robberechts, Sebastien Pieters, Sven Smolders, Jeroen Vercruysse & Klaas Pieter Visser

INSTITUUT
NATUUR- EN BOSONDERZOEK

Auteurs:
Sophie vermeersch, Raf Baeyens, Johan Coeck, Nico De Maerteleire, Emilie Gelaude, Karen Robberechts, Sebastien Pieters, Sven Smolders, Jeroen Vercruysse & Klaas Pieter Visser
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

Reviewers:
Lieve Vriens

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

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

e-mail:
sophie.vermeersch@inbo.be

Wijze van citeren:
Vermeersch S., Baeyens R., Coeck J., De Maerteleire N., Gelaude E., Robberechts K., Pieters S., Smolders, S., Vercruysse, J.& Visser K.P.(2021). Evaluatie van de in- en uitwateringssluizen van gecontroleerde overstromingsgebieden: een case studie voor Bazel en Bergenmeersen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2021 (30). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. DOI: doi.org/10.21436/inbor.39514496

D2021/3241/230
Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2021 (30)
ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:
Maurice Hoffmann

Foto cover:
Opstelling voor de meting van actieve migratie aan de uitwateringssluizen in Bazel
(foto Emilie Gelaude)

Dit onderzoek werd uitgevoerd in opdracht en in samenwerking met:
De Vlaamse Waterweg nv

De Vlaamse Waterweg, Afdeling Regio Centraal
Anna Bijnsgebouw
Lange Kievitstraat 111-113 (bus 44), 2018 Antwerpen

© 2021, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

INSTITUUT
NATUUR- EN
BOSONDERZOEK

EVALUATIE VAN DE IN- EN UITWATERINGSSLUIZEN VAN GECONTROLEERDE OVERSTROMINGSGEBIEDEN VOOR VISMIGRATIE

Een casestudie voor Bazel en Bergenmeersen

Sophie Vermeersch, Raf Baeyens, Johan Coeck, Nico De Maerteleire, Emilie Gelaude, Karen Robberechts, Sebastien Pieters, Sven Smolders, Jeroen Vercruysse en Klaas Pieter Visser

doi.org/10.21436/inbor.39514496

Vlaanderen
is wetenschap

www.vlaanderen.be/inbo

Dankwoord/Voorwoord

Bij het afronden van dit rapport, zou ik volgende personen willen bedanken:

Mieke Vander Elst en Dominiek Decleyre voor het veldbezoek van de gecontroleerde overstromingsgebieden van Kruibeke-Bazel-Rupelmonde en Bergenmeersen en het verschaffen van de nodige informatie over de werking en de ecologische waarde van de respectievelijke gebieden.

Eveneens wens ik Piet Thys en Sander Belmans te bedanken voor hun gewaardeerd advies betreffende de proefopzet van de studie.

Speciale dank gaat uit naar Erwin Dieleman en Guy Vermeir. Dankzij hun vriendelijke medewerking, hun snelle respons en flexibiliteit wanneer een technische interventie nodig was, werden de bemonsteringen tot een goed einde gebracht.

Samenvatting

Het Sigmaplan voorziet de aanleg van gecontroleerde overstromingsgebieden ter bescherming van het Vlaamse deel van het Schelde-estuarium tegen stormvloed:

- Door het **vergroten van het areaal** slikken en schorren via ontpolderingen en het creëren van overstromingsgebieden met gereduceerd tij streeft men naar een verbetering van de ecologische kwaliteit, zowel op het niveau van habitats als van nutriëntencycli.
- Door een **verbetering van de ecologische kwaliteit** van het estuarium herstelt de visstand zich. Voor de nieuwe slikken en schorren streeft men vergelijkbare overstromingsfrequenties na als de natuurlijke buitendijkse habitats.

Om de werking van de in- en uitwateringssluizen voor vismigratie te optimaliseren, wil De Vlaamse Waterweg nv, Afdeling Zeeschelde-Zeekanaal, weten in welke mate migratie beïnvloed wordt door het sluizencomplex of aanpassingen ervan in functie van seizoenale en getijdeverschillen. Deze analyse wordt uitgevoerd voor twee sluizencomplexen: een in de Bazelse Polder en een in Bergenmeersen.

Bazelse Polder

Bij doodtij gedurende het grootste deel van het jaar (winter, zomer en najaar) vonden we geen of slechts enkele individuen in de Bazelse Polder. Oorzaak zijn de drempelhoogte en de aanwezigheid van schotbalken aan de inwateringssluis in Bazel, zoals vereist voor het behalen van de Sigmadoelen. Dit is in het bijzonder het geval voor de passieve in- en uittrek en voor de actieve migratie via *pet door*[1] simulatie (PDS). Het aantal individuen dat actief kan migreren is klein, zowel bij doodtij als bij springtij. Om de migratie te garanderen is dus een lage positionering van de inwateringssluis nodig. Praktijkvoorbeelden hebben echter aangetoond dat een lage inwatering ook een verhoogde aanslibbing veroorzaakt (bv. Burchtse Weel, mond.med. S. Belmans, 2018). Bij een lage positionering is ook de variatie tussen spring- en doodtij kleiner, wat nefast zou kunnen zijn voor de ontwikkeling van een slik/schorsysteem. Een voldoende overstromingsduur voor de laaggelegen gebieden garandeert echter het verhogen van de overlevingskansen voor vis. Ook de instroomvolumes zijn bepalend voor de connectiviteit. Daarnaast hebben verschillende studies aangetoond dat een te hoge positionering van de inwateringssluis resulteert in een grote valhoogte met krachtige stroming die mogelijks beschadiging bij vissen kan veroorzaken.

Het migratiegedrag verschilt van soort tot soort. Ter hoogte van Bazel migreren volgende soorten bij voorkeur in de winterperiode (maart): alver, blauwbandgrondel, driedoornige stekelbaars en giebel. Andere soorten, zoals brasem, blankvoorn, bot, kolblei en spiering vonden we het hele jaar door.

In Bazel is de passieve intrek via de inwateringssluizen veruit de meest gebruikte manier om het gebied in te trekken. Dit geldt voor bijna de helft van het aantal bemonsterde individuen

[1] *Luik in een terugslapklep van de uitwateringssluis welke voorzien van arm en vlotter. Bij stijgend rivierwater. De vlotter drijft op het water en bepaalt de openingshoek van het luik. Wanneer het rivierwater hoger stijgt dan de vlotter zal het luik gesloten worden. Gedurende de periode dat het luik geopend is, is vismigratie mogelijk.*

(49%) en 63% van de soorten. De actieve migratie via een PDS en de uitwateringsluizen was beduidend lager, met 29% respectievelijk 5% van het totaal aantal gevangen individuen.

Bergenmeersen

In Bergenmeersen daarentegen is het aandeel individuen dat via actieve migratie het gebied intrekt groter dan de passieve intrek (30%), zowel via de PDS (27%) als via de uitwateringssluizen (24%). 75% van het totaal aantal gevangen soorten bereikt via passieve inwatering het gebied. Dit is hoger dan het percentage van de soorten dat via PDS en actieve intrek via de uitwateringssluizen het gebied bereikt. Dat is respectievelijk 60% en 40% van het totaal aantal gevangen soorten. De lage aantallen voor de actieve intrek via de uitwateringssluizen in Bazel in vergelijking tot Bergenmeersen hebben waarschijnlijk te maken met de kleine inwateringsvolumes in Bazel. Ook de aanwezigheid van zwaardere uitwateringskleppen in Bazel heeft waarschijnlijk een invloed. Bij eenzelfde uitwateringsvolume zullen de kleppen van Bergenmeersen verder open staan. Dat bevordert de migratie.

Door de zware kleppenconstructie van Bazel, kan men veronderstellen dat een grotere stroomsnelheid nodig is om eenzelfde klepstand te bekomen als in Bergenmeersen. Bij sterkere stroming zullen minder juvenielen of slechts juvenielen van een groter formaat via de uitwateringssluizen kunnen migreren. Kleinere juvenielen zullen aangewezen zijn op een passage via de PDS. Dit is onder andere het geval voor blankvoorn, blauwbandgrondel en spiering. Andere soorten met een lage sprintsnelheid zoals bot, brakwatergrondel, brasem en kolblei werden enkel als actief migrerende soorten waargenomen via de PDS. In Bergenmeersen zijn er geen noemenswaardige verschillen in afmetingen vast te stellen tussen de migratie via de PDS of de uitwateringssluizen. Bepaalde soorten zoals karper en winde migreren evenwel uitsluitend via de PDS.

Alhoewel sommige soorten jaarrond ter hoogte van de sluizen in Bergenmeersen aangetroffen worden (blankvoorn, giebel), werden veel individuele verschillen per soort waargenomen. In Bergenmeersen komen bot en spiering in de grootste aantallen voor. We vingen hier ook blankvoorn, brakwatergrondel, riviergrondel, driedoornige stekelbaars, kolblei, paling (een juveniel van 8 cm) en sprot. Baars werd voornamelijk in het voorjaar aangetroffen; brasem, pos en dunlipharder in de zomer; brakwatergrondel, riviergrondel, tiendoornige stekelbaars en karper in het najaar. Bot, paling, spiering en blauwbandgrondel werden het hele jaar door gevangen maar niet in de winter.

Aanbevelingen voor beheer en/of beleid

Voor vismigratie in de gecontroleerde gereduceerde getijdengebieden (GGG's) moet de inwatering verlaagd worden, ondanks het gevaar voor een verhoogde aanslibbing. Dat hebben de resultaten rond de actieve intrek via de uitwateringssluizen en de PDS (pet door simulatie) aangetoond. Afhankelijk van de topografie zal mogelijk de variatie tussen spring- en doodtij dan lager zijn. Nu voldoet de inwatering van Bazel Noord niet aan de basisvereisten van een GGG met een dagelijkse in- en uitstroom door getijdenwerking. Daarbij is niet het vloerpeil van de inwateringskoker problematisch, maar wel de schotbalken. Het bodempeil van de inwateringskoker voor Bazel ligt op 4,2 m TAW of 0,69 m onder het gemiddeld doodtij (Smolders *et al*. 2018). Maar omdat Bazel weidevogelgebied is, kan bij het verlagen van de inwatering het behoud en de ontwikkeling van dit gebied, zoals in de Sigmadoelen werd vastgelegd, problematisch worden. Om die reden is Bazel als GGG niet het meest representatieve gebied.

In toekomstige ontwerpen zijn lichtere kleppen (zie paragraaf 5.2.1) beter, omdat ze sneller openen en langer gedeeltelijk open blijven. Migratie kan dan langer. Om een experimentele vergelijking te kunnen maken tussen de HDPE-klep en de traditionele terugslagklep is het nuttig om ook de helling van een traditionele terugslagklep op te meten. Door de grotere massadichtheid van een traditionele terugslagklep (2616 kg/m^3 ten opzichte van 1041 kg/m^3 voor een HDPE klep) verwachten we dat de openingshoek duidelijk kleiner zal zijn. In dit geval hebben HPDE-kleppen de voorkeur in toekomstige ontwerpen om vismigratie makkelijker te maken door ze langer mogelijk te maken. Ook de zwaardere terugslagklep in Bazel is niet ideaal.

Om aan de mechanische spanning van de stroming te weerstaan, kozen we in de proefopzet voor een maaswijdte van 1-0,5 cm. Hierdoor is de lengteverdeling van de vangsten waarschijnlijk een onderschatting van de werkelijke toestand. Ter aanvulling van deze studie zou specifiek onderzoek verricht dienen te worden naar de migratie van juvenielen.

Er dient rekening gehouden te worden met een mogelijke mortaliteitsfactor, zonder hierbij het aandeel van de proefopstelling of de constructiekenmerken te kennen. Dit pleit voor verder onderzoek. Literatuuronderzoek geeft aan dat de wijze van energiedissipatie in een systeem bepalend kan zijn voor het al of niet optreden van schade.

Om een specifieke afstemming op vismigratie en/of andere doelen vastgesteld voor de GGG's te realiseren, kan **verder vervolgonderzoek** nuttig zijn:

1. Een **nieuwe meting van de debieten**, waterstanden en klepstanden van een vooraf gekozen GGG met als doel de debietmodellen van dergelijke gebieden verder op punt te stellen. Bedoeling zou zijn om 14 dagen (om de variatie tussen doodtij en springtij volledig en nauwkeurig in beeld te brengen): het debiet en waterstand in een koker in het midden en aan de rand van een constructie te meten om eventuele lokale verschillen (midden-rand) te kunnen aantonen, waterstanden net binnen en buiten de constructie te meten, en klepstanden van 2 kleppen (midden en rand) op te meten. Verder zou er binnen deze periode een 13-uursmeting volgen waarbij met een drijvend ADCP[2] op de klassieke manier het debiet in en uit het gebied opgemeten wordt (indien praktisch uitvoerbaar).

[2] *Acoustic Doppler Current Profiler. Dit is een akoestisch meetinstrument dat gebruikmaakt van het dopplereffect om een stromingsprofiel (stroomsnelheid en -richting) op elke diepte) van de waterkolom op te maken.*

Tegelijkertijd worden er vispassagemetingen uitgevoerd, zowel op de middelste koker als op een koker aan de rand.

In deze studie voor Bazel en Bergenmeersen vormt de stroomsnelheid door de uitwateringssluizen o.a. voor volgende soorten een knelpunt: alle karperachtigen (waaronder winde, brasem en kolblei), juveniele voorn, spiering en bot. Om de migratie van soorten met een lage sprintsnelheid te garanderen, is het aan te bevelen om in toekomstige constructies mechanismen voor vismigratie grondig te onderzoeken. Het kan gaan over een aanpassing van de kleppen, of over mechanismen die een beperkt inwateringsdebiet toelaten van het type *pet doors*.

2. Idealiter zou voor de werking van het gebied als paai- en opgroeihabitat, een **voldoende hoge waterpeil aanwezig moeten blijven**, minstens in bepaalde delen van het gebied. Aangezien dit een effect zal hebben naar de opslibbing van het gebied, kunnen voor een gekozen gebied scenario's in een model (1D tot 3D) doorgerekend worden. Deze scenario's kunnen betrekking hebben op de configuratie van schotbalken, klepstanden, aantal kokers, PDS, maar ook op topografische inrichting geschikt voor vissen (paaiplaatsen, nodig waterdiepte om te overleven e.d. Die inrichting is dan afhankelijk van het gekozen gebied en de nodige dagelijkse overstromingsfrequenties daarvan, rekening houdend met harde randvoorwaarden zoals de Sigmadoelen voor het gebied. Ter ondersteuning lijsten we de beschikbare kennis op met betrekking tot habitateisen van de vissoorten (eisen voor paaiplaatsen en opgroeihabitats, minimale waterdiepte om voldoende overlevingskansen te bieden, maximale stroomsnelheden die vismigratie toelaten…). Vervolgens wordt de kennis, opgebouwd door het toepassen van de ecologische vereisten, aangereikt bij het ontwerp van een nieuw gebied. Dit zijn dan de uitgangspunten voor het hierboven vermelde modelonderzoek.

3. Bij toekomstige constructies zou aandacht moeten besteed worden aan het **optimaliseren van de in- en uitlaatconstructies** met het oog op de val die vissen maken in de constructie en de mogelijks daaruit resulterende visschade. De manier waarop de energie in de woelkom verspreid wordt bepaalt de overlevingskansen. Je moet streven naar een constructie met een minimum aan energiedissipatoren, een toename van de lengte van de kambreedte, en een verdieping van de woelkom. Hoe lager de valhoogte hoe beter. Wanneer te hoog, kan met verschillende trappen gewerkt worden en een verdieping van de woelkom. Een getrapte structuur, naar analogie met de constructie in Kruibeke, is mogelijk op voorwaarde dat door de opeenvolgende contacten met het wateroppervlakte geen verhoogde schade optreedt. Ook de impact van vuilroosters kan je meenemen. Bij de ontwikkeling van nieuwe ontwerpen is er nood aan een reeks van duidelijk afgelijnde ranges voor de valhoogte: veilige range, aanvaardbare range en niet gewenste range. Indien uit een literatuurstudie blijkt dat deze waarden, ook bij benadering, onvoldoende gekend zijn, moet in een vervolgstudie, een proefopzet uitgewerkt te worden om deze waarden te bepalen. Op deze manier kan je de mortaliteit bepalen voor verschillende constructietypes (bv. 1 trap/ meerdere trappen/ valhoogte 5 m voor de Bunt).

Algemeen zouden volgende richtlijnen de mortaliteit moeten beperken:

- **beperken van schaafwonden door contact met beton:** minimaliseren van de valhoogte, minimaliseren van de stroomsnelheden, gestroomlijnde kanalen door een effen contactoppervlakte;

- **beperking van de impact tegen de basis van de constructie:** voldoende diepe woelkom om de impact van de waterstraal op de bodem van de woelkom te minimaliseren waarbij een verdronken sprong verkregen wordt;

- **beperking van de turbulentie en schuifspanning in de woelkom:** wijze van energiedissipatie door een toename van het volume water in de woelkom, een toename van de kambreedte van de overstort, verdieping van de woelkom aan de basis van de constructie of toename van de dwarsdoorsnede van de waterstraal door beluchting. In de huidige ontwerpen wordt de energiedissipatie op gecontroleerde en efficiënte wijze uitgevoerd voor de meest extreme condities.

Ter ondersteuning brengen we een uitgebreide literatuurstudie m.b.t. tolerantie van vis voor impact (vergelijkbaar met schade door stuwpassage bij afwaartse migratie), met de beschikbare kennis gesynthetiseerd. Die kan dan als parameters meegenomen worden in de optimalisatie van toekomstig te bouwen constructies.

English abstract

The Sigmaplan intends the realisation of flood control areas with a controlled reduced tide in order to protect the Flanders region of the Scheldt estuary against storm surge. By extending the area of mud flats and salt marshes through the flooding of the polders and the creation of flood control areas with a controlled reduced tide, one strives to enhanceme the ecological quality of habitats and nutrient cycles. Partly as a result of these efforts, fish population are restoring. For the development of functional intertidal habitats (mud flats and salt marshes) similar flooding frequencies as in natural tidal areas are targeted.

In the context of optimisation of the functioning of in- and outlet sluices for fish migration, De Vlaamse Waterweg nv, Afdeling Zeeschelde-Zeekanaal, has assigned a study to determine to what extent fish migration is influenced by the sluice complex or adaptations to it in relation to seasonal and tidal variations. This analysis has been performed fort two locations: a sluice complex in the polder of Bazel and one in Bergenmeersen.

As a result of the height of the treshold and the presence of damming joists at the inlet sluice of **Bazel**, no or only a few individuals were sampled at neap tide during a major part of the year (summer, autumn, winter). This is especially true for passive migration and active migration through pet door simulation (PDS). The number of individuals that are able to migrate is small, during both neap and spring tide. Nevertheless, a lower positioning of the inlet sluice is necessary to allow a periodic migration. The variation between neap and spring tide will be smaller, which is detrimental for the development of mud flats and salt marshes, Nevertheless flood duration will become adequate for the lower areas and will enhance the survival chances for fish. Inlet volumes as well are decisive for connectivity. Moreover, a too high positioning of the inlet sluices creates a large drop height with a powerful streaming that can cause injuries.

In Bazel, a number of species had a preference for migration during the winter period (march): bleak, topmouth gudgeon, three-spined stickleback and Prussian carp. Other species, like bream, roach, flounder, silver bream and European smelt are present throughout the year.

Passive migration through the inlet sluices is the most common manner of moving into the flood control area. This prevails for half of the sampled individuals (49%) and 63% of the species. The active migration through PDS and outlet sluices was significantly lower for the species, with respectively 29% and 5% of the sampled individuals.

In **Bergenmeersen**, on the contrary, the share of the actively migrating individuals is larger than the passive migration (30%), by PDS (27%) and by outlet sluices (24%) as well. It is striking that 75% of the total number of sampled species reach the flooding area by passive migration through the inlet sluices. This is a higher amount than the number of species reaching the area by PDS and active migration through the outlet sluices. They amount 60%, respectively 40% of the total number of sampled species. In comparison, the small amounts of individuals migrating through the outlet sluices in Bazel are probably related to the small inlet volumes. The presence of heavier valves in Bazel is probably also a determining factor. At the same outlet volume, the valves of Bergenmeersen will be more open and facilitate migration.

We could assume that the heavy valve constructions of Bazel require a larger flow rate to obtain the same valve position as in Bergenmeersen. As a consequence, less juveniles or only the larger ones will be able to migrate actively through the outlet sluices. Smaller juveniles will be dependent on their passage through the PDS. This conclusion can be applied to roach,

topmouth gudgeon and smelt. Other species characterized by a small sprint velocity, such as flounder, common goby, bream and silver bream were only observed as actively migrating species through PDS. In Bergenmeersen, there are no significant differences between the size of fishes migrating by PDS or outlet sluices.

Although several species are sampled throughout the year at the sluice complex of Bergenmeersen (roach and Prussian carp), many individual differences at species level exist. In comparison to Bazel, the species composition of Bergenmeersen is more diverse. Flounder and European smelt are present in higher amounts. Other species like roach, common goby, gudgeon, three-spined stickleback, silver bream, European eel (an elver of 8cm) and sprat. Perch was mainly sampled in the spring period; bream, ruffe and grey mullet in the summer period; common goby, gudgeon, nine-spined stickleback and carp in autumn. Flounder, European eel, European smelt and topmouth gudgeon were sampled throughout the year but not in the winter period.

Inhoudstafel

Dankwoord/Voorwoord 2
Samenvatting 3
Aanbevelingen voor beheer en/of beleid 5
English abstract 8
Lijst van figuren 12
Lijst van tabellen 14
Lijst van foto's 14
1 Inleiding 15
2 in- en uitwateringsconstructies 17
2.1 Bazel 17
2.2 Bergenmeersen 18
3 Resultaten van eerdere vismonitoring 21
3.1 Lippenbroek 21
3.2 Kruibeke-Bazel-Rupelmonde 23
3.3 Bergenmeersen 27
4 Doelstellingen 30
5 Materiaal en methoden 31
5.1 Ligging van de onderzochte constructies 31
5.2 Metingen 32
5.2.1 Bazel 32
5.2.2 Bergenmeersen 40
5.2.3 Overzicht van de bemonsteringen 43
5.3 Inventarisatie 44
5.4 Berekening van het aantal leeftijdsklassen 45
5.5 Voorstelling van de resultaten 45
6 Resultaten 47
6.1 Bazel 47
6.1.1 Overzicht van de vangsten 47
6.1.2 Verschillen in tijwerking (springtij en doodtij) 49
6.1.3 Seizoenale verschillen 52
6.1.4 Vergelijking van het migratietype m.b.t. uitwateringsklep (passieve en actieve in- en uitwatering) 55
6.2 Bergenmeersen 58
6.2.1 Overzicht van de vangsten 58
6.2.2 Verschillen in tijwerking (springtij en doodtij) 60

6.2.3 Seizoenale verschillen 64
6.2.4 Vergelijking van de migratietypen m.b.t. de uitwateringsklep (actieve intrek en passieve uittrek) 70
6.3 Efficiëntie van de verschillende migratietypen 72
7 Discussie 81
8 Conclusies 87
Mortaliteit bij de migratie door de inwateringssluizen 88
Functioneren van het gebied als paai- en opgroeihabitat voor vis 89
Referenties 92
Bijlage 1 97

Lijst van figuren

Figuur 1. Noordelijke inwateringsconstructie van Bazel (Smolders *et al*. 2018) 17
Figuur 2. Noordelijke uitwateringsconstructie van Bazel (Smolders *et al*. 2018) 18
Figuur 3. Vooraanzicht van het sluizencomplex vanuit de Schelde (DVW, Afdeling Zeeschelde-Zeekanaal) 19
Figuur 4. Vooraanzicht van het sluizencomplex vanuit de polder (DVW, Afdeling Zeeschelde-Zeekanaal) 19
Figuur 5. Doorsnede in-en uitwateringsconstructie Bergenmeersen (Technum & W&Z Afdeling Zeeschelde 2010) 20
Figuur 6. Situering van de vismonitoringslocaties in het overstromingsgebied Kruibeke-Bazel-Rupelmonde 23
Figuur 7. Visbestand voor Bazel Noord in de periode 2013-2016 24
Figuur 8. Visbestand ter hoogte van de Bazel Zuid in de periode 2014-2016 25
Figuur 9. Visbestand voor de uitwateringssluis van Kruibeke in 2013 en het voorjaar van 2017 26
Figuur 10. Visbestand in de woelkom van het poldergebied van Bergenmeersen in de periode 2013-2015 28
Figuur 11. Visbestand in de kreek van het poldergebied van Bergenmeersen in de periode 2013-2015 29
Figuur 12. Visbestand in de Schelde ter hoogte van Bergenmeersen in het voorjaar van 2013 29
Figuur 13. Ligging van de onderzochte constructies (Smolders *et al*. 2018) 31
Figuur 14. Ligging van de proefopzet in Bazel 32
Figuur 15. Principe van de werking van een pet door 35
Figuur 16. Schets van een trap door 36
Figuur 17. Schets van een katrolsysteem 37
Figuur 18. Principe van een zelfregulerende terugslagklep 38
Figuur 19. Schets van zijdelings opgehangen kleppen 38
Figuur 20. Schets van een concave klep 39
Figuur 21. Schets van een HDPE klep (KWT Group 2016) 39
Figuur 22. Voorstelling van de waterverplaatsing en de werking van de kleppen bij vloed en eb. 44
Figuur 23. Betekenis van de elementen van een boxplot 45
Figuur 24. Aantal individuen dat gevangen werd bij doodtij en springtij ($p < 0.01$) 50
Figuur 25. Aantal individuen per eenheidsvolume dat gevangen werd bij doodtij en springtij berekend over alle metingen (p = n.s.) 50
Figuur 26. Aantal individuen dat volgens de verschillende migratietypen gevangen werd bij doodtij en springtij ($p < 0.05$) berekend over alle metingen 51
Figuur 27. Aantal individuen per eenheidsvolume dat gevangen werd bij doodtij en springtij volgens de verschillende migratietypen (p = n.s.) 52
Figuur 28. Aantal individuen volgens seizoen (p = n.s.) 53
Figuur 29. Aantal individuen per eenheidsvolume dat gevangen werd tijdens de verschillende seizoenen (p = n.s.) 53
Figuur 30. Aantal individuen in functie van de migratietypen, volgens seizoen (p = n.s.) 54
Figuur 31. Aantal individuen per eenheidsvolume in functie van het migratietype, volgens seizoen, (p = n.s.) 55

Figuur 32. Aantal individuen in functie van het getij en het migratietype. Het betreft enkel de actieve intrek via de uitwateringssluizen en PDS (p < 0.05). 56
Figuur 33. Aantal individuen per eenheidsvolume dat gevangen werd tijdens doodtij en springtij, opgesplitst per migratietype (p = n.s.) 57
Figuur 34. Aantal individuen dat gevangen werd bij doodtij en springtij berekend over alle metingen (p = n.s.) 61
Figuur 35. Aantal individuen per eenheidsvolume dat gevangen werd bij doodtij en springtij berekend over alle metingen (p = n.s.) 62
Figuur 36. Aantal individuen dat volgens de verschillende migratietypen gevangen werd bij doodtij en springtij (p = n.s.) 63
Figuur 37. Aantal individuen per eenheidsvolume dat volgens de verschillende migratietypen gevangen werd bij doodtij en springtij (p = n.s.) 64
Figuur 38. Aantal individuen dat in de verschillende seizoenen gevangen werd (p < 0.01) 65
Figuur 39. Aantal soorten dat in de verschillende seizoenen gevangen werd (p < 0.01) 65
Figuur 40. Aantal individuen per eenheidsvolume dat in de verschillende seizoenen gevangen werd (p = n.s.) 66
Figuur 41. Aantal soorten per eenheidsvolume dat in de verschillende seizoenen gevangen werd (p = n.s) 66
Figuur 42. Aantal individuen dat in de verschillende seizoenen gevangen werd bij doodtij en springtij (p < 0.01) 67
Figuur 43. Aantal individuen per eenheidsvolume dat in de verschillende seizoenen gevangen werd bij doodtij en springtij (p < 0.01) 68
Figuur 44. Aantal individuen in functie van het migratietype, volgens seizoen (p = n.s.) 69
Figuur 45. Aantal individuen per eenheidsvolume in functie van het migratietype, volgens seizoen (p = n.s.) 70
Figuur 46. Aantal individuen dat gevangen werd bij doodtij en springtij tussen intrek via de uitwateringssluizen en PDS (p = n.s.) 71
Figuur 47. Aantal individuen per eenheidsvolume dat gevangen werd bij doodtij en springtij, volgens migratietype. Het betreft enkel de actieve intrek via de uitwateringssluizen en PDS (p < 0.01). 72
Figuur 48. Aantal individuen volgens migratietype, dat in beide gebieden gevangen werd (n.s.) 73
Figuur 49. Stroomsnelheid in de uitwateringskoker gerelateerd tot de pet-door-simulatie tijdens de 13-uursmeting 74
Figuur 50. Stroomsnelheid in de uitwateringskoker bij uitwatering in relatie tot het verval op de Schelde en het waterpeil in de uitwateringskoker 75
Figuur 51. 13-uursmeting voor Bazel Noord van 14/09/2016. Debiet- en waterpeil. 77
Figuur 52. 13-uursmeting voor Bazel Noord en Zuid op 14/09/2016. 78

Lijst van tabellen

Tabel 1. Overzicht van de vangsten in Bazel in de periode 2016-2017 met het aantal individuen en de gemiddelde lengte per soort 47

Tabel 2. Overzicht van de gemodelleerde volumes die door de fuiken hebben gestroomd gedurende de bemonsteringssessies (1 sessie per seizoen) 48

Tabel 3. Overzicht van de vangsten in Bergenmeersen in de periode 2016-2017 met het aantal individuen en de gemiddelde lengte per soort 58

Tabel 4. Overzicht van de gemodelleerde volumes die door de fuiken hebben gestroomd gedurende de bemonsteringssessies 60

Tabel 5. Lengterange (LR) van de soorten die gebruik maken van PDS in vergelijking tot actieve intrek via de uitwateringssluizen in Bergenmeersen voor doodtij en springtij. 76

Tabel 6. Lengterange (LR) van de soorten die gebruik maken van PDS in vergelijking tot actieve intrek via de uitwateringssluizen in Bazel gedurende doodtij en springtij. 80

Lijst van foto's

Foto 1. Opstelling voor de passieve intrek via de inwateringssluizen in Bazel (passieve migratie)

Foto 2. Opstelling voor de uittrek via de uitwateringssluizen (passieve migratie, links) en intrek via de uitwateringssluizen (actieve migratie, rechts)

Foto 3. Katrolsysteem in Bergenmeersen (Foto: Jeroen Vercruysse)

Foto 4. Opstelling voor de meting van de pet door simulatie (PDS)

Foto 5. Opstelling voor de passieve intrek in Bergenmeersen (passieve migratie)

Foto 6. Opstelling voor uittrek via uitstroom (passieve migratie) in Bergenmeersen

Foto 7. Opstelling voor de intrek via uitstroom (actieve migratie) in Bergenmeersen

Foto 8. Voorbereidingen bij de opstelling voor de meting van de pet doorsimulatie waarbij de uitwateringsklap met kraan geopend wordt

Foto 9. Vuilophoping ter hoogte van de inwateringssluizen

Foto 10. Instroom over de drempels van de inwateringssluizen

Foto 11. Spieringvangst in Bergenmeersen

Foto 12. Juveniele bot in Bergenmeersen

1 INLEIDING

Vanaf het einde van de twintigste eeuw zijn belangrijke inspanningen geleverd om de ecologische kwaliteit van de Schelde te verbeteren. Op de eerste plaats spelen de inspanningen voor het zuiveren van het huishoudelijke afvalwater een belangrijke rol. In het Sigmaplan vormt de aanleg van gecontroleerde overstromingsgebieden een van de maatregelen ter bescherming van het getij-afhankelijk deel van het Schelde-estuarium tegen stormvloed. Het Sigmaplan beoogt eveneens de verbetering van de ecologische kwaliteit (habitat, nutriëntencyclus) door het vergroten van het areaal slikken en schorren, via ontpoldering of door de aanleg van gecontroleerde overstromingsgebieden met gecontroleerd of gereduceerd getij (GOG-GGG). Er werden GOG-GGG's gerealiseerd waarbij de sluisconstructies de combinatie van overstromingscontrole en natuurontwikkeling beogen.

- Een van de ecologische doelstellingen voor de Zeeschelde is het herstel van vrije vismigratie. Bijzondere aandachtspunten zijn:Bescherming van de huidige visfauna, in het bijzonder de ecologisch waardevolle soorten (Habitatrichtlijnsoorten en Rode-Lijstsoorten) en hun leefomgeving;
- De Zeeschelde vervult als estuarium een bijzondere rol voor vismigratie. Belangrijke diadrome vissoorten (soorten die in hun levenscyclus tussen zoet of brak water en zout water migreren) zoals paling, bot, spiering, rivierprik, gebruiken de Zeeschelde als doortrekgebied als ze op weg zijn naar hun paaiplaatsen;
- De Zeeschelde speelt tevens een rol in de levenscyclus van een aantal soorten. Het gebied moet voldoende structurele kwaliteit bezitten om minimale potentiële kernpopulaties van volgende vissoorten te herbergen: bittervoorn, elft, Europese meerval, fint, grote modderkruiper, kleine modderkruiper, paling, rivierdonderpad, rivierprik, spiering, zeeforel. Het uitvoeren van de gepaste maatregelen moet op termijn leiden tot een gediversifieerd visbestand dat de toets zoals opgelegd door KRW kan doorstaan. Inrichtingsmaatregelen kunnen slechts effectief zijn als ook de waterkwaliteit voldoet aan de norm voor viswater. Een goede waterkwaliteit, en in het bijzonder een zuurstofconcentratie die nooit lager is dan 5 mg/l zijn absolute beginvoorwaarden.
- Bijzondere aandacht dient ook te gaan naar de migratie en uitwisseling van vissoorten tussen de Zeeschelde en de zijrivieren en de GGG's dienen als paaiplaatsen (Secretariaat Beneden-Scheldebekken 2009). Het uitgesproken seizoenaal karakter in de soortensamenstelling van de visgemeenschap in de Zeeschelde, bestaande uit marien juveniele vissen, marien seizoenale vissen en estuariene vissen, en de draagkracht van het estuarium voor jonge vis duiden op de jaarrond goede invulling van de kinderkamer- en foerageerfunctie. Bovendien werd voor de Beneden-Zeeschelde, het in stand houden en ondersteunen van deze seizoenale dynamiek als prioritaire doelstelling voor het visbeleid opgenomen.. De Beneden Zeeschelde draagt door haar goede kinderkamerfunctie significant bij tot de rekrutering van jonge vis tot de volwassen commerciële visstocks van haring, tong, zeebaars, wijting, schar en schor op de Noordzee. Brakwatergrondel, dikkopje, puitaal, kleine zeenaald en slakdolf vinden in de Beneden-Zeeschelde voldoende foerageerhabitat om duurzame populaties te ontwikkelen. Het

voorkomen van 0-groep[3] katadrome en anadrome vissen in het zoetwatergetijdengebied van de Zeeschelde wijst op de volledige functie-invulling van het Scheldebekken als habitat voor diadrome soorten. Het Scheldebekken heeft op korte termijn zichzelf instandhoudende populaties van rivierprik, fint, spiering en op middellange termijn van zeeprik, elft en houting. Eurytope[4] vissoorten (blankvoorn, brasem, pos, baars, alver, karper, kolblei en snoekbaars) houden duurzame populaties in stand in het zoetwatergetijdengebied. Vanuit de zijrivieren, polderwateren en kanalen kunnen rheofiele[5] en limnofiele[6] vissen komen foerageren in het zoetwatergetijdengebied (Adriaensen *et al*. 2005).

Voor de realisatie van de gecontroleerde overstromingsgebieden werden specifieke polders langs de Schelde geselecteerd. De maaiveldhoogte bevindt zich onder het gemiddelde hoogtijniveau. Rond de polders werden voldoende hoge ringdijken gerealiseerd. De dijk tussen de rivier en de polder werd verlaagd om een overloopdijk te creëren. Bij stormpieken, kan het water dat over de dijk gespoeld is, in het poldergebied gestockeerd worden. Op deze manier wordt het stormtij in de rivier gedempt. Wanneer het waterniveau in de rivier voldoende gezakt is, zal het water uit de gecontroleerde overstromingsgebieden (GOG) terugvloeien naar de rivier via uitlaatconstructies in de overloopdijk. Gemiddeld overstromen GOG's een tot twee keer per jaar.

Door gewijzigde fysische omstandigheden en door nieuwe inzichten m.b.t. waterbeheer, werd in 2005 het Sigmaplan geactualiseerd. Het doel is om zowel de veiligheid als de ecologische behoeften op duurzame wijze te garanderen. Om die redenen werden gecontroleerde overstromingsgebieden met gereduceerd tij (GGG) gecreëerd. Deze gebieden overstromen niet enkel bij stormvloed maar ook onder normale tijregimes. Om dit te realiseren werden hoog in de overloopdijk inlaatsluizen geplaatst. Gedurende de tijcyclus zal een beperkte hoeveelheid rivierwater in het GOG stromen, zo lang als het waterpeil in de rivier het peil van de inlaatconstructie overstijgt. Wanneer de instroom stopt, zal het waterpeil in het GOG stagneren. Wanneer het rivierpeil in de rivier weer voldoende laag is, zal het water uit het GOG gedraineerd worden door uitlaatconstructies in de overloopdijk. Wanneer het waterpeil in de rivier weer stijgt worden de uitlaatconstructies dichtgedrukt waardoor het water in het GOG stagneert.

Natuurdoelstellingen in het GGG vereisen vergelijkbare tijregimes als in het estuarium, maar dan met een gereduceerde amplitude en aangepast aan de schaal van het overstromingsgebied. Voor de ontwikkeling van functionele intergetijdenhabitats (slikken en schorren) moeten vergelijkbare overstromingsfrequenties nagestreefd worden als de natuurlijke buitendijkse habitats. Schorren overstromen enkel bij springtij, slikken kunnen bij iedere tij overstroomd worden. Hoge waterpeilen in een GOG dienen gereduceerd te worden zonder de springtij/doodtijvariaties te dempen. Dit kan bereikt worden door een weloverwogen plaatsing van een hoog gelegen inlaatconstructie die grote volumes water opneemt gedurende springtij, maar dankzij de hoge positie in de overloopdijk zo goed als geen water doorlaat tijdens het doodtij. De laaggelegen uitwateringsconstructie evacueert het water tijdens eb (De Mulder *et al*. 2013).

Op deze manier kunnen GOG's bijdragen tot het herstel van estuariene habitats. Vele zijn verdwenen of gedegradeerd door verstedelijking, industriële of agrarische ontwikkeling (Cox *et al*. 2006).

---

[3] *individuen die nog geen winter hebben doorgemaakt*

[4] *soort met brede ecologische amplitude*

[5] *Soort bij voorkeur levend in stromend water*

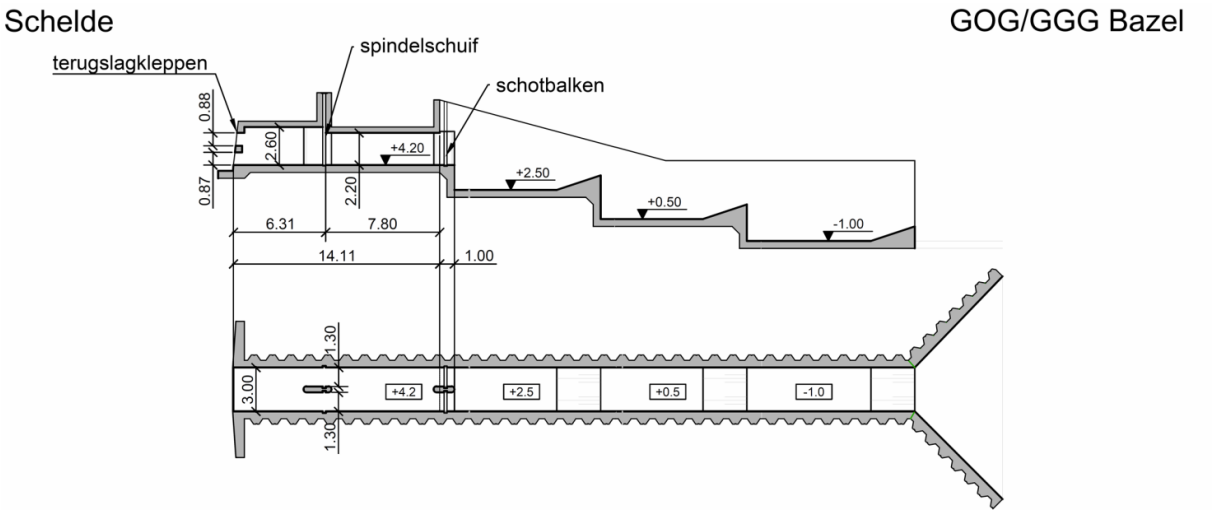
[6] *Soort met een voorkeur voor stilstaand water en een rijke begroeiing*

2 IN- EN UITWATERINGSCONSTRUCTIES

2.1 BAZEL

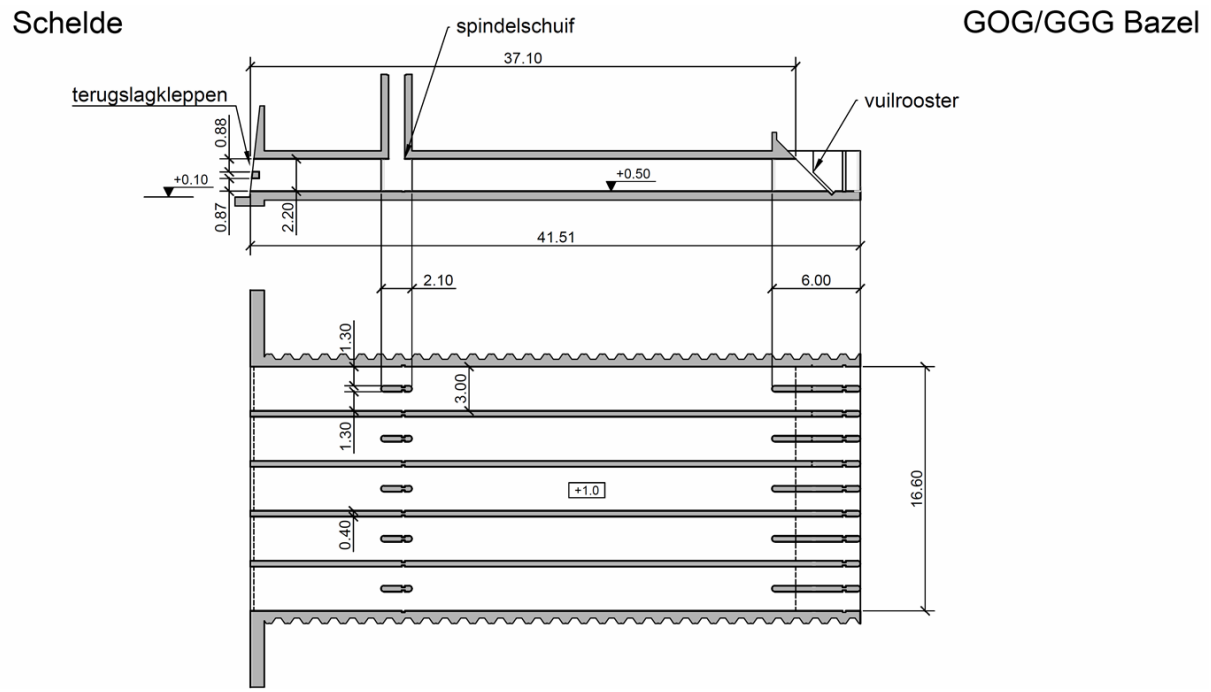
De constructies in Bazel zijn van hetzelfde type als in Kruibeke met een kleiner aantal in- en uitstroomopeningen. De Bazelse polder heeft op drie locaties sluizen in de dijk: stroomafwaarts zijn er één inwaterings- en vijf uitwateringskokers; stroomopwaarts zijn er twee uitwateringskokers en in het midden staat er een complex met twee inwateringskokers en vijf uitwateringskokers. In dit rapport bespreken we enkel de constructies met in- en uitwatering. De stroomafwaartse constructie noemen we verder de noordelijke constructie en het middelste sluizencomplex noemen we de zuidelijke constructie.

Wegens de technische haalbaarheid wordt in eerste instantie geëxperimenteerd op de noordelijke constructie in de Bazelse polder. Omdat die slechts uit een koker bestaat, is de hele constructie gemakkelijker te overspannen met een fuikconstructie (Fig. 1). Het bodempeil van de inwateringskoker ligt op 4,2 m TAW. Het inwateringspeil van de inwateringsconstructie wordt geregeld door middel van schotbalken. In beide kokers bedraagt de schotbalkhoogte 1 m en het peil van de schotbalk bedraagt 5 m T.A.W. In tegenstelling tot Bergenmeersen wordt in Bazel geen gebruik gemaakt van de spindelschuiven om het inwateringsdebiet te regelen (Smolders *et al*. 2018).



Figuur 1. Noordelijke inwateringsconstructie van Bazel (Smolders *et al*. 2018)

De uitwateringssluizen bestaan uit een afzonderlijke constructie met vijf uitwateringskokers (Fig. 2). Het bodempeil van de uitwateringskokers ligt op 0,5 m TAW.



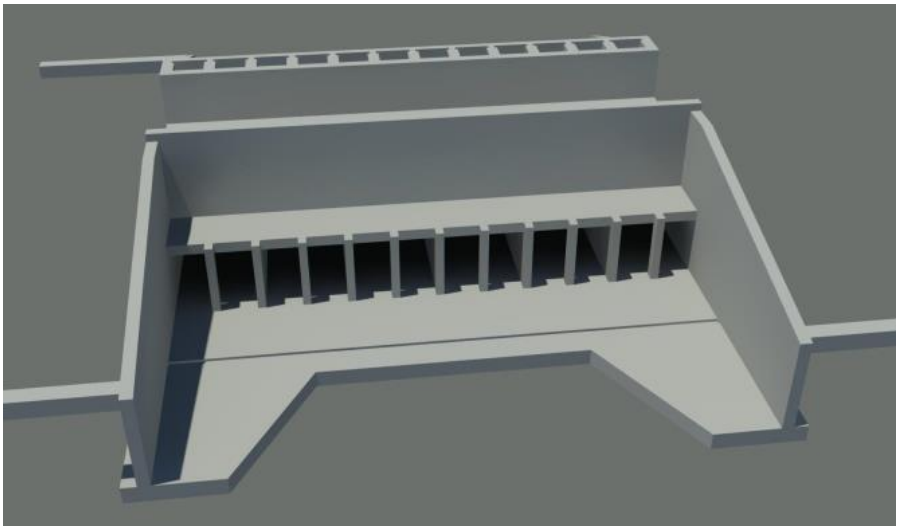
Figuur 2. Noordelijke uitwateringsconstructie van Bazel (Smolders *et al*. 2018)

2.2 BERGENMEERSEN

Het gebied overstroomt tweemaal daags op een gecontroleerde wijze bij vloed. Via een inwateringsconstructie in de dijk wordt bij elk hoogtij een beperkte hoeveelheid water in het gebied gelaten. Bij laagtij loopt het water via de lage uitwateringskokers terug naar de Schelde (Fig. 3 en 4). Zo ontstaat in de polder een GGG. De instroom van water is bij normale waterstanden in de Schelde eerder beperkt. Alleen zo ontstaat de gewenste mix van slik en schor in de lager gelegen polder. Voor het ontwerp van het gebied werd gerekend met een hoogwater bij een gemiddeld tij van ca. +5 m TAW en bij een springtij van ca. 5,3 m TAW. De instroom van het Scheldewater in het gebied wordt geregeld aan de hand van schotbalken en spindelschuiven. Het peil aan de bovenrand van de schotbalken bedragen 4,2 m TAW. De peilen aan de onderrand van de spindelschuiven bedragen 5,42 en 4,5 m TAW. De bestaande ringdijk (+7,6 à 7,8 m TAW) is verhoogd tot Sigmahoogte (+8 m TAW). De hoogte van de bestaande overloopdijk (+6,4 à 6,5 m TAW) blijft behouden. Bij stormtij blijft het gebied zijn functie als GOG vervullen. Bij het ontwerp van Bergenmeersen is door voortschrijdend inzicht meer aandacht aan de vismigratie besteed, met aandacht voor zowel passieve en actieve migratie. Het gaat met name over de inplantingshoogte, de diepte van de woelkom en de valhoogte. Hier is ook met selectief getijdentransport[7] rekening gehouden (Decleyre pers.com.).

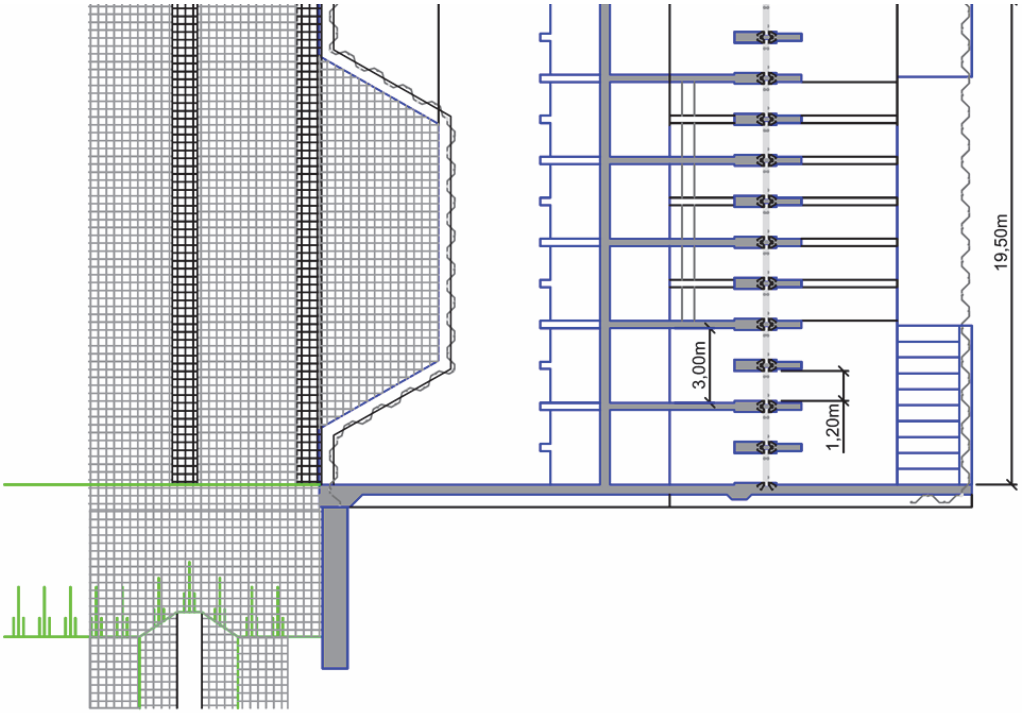
[7] *Migratiemethode waarbij organismen bij opkomend water (vloed) hoger in de waterkolom zitten en met de stroming mee richting rivier zwemmen*

Figuur 3. Vooraanzicht van het sluizencomplex vanuit de Schelde (DVW, Afdeling Zeeschelde-Zeekanaal)



Figuur 4. Vooraanzicht van het sluizencomplex vanuit de polder (DVW, Afdeling Zeeschelde-Zeekanaal)

Bij stroming van Schelde naar de polder stroomt het water eerst over een 19,5 m breed plateau met vloerpeil op +4,2 m TAW waarop over de volledige breedte vuilroosters zijn voorzien voor het tegenhouden van drijvend vuil. Vervolgens komt de stroming in zes kokers met een breedte van 3 m die over de eerste 2,7 m gesplitst zijn door middel van een tussenmuur. In deze zone bevinden zich schotbalken en spindelschuiven. De schotbalken dienen om het inwateringspeil af te regelen. Met behulp van de spindelschuiven kan voorafgaandelijk aan GOG-werking de inwatering afgesloten worden zodat de maximale komberging beschikbaar is. Daarna valt het water, na een afstand van 2,6 m na het beëindigen van de tussenmuur, in een 2 m lager gelegen woelkom (met vloerpeil op +2,20 m TAW). Vervolgens monden de zes kokers (met een breedte van 3 m) uit in een gemeenschappelijke woelkom. Aan deze zijde zijn vuilroosters voorzien om het drijvend vuil tegen te houden bij stroming van polder naar Schelde. In het midden van deze woelkom gaat de betonnen vloer, 9,3m na de val, over in een bodembescherming met schanskorven (Vercruysse *et al*. 2012) (Fig. 5).



Figuur 5. Doorsnede in-en uitwateringsconstructie Bergenmeersen (Technum & W&Z Afdeling Zeeschelde 2010)

doi.org/10.21436/inbor.39514496

3 RESULTATEN VAN EERDERE VISMONITORING

3.1 LIPPENBROEK

Het Lippenbroek is het eerst ontwikkeld GGG en fungeert als voorbeeldgebied voor het ecologisch belang van GGG's. Dit poldergebied van 10 ha is gelegen in het zoetwaterdeel van de Zeeschelde te Hamme. Door de constructie van een vernieuwd sluizencomplex in 2006, staat het Lippenbroek in verbinding met de Schelde. Via een inwateringssluis, met naar beneden toe een verbreding van de vloer, stroomt het water bij vloed, via een schuin aflopend vlak, in het gebied. De verschillende hoogtes van de schotbalken in de sluiskokers zorgen ervoor dat bij springtij de hele polder onder water loopt, terwijl bij doodtij nauwelijks water binnenstroomt. Bij laagtij kan het water via een smallere uitwateringssluis terug naar buiten stromen. Het gebied heeft hierdoor potenties gekregen als paai- en opgroeigebied voor diverse vissoorten uit de Schelde. Door de morfologie van het gebied en de plaatsing van de inwateringssluis ontstaan er verschillende biotopen. Het water dat het broek via de inwateringssluis binnenstroomt, komt eerst in een reservoir terecht waarvan de wanden versterkt zijn met steenbestorting. Vervolgens stroomt het water via een kreek tot achteraan in het broek en dan verder in enkele ondiepe plassen. Het reservoir, de kreek en de grote plas achteraan de polder staan permanent onder water. De andere delen van het overstromingsgebied zijn semipermanent overstroomd of vallen droog bij laagwater (Simoens *et al*. 2007).

Om de dynamiek van de visgemeenschap binnen het overstromingsgebied en de uitwisseling van vissen tussen de Schelde en het Lippenbroek na te gaan, werden verschillende meetcampagnes uitgevoerd. Er werd in het gebied gevist met fuiken met een maaswijdte van 1 cm en door middel van een hokfuik. Het net wordt in de kreek geplaatst zodat bijna de volledige breedte afgesloten is. Een hokfuik bestaat uit een 3,5 m lange fuik met twee vleugels links en rechts van de eerste grote koepel. De maaswijdte is 1 cm bij de ingang, aan het uiteinde is de maaswijdte nog 0,8 cm.

Vóór de omvorming van het Lippenbroek tot GOG-GGG werden zeven soorten in het gebied waargenomen. Vijf soorten kwamen voor in lage densiteiten: driedoornige stekelbaars, tiendoornige stekelbaars, bittervoorn, blauwbandgrondel en bot. Van blankvoorn en rietvoorn werd slechts één enkel exemplaar gevangen (visdatabank UA - onderzoeksgroep ecosysteembeheer). Momenteel is het soortenaantal en de densiteit sterk toegenomen. Tijdens de duur van het onderzoek werden 17 vissoorten gevangen.

In het Lippenbroek zijn duidelijke seizoenfluctuaties merkbaar. De totale abundantie van vissen in het Lippenbroek is het hoogst in de zomer, wat voornamelijk te wijten is aan grote aantallen juveniele vis. De visgemeenschap in de diepere permanente wateren wordt gedomineerd door bot, blauwbandgrondel, driedoornige stekelbaars, giebel en blankvoorn. Snoekbaars wordt enkel in de zomer aangetroffen. Daarnaast wordt een sterk afwijkende visgemeenschap in de plas aangetroffen. Hier worden hoge densiteiten waargenomen van driedoornige stekelbaars, blauwbandgrondel en tiendoornige stekelbaars. In het ondiepe water van de polder worden typische pioniersoorten aangetroffen die weinig eisen stellen aan de habitat en zich vrij snel kunnen reproduceren. De resultaten van het onderzoek in het Lippenbroek suggereren dat het gebied dienst doet als paaigebied voor giebel, blauwbandgrondel en driedoornige stekelbaars. en dat diepere locaties in het gebied zoals de kreek en het reservoir belangrijke refugia zijn bij laag water. In de kreek werden tijdens de afvissingen grote aantallen postlarvale botten gevangen. Hun aanwezigheid in het overstromingsgebied toont aan dat het Lippenbroek fungeert als opgroeigebied voor deze soort, vermoedelijk door de hogere watertemperaturen en de hoge voedselbeschikbaarheid. Hoewel

weinig karper werd aangetroffen bij de bemonsteringen in het Lippenbroek, wordt de soort toch frequent waargenomen in het gebied. Karpers werden al foeragerend waargenomen gedurende springtij (pers. mededeling S. Jacobs en O. Beauchard – UA, onderzoeksgroep ecosysteembeheer). Ook bij gemiddelde getijden wordt het ondergelopen deel door vissen gebruikt als foerageergebied. Alle soorten die in de Schelde voorkomen, zijn ook in het overstromingsgebied aanwezig, waaruit afgeleid kan worden dat inwaartse migratie mogelijk is. Veel vissen verspreiden zich bij opkomend water over de polder, maar bij ontwatering fungeren de dieper gelegen trajecten als refugia bij laag water. Paling is hier een voorbeeld van. Deze soort foerageert in de ondergelopen polder, maar wordt toch zelden of nooit waargenomen in tijdelijke plassen. De resultaten tonen aan dat de samenstelling van de migrerende soorten grotendeels overeen komt met de soortensamenstelling in dezelfde periode in het overstromingsgebied. Dit resulteerde bv. in grotere aantallen emigrerende baarzen en blankvoorns in de zomer in de fuiken aan de uitwatering (Simoens *et al.* 2007).

Uit vangsten in de periode 2006-2016 blijkt dat de vissamenstelling in de verschillende habitats over de jaren heen wijzigt met duidelijke seizoenale verschillen. In de kreek werd brakwatergrondel het meest gevangen, gevolgd door spiering, paling en driedoornige stekelbaars. In het reservoir (de woelkom) was spiering de meest gevangen soort, gevolgd door paling, brakwatergrondel en giebel. In de permanente plas in het noordwesten van het gebied was brakwatergrondel de meest gevangen soort, gevolgd door giebel en blauwbandgrondel. Ondanks het feit dat bot verdwijnt met de jaren, werd een toename van andere soorten en individuen vastgesteld. Op basis van de lengtefrequenties kunnen we stellen dat giebel, blauwbandgrondel, karper en blankvoorn zich voortplanten in het gebied en de plas als paai- en opgroeihabitat gebruiken. Bittervoorn, baars, tiendoornige stekelbaars en driedoornige stekelbaars gebruiken de plas als een opgroeihabitat. De kreek wordt afhankelijk van de jaren als opgroeihabitat gebruikt door o.a. driedoornige stekelbaars. Blankvoorn, snoekbaars, brasem en giebel gebruiken de woelkom van het Lippenbroek als opgroeihabitat. Snoekbaars foerageert vooral in het reservoir terwijl kleinere exemplaren in de kreek opgroeien. Ook diadrome soorten zoals bot en spiering gebruiken het Lippenbroek als opgroeigebied. De juveniele spiering vertoeft vooral in de woelkom en kreek, terwijl bot voornamelijk in de woelkom en de permanente plas aanwezig is. De estuariene brakwatergrondel gebruikt zowel de permanente plas en de woelkom als opgroeihabitat. Zeebaars zwemt sedert 2012 ver stroomopwaarts in de Zeeschelde en gebruikt eveneens het Lippenbroek als opgroeigebied. Paling is in het hele gebied aanwezig. De kleine individuen zitten vooral in de kreek en de iets grotere in het reservoir. De habitatdiversiteit beïnvloedt de diversiteit van de vissamenstelling (Breine & Van Thuyne 2012; Breine *et al*. 2017).

Bij de meting in 2006 werd via de inwateringssluis weinig vis gevangen via fuiken met maaswijdte van 1 cm en het betrof steeds kleine soorten (driedoornige stekelbaars) of juvenielen (brasem). Deze migratie kan geïnterpreteerd worden als een passieve migratie, waarbij de vissen waarschijnlijk door het hoge debiet met de stroom meegevoerd worden. Deze migratieroute is voor vissen niet ideaal omdat ze van grote hoogte op een betonnen plaat met een dunne waterfilm terechtkomen en vervolgens met een hoge snelheid in het reservoir belanden. Het aantal immigrerende soorten dat aan de uitwateringssluis gevangen werd was duidelijk groter dan aan de inwateringssluis. Aan de uitwateringssluis werd voornamelijk immigrerende bittervoorn, blankvoorn, paling en blauwbandgrondel gevangen. Uit de resultaten blijkt dat ook vóór de aanvang van het leeglopen van het broek reeds vissen via de uitwateringssluis vanuit de Schelde naar het Lippenbroek migreren (Simoens *et al*. 2007).

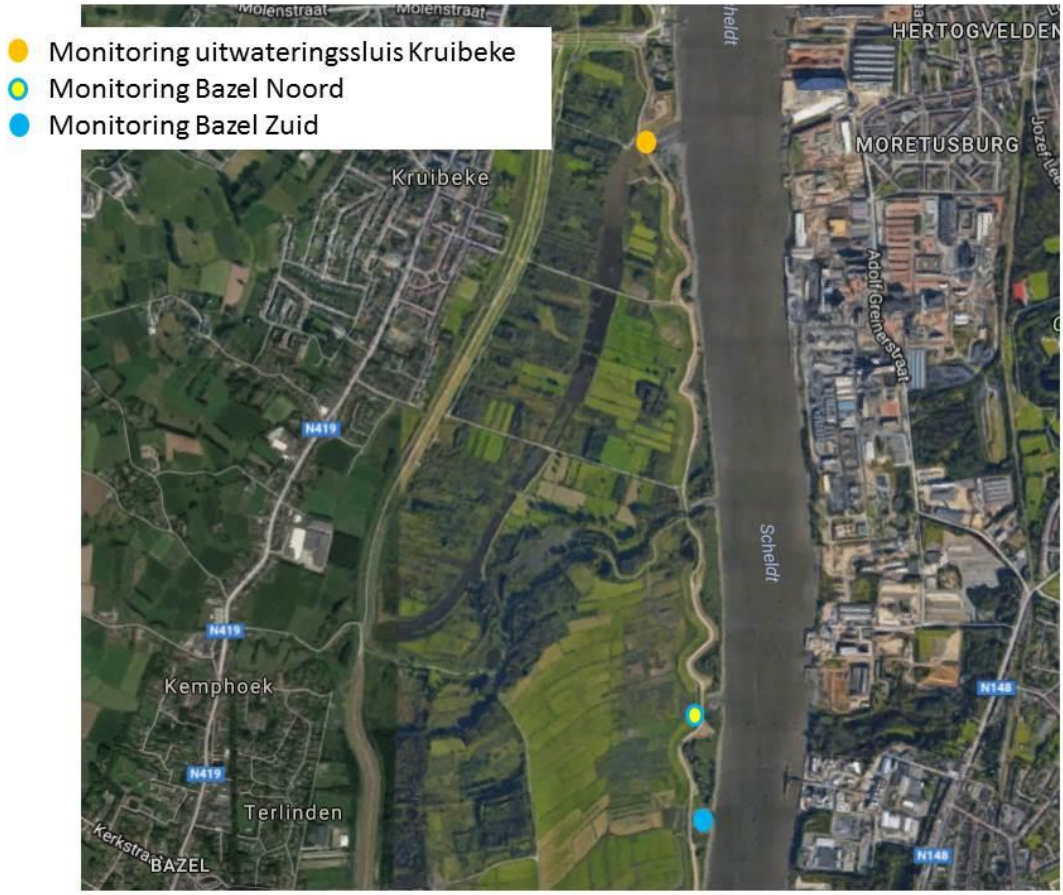
Om te zien welke migratiemogelijkheden de voorkomende soorten gebruiken, werden bij de proefopzet in de twee studiegebieden (Bergenmeersen en Bazel) zowel ter hoogte van de inwaterings- als uitwateringssluizen korven of fuiken geplaatst.

3.2 KRUIBEKE-BAZEL-RUPELMONDE

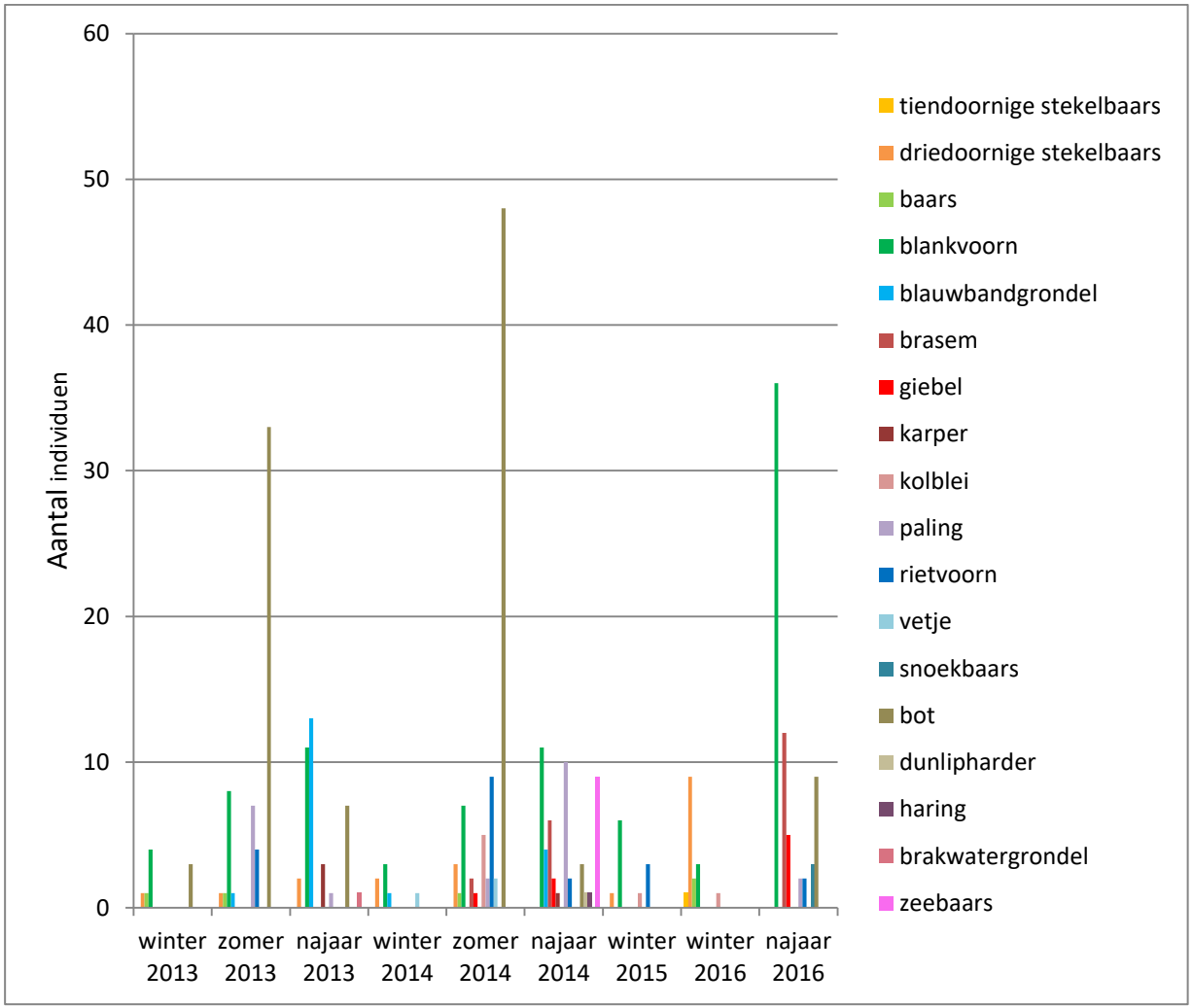
Eerdere monitoringscampagnes geven een beeld van de potenties van het gebied: welke soorten kunnen voorkomen? In welke periodes van het jaar? Wat zijn eventuele migratieperiodes?

Na de inwerkingtreding van het gebied werden een twintigtal soorten waargenomen. De laatste drie jaar traden baars, blankvoorn, blauwbandgrondel, brakwatergrondel, driedoornige stekelbaars, karper, paling, rietvoorn en brasem als constant aanwezige soorten op. Bot, blankvoorn, blauwbandgrondel en driedoornige stekelbaars zijn het meest talrijk. Sporadisch komen ook bittervoorn, dunlipharder, giebel, haring, kolblei, snoekbaars, spiering, tiendoornige stekelbaars, vetje, zandspiering en zeebaars voor. Het gebied bevindt zich in het licht brak spectrum van de rivier.

In beide bemonsterde locaties in Bazel Noord (Fig. 6), treft men een vergelijkbaar soortenspectrum aan (Fig. 7, 8, 9 en 10). In de zomer van 2014 passeerden in de zuidelijke constructie in Bazel grote aantallen migrerende botten en eveneens grote aantallen rietvoorn. Deze trend was reeds waarneembaar in de noordelijke constructie in Bazel tijdens het voorjaar. Ook in het najaar 2016 hebben beide locaties vergelijkbare soortensamenstellingen: deze worden gedomineerd door migrerende blankvoorn. Verder komen ook nog bot, brasem, giebel, rietvoorn en paling voor (mond. med. Jan Breine 2017).

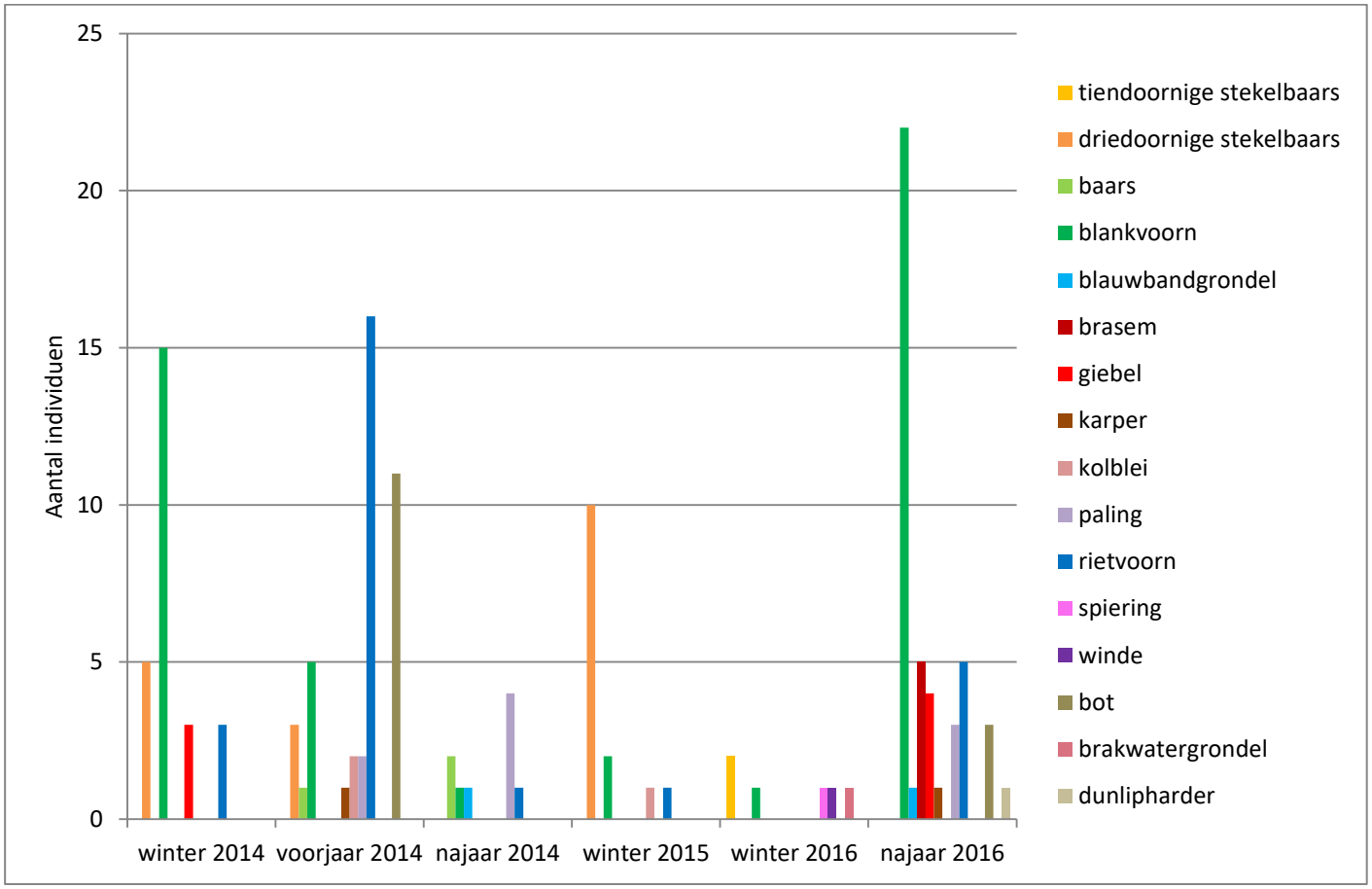


Figuur 6. Situering van de vismonitoringslocaties in het overstromingsgebied Kruibeke-Bazel-Rupelmonde

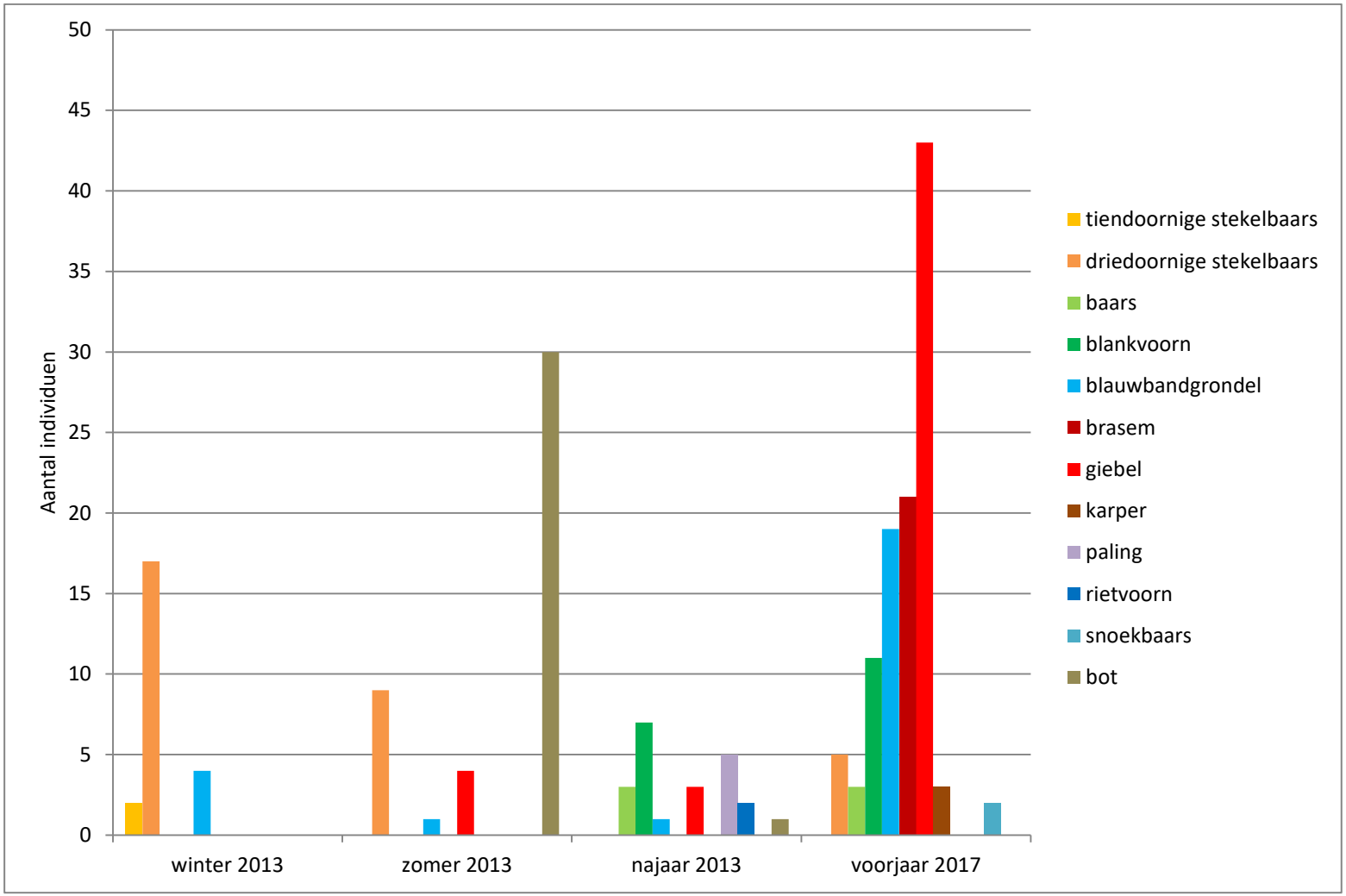


Figuur 7. Visbestand voor Bazel Noord in de periode 2013-2016

doi.org/10.21436/inbor.39514496



Figuur 8. Visbestand ter hoogte van de Bazel Zuid in de periode 2014-2016



Figuur 9. Visbestand voor de uitwateringssluis van Kruibeke in 2013 en het voorjaar van 2017

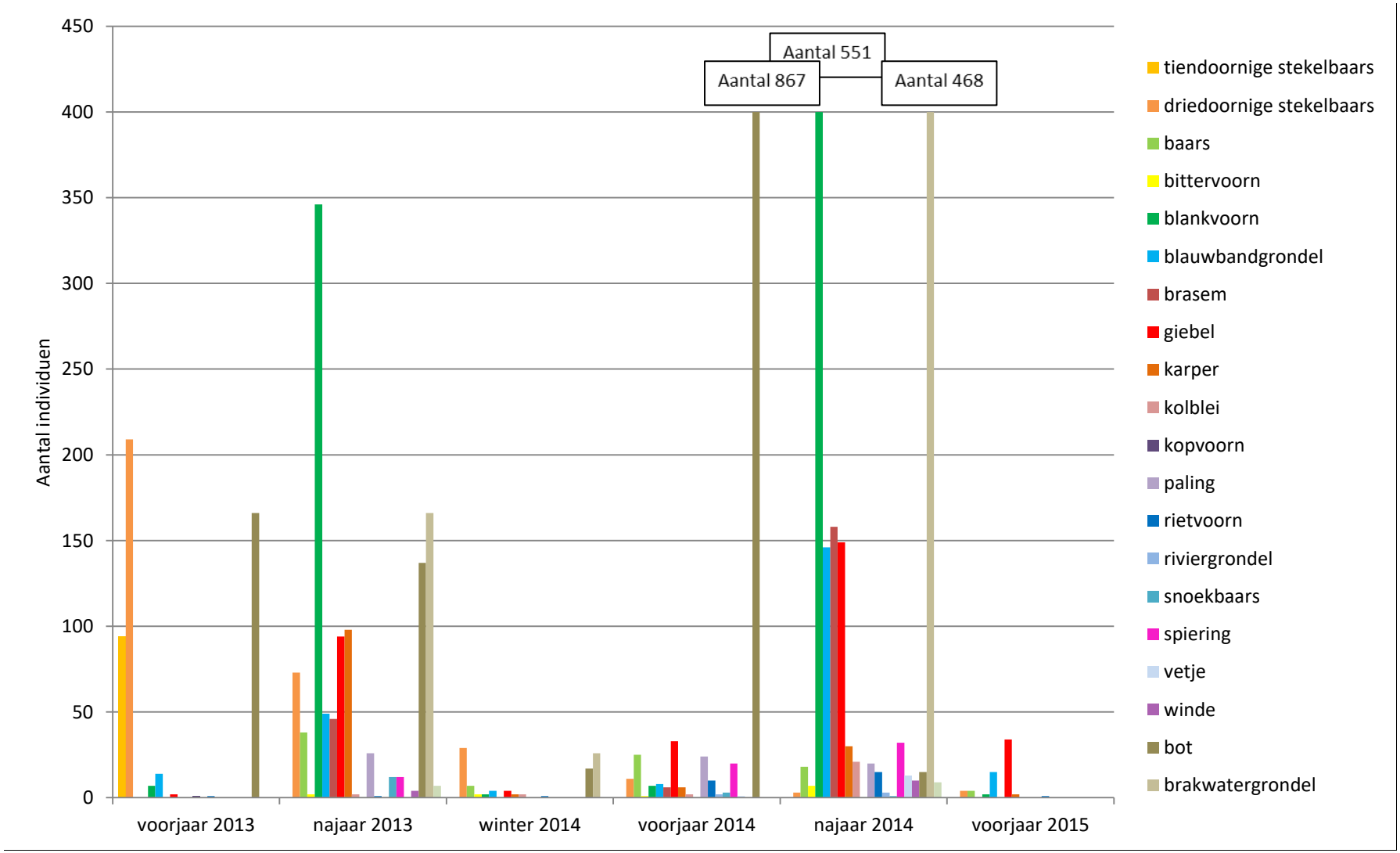
doi.org/10.21436/inbor.39514496

3.3 BERGENMEERSEN

Net zoals bij het Lippenbroek, blijktwordt eveneens verwacht dat de aanleg van het GOG-GGG Bergenmeersen een belangrijke bijdrage kan leveren tot de visfauna van het rivierecosysteem. Er is namelijk een drastische toename van het aantal soorten na de omvorming van het gebied. Voor het in functie stellen van het gebied, werden slechts twee soorten gevangen: driedoornige stekelbaars en tiendoornige stekelbaars, in een van de centrale grachten van het gebied. In mei 2013, ongeveer een maand na het in functie stellen van het gebied, werden in totaal negen soorten gevangen (Fig. 9). De aanwezigheid van botlarven (van gemiddeld 2,3 cm) toont aan dat die soort het gebied als opgroeihabitat gebruikt (kraamkamerfunctie). Er werden ook enkele spieringlarven gevangen. Pionierssoorten zoals giebel, blauwbandgrondel en blankvoorn hebben het gebied snel gekoloniseerd. Verder werden ook kopvoorn en rietvoorn waargenomen. Vooral de aanwezigheid van kopvoorn was opmerkelijk. Die soort werd in de laatste tien jaar slechts eenmaal in de Zeeschelde gevangen. Driedoornige en tiendoornige stekelbaarzen waren al eerder aanwezig in het gebied (De Beukelaer-Dossche *et al*. 2013). In tegenstelling tot KBR bevindt Bergenmeersen zich in het zoet gedeelte van de rivier. We verwachten dus een andere soortenspectrum dan bij KBR.

Over de vangstperiode 2013-2015 werden twintig vissoorten gevangen. Opvallend was dat brakwatergrondel, een estuariene soort, het meest gevangen werd. In de zomer van 2015, maakte de soort 37,5% uit van het totaal aantal gevangen vis. Evenals in het Lippenbroek, zijn er duidelijke seizoenfluctuaties. De soortendiversiteit en de aantallen in de winter zijn klein. Het voorjaar wordt vooral gekenmerkt dor de aanwezigheid van driedoornige stekelbaars en bot, zij het wel in heel variabele aantallen. Afhankelijk van het jaar van bevissing werden onder andere ook blankvoorn, blauwbandgrondel, giebel, paling, rietvoorn, spiering, brakwatergrondel waargenomen. Het najaar 2013 en 2014 vertonen een vergelijkbaar patroon: grote aantallen blankvoorn en een goede vertegenwoordiging van brakwatergrondel, bot, karper, giebel, brasem, blauwbandgrondel. Zeebaars werd sporadisch gevangen in het najaar van 2013 en het voorjaar van 2015. Het is een mariene, seizoenale gast die soms ver stroomopwaarts in de Zeeschelde wordt aangetroffen. Verwacht wordt dat deze soort samen met spiering de plas gebruikt als opgroeigebied (Breine *et al*. 2016). Volwassen spieringen leven in scholen in estuaria en kustwaters. In het voortplantingsseizoen (april-mei) migreert spiering vanuit de Noordzee naar zijn paaihabitat (Mc Allistair 1984; Quigley *et al*. 2004). Na het ontluiken trekken de larven opnieuw stroomafwaarts. Spieringen vermijden gebieden met lage zuurstofconcentraties (Maes *et al*. 2007).

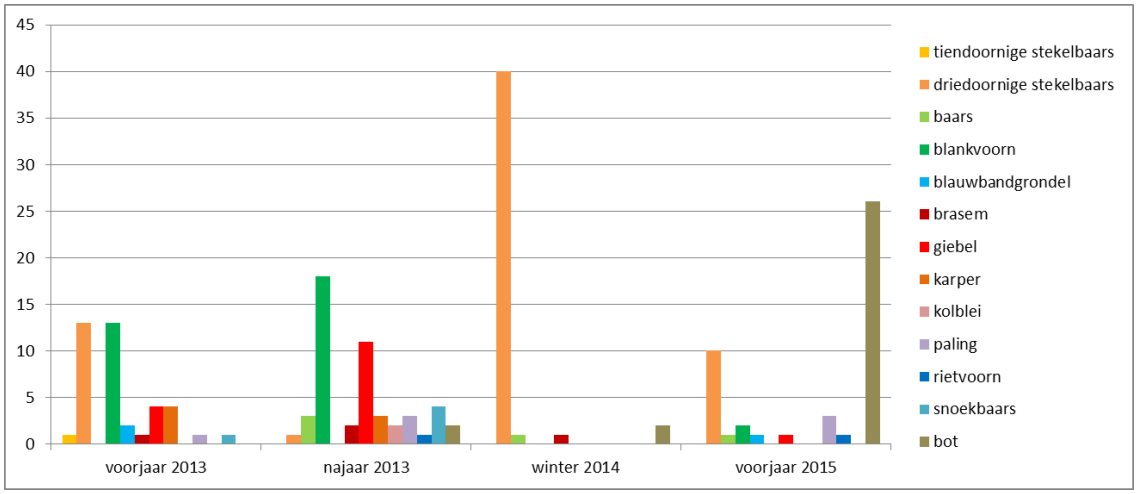
Baars is een typische zoetwatervis die graag in grote waters met voldoende voedselaanbod vertoeft. In de woelkom werd vooral juveniele baars gevangen. Deze soort plant zich hoogstwaarschijnlijk in de woelkom voor aangezien de soort weinig veeleisend is wat de paaiplaats betreft (Probst *et al*. 2009). Hetzelfde geldt voor blankvoorn en brasem. In de opeenvolgende campagnes werden eveneens adulte en juveniele snoekbaarzen en windes gevangen. De aanwezigheid van de verschillende lengtefrequentieklassen laat vermoeden dat de woelkom de functie van paai- en/of opgroeihabitat vervult (Fig. 10; Breine *et al*. 2016).



Figuur 10. Visbestand in de woelkom van het poldergebied van Bergenmeersen in de periode 2013-2015

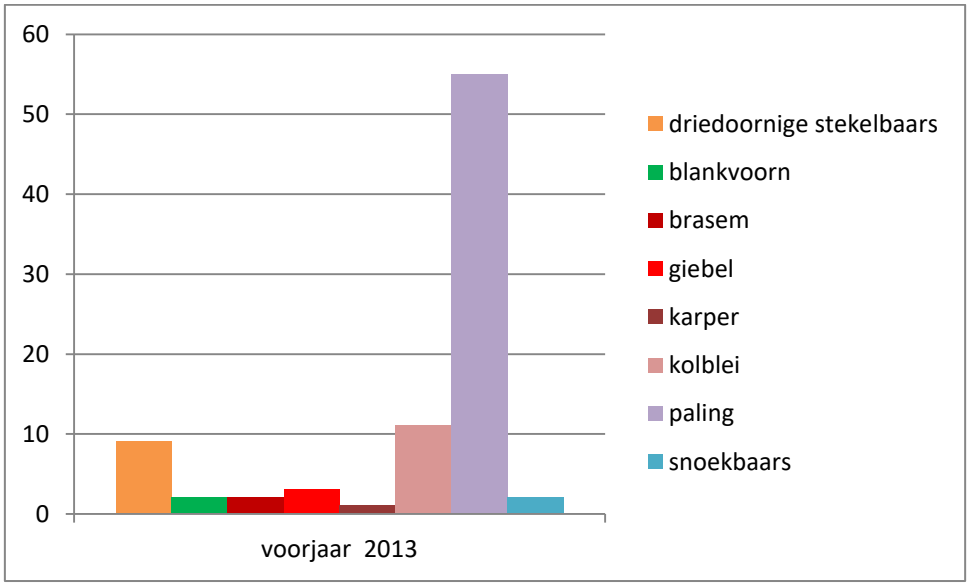
doi.org/10.21436/inbor.39514496

Al zijn er overeenkomsten in het visbestand tussen de centrale plas en de kreek, toch is er een belangrijk verschil in de soortensamenstelling, vooral in 2014 en 2015 (Fig. 11). Het najaar 2013 wordt, net als de plas, voornamelijk gekenmerkt door de pionierssoorten blankvoorn en giebel. Blankvoorn is een zeer algemene soort in het Zeeschelde-estuarium. De soort kent een paaimigratie op korte afstand en paait op planten of ander substraat in de ondiepe oeverzone. In de kreek was vooral in het najaar van 2013 het aantal gevangen blankvoorns hoog ten opzichte van andere soorten. Het ging om juvenielen en kleinere exemplaren. In dezelfde periode lag het aantal gevangen blankvoorns ook hoog in de woelkom. In de winter 2014 en het voorjaar 2015 migreren driedoornige stekelbaars en bot, wat erop wijst dat de kreek dienst doet als paaiplaats en als opgroeihabitat (Breine *et al*. 2016).



Figuur 11. Visbestand in de kreek van het poldergebied van Bergenmeersen in de periode 2013-2015

Op de Schelde ter hoogte van de Bergenmeersen, bestaat het visbestand in 2013 voornamelijk uit paling, kolblei en driedoornige stekelbaars. Dit beeld komt niet overeen met het visbestand dat in de polders aangetroffen werd. Het gaat hier wel om een eenmalige bemonstering (Fig. 12) (Breine *et al*. 2016).



Figuur 12. Visbestand in de Schelde ter hoogte van Bergenmeersen in het voorjaar van 2013

4 DOELSTELLINGEN

Uit voorgaande metingen blijkt dat gecontroleerde overstromingsgebieden dienen als paai-, opgroei- en foerageergebied voor diverse vissoorten uit de Schelde. Doel is dat deze functionele intergetijdenhabitats optimaal gebruikt worden. Dit kan door de connectiviteit met de rivier te verbeteren.

Via deze studie willen we nagegaan wat het aandeel van actieve en passieve migratie is bij de in- en uitwateringsstructuren. Bovendien werd ook het effect van pet doors op vismigratie nagebootst door de uitwateringskleppen voor een bepaalde periode onder een hoek van 45° open te laten. We kunnen de vangsten van doelsoorten spiegelen aan de manier waarop ze het overstromingsgebied gebruiken: bot, spiering, zeebaars zijn representatief voor opgroeihabitats; blankvoorn en driedoornige stekelbaars zijn representatief voor paaihabitats; paling en karper zijn representatief voor foerageerhabitats. Een Pet Door Simulatie kan aantonen of het plaatsen van een pet door een optimalisatie van de immigratie betekent.

Onderzoeksvragen:

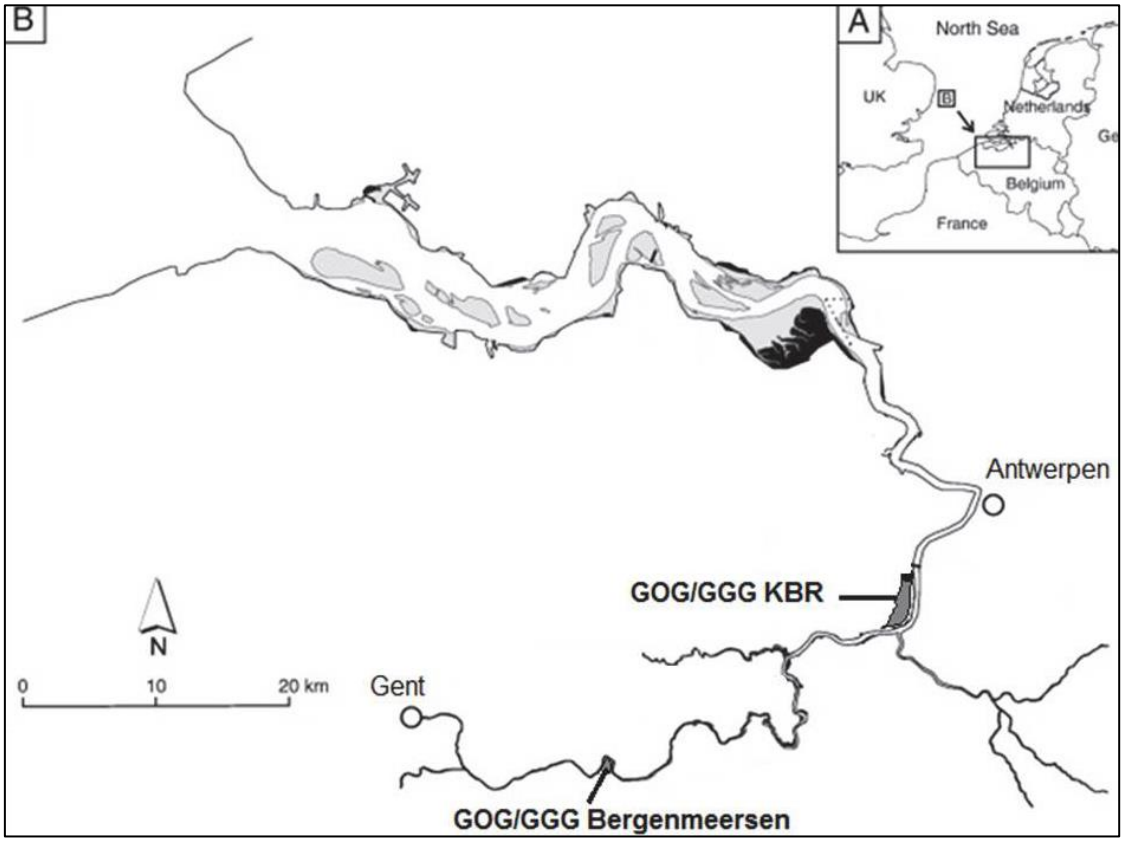
- Wat is de instroom van vis via de inwateringssluizen in termen van leeftijdsklassen en soorten?
- Welke variatie in migratie treedt er op gedurende een volledige tijcyclus? Is een onderscheid waarneembaar tussen een cyclus met doodtij en een cyclus van springtij?
- Is er actieve instroom van vis mogelijk via de uitstroomopeningen?
- Treden er seizoenale verschillen op bij de instroom van vis? Zo ja, kan dit dan gecorreleerd worden met de vismigratiepieken?
- Is er een significant verschil tussen de intrek van vis via de uitstroomopeningen met of zonder een PDS, rekening houdende met het feit dat de opening via een PDS niet gepaard gaat met een lokstroom van uitstromend water?

De gebruikte maaswijdte was van die aard om de stroming van de inwateringssluis te kunnen weerstaan. Hierdoor was geen onderzoek van juvenielen mogelijk, die in het gebied migreren en het gebied verlaten. Hun aanwezigheid kon enkel vastgesteld worden door het gebruik van glasaalfuiken in de inwateringsconstructies. Dit blijft een mogelijk aandachtspunt dat onderwerp kan zijn van een volgende studie. Dit vervolgonderzoek dient dan wel gekaderd in een breder onderzoek naar de werking van GGG's in het productiesysteem van de Schelde.

5 MATERIAAL EN METHODEN

5.1 LIGGING VAN DE ONDERZOCHTE CONSTRUCTIES

Er werden twee constructies onderzocht: een constructie in de Bazelse Polder en de constructie van Bergenmeersen, met dien verstande dat de constructie van Bergenmeersen het model is waarop nieuwe constructies zullen geënt worden (Fig. 13 en 14).



Figuur 13. Ligging van de onderzochte constructies (Smolders *et al*. 2018)

Figuur 14. Ligging van de proefopzet in Bazel

5.2 METINGEN

5.2.1 Bazel

1) Intrek via instroom

In de Bazelse Polder gebeurde de bemonstering bij de inwateringsconstructie bestaande uit een enkele koker. Om de instroom via de koker te kunnen overspannen plaatsten we een net en fuik onder de laatste trap van de constructie. Op deze manier werd de kracht van de stroming door de netten beperkt. Het kader werd in een profiel gemonteerd dat aan de betonnen wanden werd vastgehecht. Als materiaal werd er een lang net gebruikt zonder kelen, van ongeveer 10 m lang. De maaswijdte bedraagt 1 cm aan het begin en 0,5 cm diameter aan het uiteinde van de fuik. Het net werd voor hoogtij geplaatst tot het einde van hoogtij wanneer het water op de Schelde voldoende was gezakt (Foto 1).

Foto 1. Opstelling voor de passieve intrek via de inwateringssluizen in Bazel (passieve migratie)

Debietgegevens werden afgeleid uit hydraulische studies van het Waterbouwkundig Laboratorium (WL). Voor de debieten zijn wel modelresultaten beschikbaar uit modelstudies die in het kader van het Sigmaplan door het WL werden uitgevoerd. Op basis van de uitgevoerde debietmetingen in Bazel werd een kalibratie uitgevoerd (Smolders *et al*. 2018).

2) Uittrek via uitstroom

Het kader werd in de sponningen aangebracht, met de opening van het net richting polder. Het net heeft vergelijkbare kenmerken met het net gebruikt voor het meten van de intrek via de instroom (Foto 2).

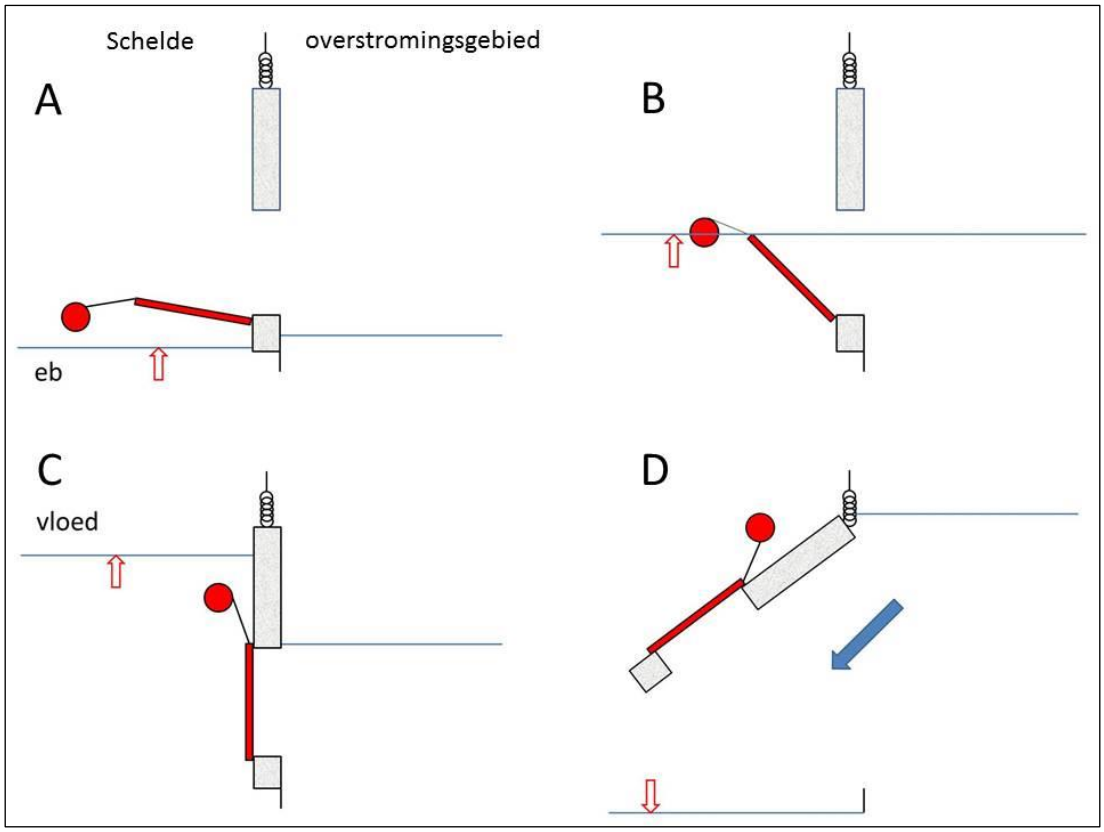
Foto 2. Opstelling voor de uittrek via de uitwateringssluizen (passieve migratie, links) en intrek via de uitwateringssluizen (actieve migratie, rechts)

3) Intrek via uitstroom

Gelijktijdig met het meten van de uittrek via de uitstroom, werd een net geplaatst dat de actieve intrek opmeet via de uitwatering. Het gebruikte net is identiek aan het net gebruikt bij de intrek via de PDS. Het net werd hier wel opgespannen om… (Foto 2).

4) Intrek via het tijdelijk openhouden van de uitstroomklep bij opkomend water in de Schelde volgens een pet door-principe (Fig. 15)

Het faciliteren van vismigratie kan onder andere ook door een beperkt inwateringsdebiet toe te laten via een uitwateringskoker als het rivierpeil hoger is dan het polderpeil. Een voorbeeld hiervan zijn pet doors. Om de efficiëntie van een pet door na te gaan, werden de omstandigheden waarbij deze pet doors in werking treden, nagebootst door de uitstroomklep gedurende een beperkte tijd (30 minuten) open te houden (45°) bij opkomend water in de Schelde (Pet door simulatie of PDS). De tijd werd gemeten vanaf het tijdstip dat het rivierwater de uitstroomklep bereikt. In tegenstelling tot de intrek via de uitstroom is er geen lokstroom aanwezig waartegen de vissen inzwemmen. Pet doors laten echter een kleiner debiet toe aangezien ze slechts een beperkte oppervlakte van een uitwateringsklep in beslag nemen.



Figuur 15. Principe van de werking van een pet door

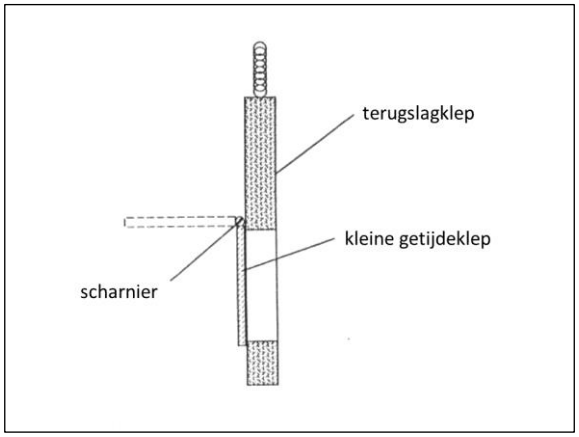
Bij een terugslagklep van het pet door-type is er een opening in de klep aangebracht. Deze opening wordt afgesloten door een kleinere klep voorzien van een arm met vlotter. Bij lage waterpeilen is de kleine klep geopend (A). De vlotter drijft op het water en bepaalt dus de openingsgraad van de kleine klep (B). Wanneer het waterpeil aan de stroomafwaartse kant hoger stijgt dan de vlotter zal de kleine klep gesloten worden (C). Als het water in het stroomopwaarts gebied hoger staat vergeleken met de getijderivier zal de grote klep openen en gebeurt er een normale drainage zoals bij de gewone terugslagkleppen (D).

Pet doors laten een kleiner debiet toe dan de klassieke uitwateringsklep, aangezien ze slechts een beperkte oppervlakte van de hoofdklep in beslag nemen. De capaciteit is dus veel kleiner dan die van de uitwateringsklep (Environmental Agency 2009). Hierdoor zal immigratie kleiner zijn bij een PDS. Bij een PDS werd een openingstijd van een half uur geschat. De openingstijd van een pet door daarentegen is afhankelijk van de stijging van het Scheldepeil en zal variëren in functie van het getij. De stijging zal slechts bij benadering een half uur bedragen. Afhankelijk van de afmetingen kan een pet door uit materiaal met een laag soortelijk gewicht bestaan, wat bevorderlijk is voor het langer open blijven. Het vertraagd sluiten van de klep is gebaseerd op het principe van een variabele terugslagklep, waarbij de hele uitwateringsklep vertraagd sluit bij stijgend getij of uitstroom bij laag tij. Echter is bij een pet door het mechanisme lichter en goedkoper. De gevolgen bij storingen en tekortkomingen zijn veel beperkter dan wanneer de volledige klep zou open blijven wanneer die geacht wordt gesloten te zijn (Environmental Agency 2009). Bij de werking van een pet door moet rekening houden worden met de topografie van het buitendijks gebied. Het langer open blijven van de klep kan wel zorgen voor een voorvulling van het GOG zodat minder berging beschikbaar is bij GOG condities. Maar als een PDS slechts een beperkt deel van de sectie van een uitwateringskoker inneemt en gesloten

wordt bij een bepaald verval, zal waarschijnlijk uit berekening blijken dat de voorvulling van het GOG beperkt zal blijven.

Buiten dit *onderscharnierend luik-pet door-type*, zijn er nog andere types mogelijk (Afdeling Waterbouwkundig Laboratorium 2006, Environmental Agency 2009):

- *Bovenscharnierend luik - trap door:* een *trap door* verschilt van een *pet door* doordat hier de kleine klep bovenaan scharniert en niet onderaan. De kleine klep heeft een licht gewicht. Ze opent wijder dan de grote wanneer het water terugstroomt uit het stroomopwaartse gebied waardoor vissen beter kunnen migreren. In vergelijking met het *pet door* model stroomt er door deze klep minder water naar de stroomopwaartse gebieden (Fig. 16).

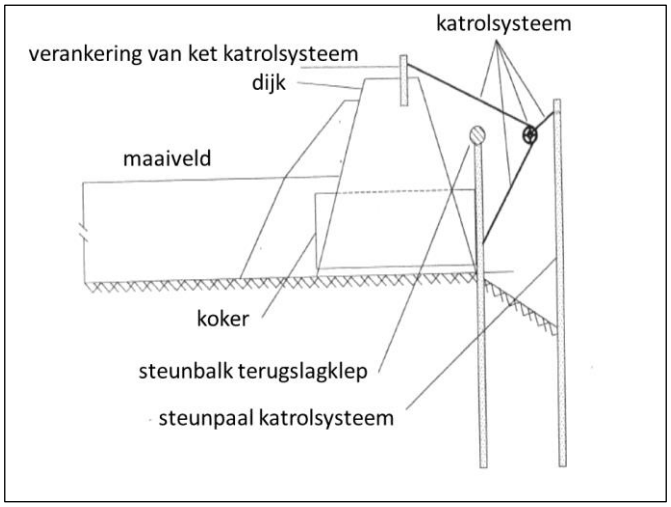


Figuur 16. Schets van een trap door

- *Klep-schuif combinatie:* een gewone terugslagklep kan gecombineerd worden met een schuifmechanisme. Door de klep te verschuiven blijft er voor een zekere periode een opening .

- *Traag sluitende terugslagkleppen*: Bij veranderende waterpeilen blijven de kleppen langer geopend door de aanwezigheid van een technisch hulpmiddel dat het sluiten van de klep uitstelt. Voorbeelden zijn schroefveren of een rubberbal geplaatst in een inbedvorm. De toenemende druk bij stijgend getij zou de veer of de bal samendrukken tot de klep gesloten is. Hetzelfde mechanisme zou in werking treden bij het openen van de klep tijdens eb bij de uitstroom van het water uit het gebied. De variabele terugslagklep is hier een voorbeeld van.

- *Katrolsysteem - block and tackle system: d*e klep van dit ontwerp is verbonden met een kabel die door een katrol loopt en terug naar de bovenkant van de dijk waar de kabel is vastgemaakt aan bijvoorbeeld een zware massa. Zo kan de klep indien nodig opengehouden worden door aan het touw te trekken en het vast te binden. Dit geeft vissen de mogelijkheid te migreren. Het effect van dit model is zeer gelijkend aan dat van de klep-schuifcombinatie. Dit type van klep is sterk gelijkend met het reeds aanwezige model ter hoogte van de monding van de Wullebeek in de Rupel te Schelle. In Bergenmeersen werd dit gedeeltelijk geïnstalleerd (Foto 3). Hier is een manuele bediening ook mogelijk (Fig. 17).

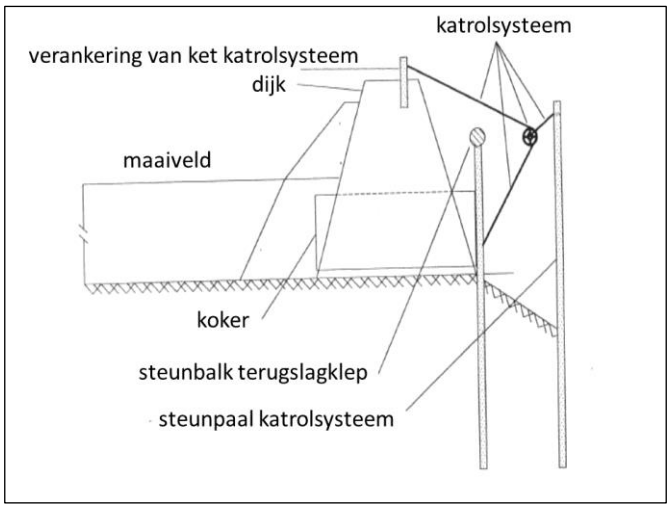


Figuur 17. Schets van een katrolsysteem

Foto 3. Katrolsysteem in Bergenmeersen (Foto: Jeroen Vercruysse)

- *Waterman/Nekton zelfregulerende terugslagklep*

Deze zelfregulerende klep van Waterman Industries Inc. laat normale getijdenfluctuaties toe maar sluit wanneer het water boven een bepaald niveau stijgt. De klep scharniert langs de bovenkant en is onder normale omstandigheden drijvend (Fig. 18).

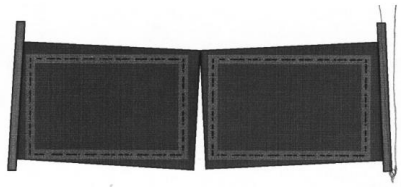


Figuur 18. Principe van een zelfregulerende terugslagklep

Wanneer het water het ophangpunt van de vlotter bereikt sluit de klep automatisch. Afhankelijk van de hoogte waar je de vlotters hangt kan je de klep laten sluiten, enkel bij zeer hoge waterstanden of bijvoorbeeld enkel bij stormtij. Deze klep zorgt dus niet enkel voor een doorstroming tijdens normale getijdencycli, het is tevens een overstromingsbescherming voor buitendijkse gebieden.

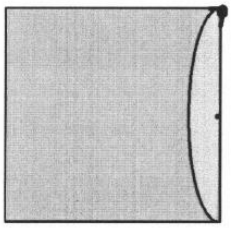
In al deze gevallen wordt een beperkt inwateringsdebiet toegelaten via een uitwateringskoker bij een rivierpeil hoger dan polderpeil. Vismigratie naar de polder kan ook toegelaten worden bij uitstroom uit het gebied door aangepaste terugslagkleppen, waarbij het behoud van de kerende functie gegarandeerd is. Dit betekent dat er geen stroming van rivier naar polder doorheen de uitwateringsconstructie plaatsvindt. Men heeft wel optimalisatie van de klep zodat de insnoering t.g.v. de klep minimaal is.

- *Zijdelings opgehangen kleppen - side mount /side hinged doors:* dit model bestaat uit twee openingen afgedekt door kleppen of deuren. De deuren hangen over een hoek (gekanteld naar het centrum) zodat ze bij afwezigheid van water een sluitkracht ondervinden en uit zichzelf dichtklappen. Aangezien ze slechts over een kleine hoek gekanteld zijn, is er maar een kleine waterstroom nodig om ze weer te openen. Een nadeel van dit model is dat het moeilijk en duur is om de deuren zo te plaatsen. Een variatie op dit model is de combinatie van het pet door model en het zijdelings opgehangen systeem waarbij twee pet doors in de grote deuren worden aangebracht. Meerdere andere combinaties zijn ook mogelijk (Fig. 19).



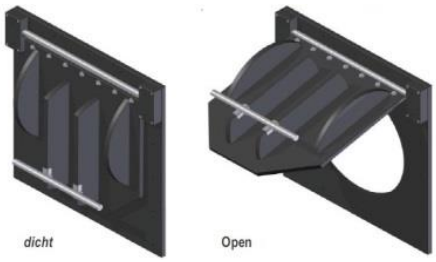
Figuur 19. Schets van zijdelings opgehangen kleppen

- *Concave kleppen:* dit model maakt gebruik van dunne, lichte, concave kleppen in plaats van dikke zware kleppen. De kleppen openen hierdoor wijder en staan meer drainage toe. Vanzelfsprekend bevordert dit model hierdoor in principe ook de vismigratie (Fig. 20).



Figuur 20. Schets van een concave klep

- *HDPE-kleppen*: Door het gebruik van kleppen met een klein soortelijk gewicht en een kleiner gewicht, zullen de kleppen verder openen en langer partieel open blijven tot nivellering van de waterpeilen. Door sneller te openen onder druk van de waterkolom zullen de stroomsnelheden in de uitwateringskoker kleiner zijn en zal vismigratie bevorderd worden. De belangrijkste redenen waarom zware kleppen vismigratie belemmeren is enerzijds het gewicht dat het sluiten van de klep veroorzaakt en anderzijds dat de klep pas opent wanneer het stroomopwaarts verval groot genoeg is. Bij een zware klep zal het peil in de polder iets meer achterlopen op het rivierpeil. Dit bijkomend niveauverschil veroorzaakt een bijkomend verval ter hoogte van de terugslagklep.
Indien een standaardklep vervangen wordt door een klep met een lichter design, zal het hydraulisch verval dat vereist is om de klep te openen kleiner zijn (Fig. 21).



Figuur 21. Schets van een HDPE klep (KWT Group 2016)

Door de grotere massadichtheid van een traditionele terugslagklep (2616 kg/m^3 ten opzichte van 1041 kg/m^3 voor een HDPE klep) wordt verwacht dat de openingshoek duidelijk kleiner zal zijn. In dit geval hebben HPDE-kleppen de voorkeur in toekomstige ontwerpen ter facilitatie van vismigratie door het verlengen van het tijdsvenster waarin migratie mogelijk is.

Voor de simulatie van een pet door werd het net geplaatst bij laag tij. Voor het net werd hetzelfde model genomen als bij de inwatering met minimum drie kelen (Foto 4).

Foto 4. Opstelling voor de meting van de pet door simulatie (PDS)

5.2.2 Bergenmeersen

1) Intrek via instroom

Voor de instroom, werd het net van een heel grote lengte voorzien met 1 grote keel. Het net werd bij laagtij geplaatst. Bij hoog water en wissel van het tij wordt het net geledigd. Het net werd in een kader geplaatst dat aan de sponningen bevestigd werd.

In afspraak met de beheerder werden bij een lopend onderhoud de vuilroosters ter hoogte van de kokers weggehaald. Daarna konden de netten geplaatst worden en werd gestart met de metingen.
Voor de metingen werd er een systeem van ankerkuil voorzien dat op de bodem werd verankerd. Verstevingsdoeken dienden om de netten te beschermen tegen de ruwe ondergrond (Foto 5).

Foto 5. Opstelling voor de passieve intrek in Bergenmeersen (passieve migratie)

Het Hydrologisch Informatiecentrum (HIC) van het Waterbouwkundig Laboratorium voert continue metingen uit van het stroomopwaartse en -afwaartse waterpeil ter hoogte van de in- en uitwatering. Daarnaast zijn twee 13-uursmetingen uitgevoerd waarbij ook het debiet door de kokers werd opgemeten (Smolders *et al*. 2018)

2) Uittrek via uitstroom

In de uitstroom werden ankerkuilen van het sleeptype gebruikt. Het type net dat geplaatst werd was lang en voorzien van 1 keel (Foto 6). Er wordt voor deze techniek gekozen omdat fuiken of netten niet opgespannen kunnen worden in de betonnen constructie van de sluizen. De lengte van de constructie overstijgt ruimschoots de lengte van de netten.

Foto 6. Opstelling voor uittrek via uitstroom (passieve migratie) in Bergenmeersen

3) Intrek via uitstroom

Voor de bemonstering werd een lang net voorzien met drie kelen en compartimenten (Foto 7).

Foto 7. Opstelling voor de intrek via uitstroom (actieve migratie) in Bergenmeersen

4) Intrek via uitstroom bij opkomend water in de Schelde (pet door simulatie/PDS)

Voor de bemonstering werd een lang net met drie kelen en compartimenten gebruikt (Foto 8). Dit net werd ook opgespannen. Bij de analyse van de resultaten werd ook rekening gehouden met de klepstanden en de relatie tot vismigratie als theoretische benadering (Vercruysse *et al*. 2016).

Foto 8. Voorbereidingen bij de opstelling voor de meting van de pet doorsimulatie waarbij de uitwateringsklap met kraan geopend wordt

De plaatsing van de proefopstelling was moeilijk omdat er vier netten nodig waren die op het juiste tijdstip gewisseld moesten worden. Achtereenvolgens moest het net voor de bemonstering van de PDS geplaatst worden, dan het net van de instroom en tenslotte de beide netten van de uitrek via de uitstroom en het net van de actieve migratie via de uitstroom.

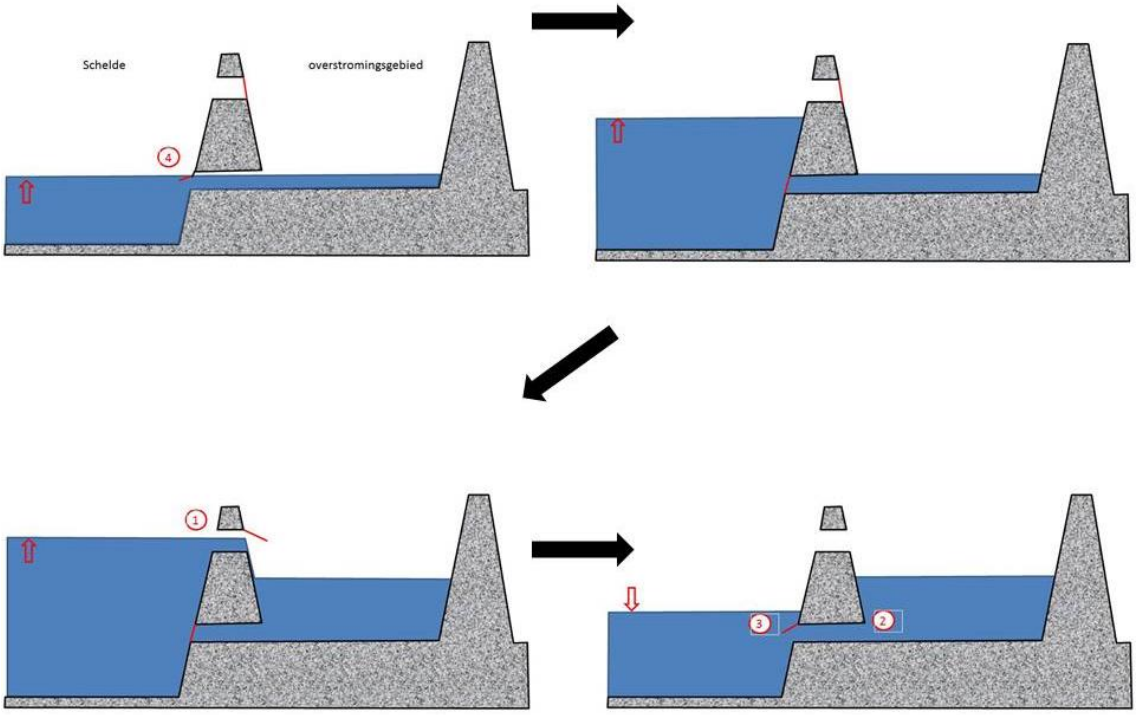
5.2.3 Overzicht van de bemonsteringen

Samenvattend werden vier types van bemonsteringen uitgevoerd (Fig. 22):

- passieve intrek via instroom,
- uittrek via uitstroom,
- actieve intrek via uitstroom,
- intrek via pet door simulatie (PDS) bij de uitstroom.

Bij stijgend Scheldewater wordt een eerste meting uitgevoerd, zijnde de intrek via PDS door het tijdelijk openhouden van de uitstroomklep. Bij het verder stijgen van het water wordt de uitstroomklep gesloten door de toenemende druk van het water op de klep. Er is dus slechts een beperkte hoeveelheid rivierwater het gebied binnengestroomd. Eens het rivierwater de instroomklep bereikt, wordt de passieve intrek via instroom bemonsterd. Bij het verlagen van het rivierpeil bij eb, zal de uitstroom uit het overstromingsgebied op gang komen. Vanaf dan is

bemonstering mogelijk van de passieve uittrek via uitstroom en de actieve intrek via de uitwateringsklep.



Figuur 22. Voorstelling van de waterverplaatsing en de werking van de kleppen bij vloed en eb. De nummering geeft het type meting aan (1: passieve intrek via de inwateringssluis, 2: passieve uittrek via uitwateringssluis, 3: actieve intrek via de uitwateringssluizen, 4: intrek via PDS). De rode pijlen geven de stijging of daling van het rivierpeil aan.

5.3 INVENTARISATIE

Zowel in Bazel als in Bergenmeersen waren acht inventarisaties in de periode 2016-2017: in het voorjaar (eind april/mei), zomer (juli/augustus), najaar (september/ oktober) en winter (maart). De maand maart is normaal de optimale periode voor de migratie van stekelbaars. We verwachten seizoenale verschillen in soortendiversiteit en verschillen op niveau van de aantallen. Voor iedere soort zouden verschillende patronen waarneembaar moeten zijn en dit zowel op het niveau van de in- en uitwateringssluizen.

Er werden twee metingen per seizoen uitgevoerd, waarvan een bij doodtij en een bij springtij. Door de extremen van een tijcyclus te bemonsteren trachten we verschillen binnen de tijcyclus waar te nemen.

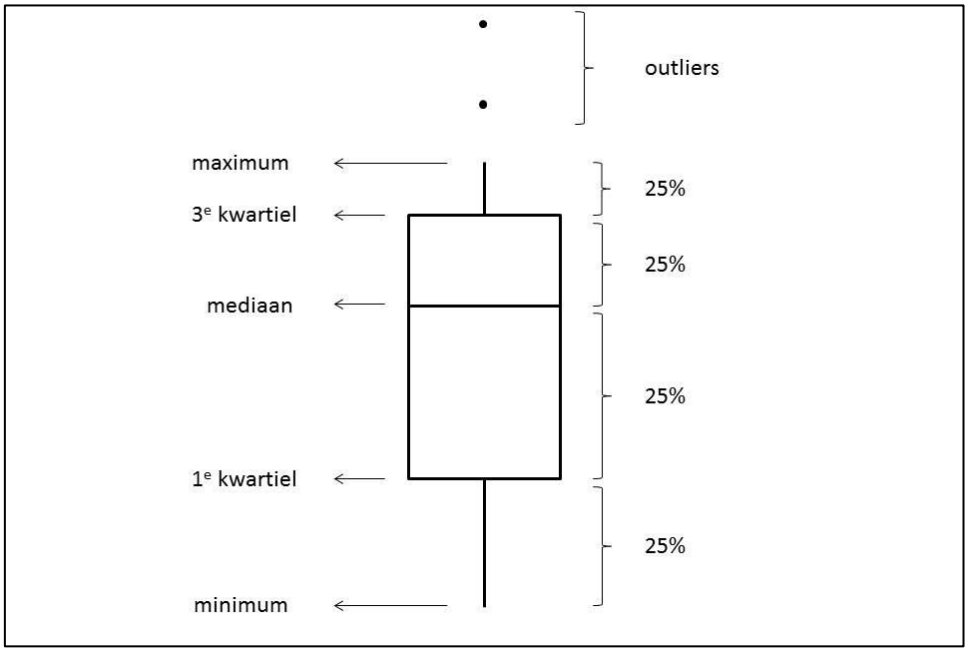
De bemonsteringskalender houdt rekening met al deze aspecten.

5.4 BEREKENING VAN HET AANTAL LEEFTIJDSKLASSEN

De lengteverdeling van de gevangen vissoorten geeft een indicatie van de leeftijdsopbouw van de bemonsterde populaties. De lengte van een vis is immers sterk gerelateerd aan de leeftijd. Als alle leeftijdsklassen aanwezig zijn, zouden bij de bemonsterde individuen alle lengteklassen binnen het lengtebereik voor een bepaalde soort moeten voorkomen. Om de lengteverdeling van de gevangen vissoorten te kwantificeren, werd per locatie en per soort, het lengteverschil tussen het kleinste en het grootste individu gemeten. Dit lengtebereik (LB) geeft echter geen informatie over de verdeling van de gevangen individuen over de verschillende lengteklassen binnen het bereik. Wanneer bijvoorbeeld enkel een zeer kleine en een zeer grote vis gevangen wordt, zal een hoog lengtebereik worden toegekend aan de populatie van deze soort, terwijl eigenlijk slechts twee lengteklassen voorkomen. Daarom wordt de verdeling van de waargenomen individuen over de verschillende leeftijds-/lengteklassen meegenomen bij het beoordelen van de lengteverdeling. Voor elke soort zijn vier uniforme lengteklassen gedefinieerd op basis van het kleinste en het grootste waargenomen individu. Aangezien de kleine juvenielen in de vangsten nagenoeg ontbreken door de gebruikte maaswijdte, is de lengteverdeling mogelijks een onderschatting van de werkelijke toestand.

5.5 VOORSTELLING VAN DE RESULTATEN

De resultaten worden grotendeels voorgesteld aan de hand van boxplots. Hierbij worden de mediaan, het minimum en maximum, de kwartielen (percentielwaarden) en outliers weergegeven (Fig. 23). Deze waarden zijn berekend op alle metingen samen, volgens tijwerking of volgens seizoen, al dan niet opgesplitst naar migratietype.



Figuur 23. Betekenis van de elementen van een boxplot

Om te weten of twee groepen (boxplots) op significante wijze van elkaar verschillen wordt er een Wilcoxon rank test uitgevoerd. De vergelijking tussen verschillende groepen gebeurt dit

aan de hand van Kruskal Wallis test. Tenslotte wordt de graad van significantie weergegeven (p = n.s. (niet significant), $p < 0,05$ (significant), $p < 0,01$ (zeer significant), $p < 0,001$ (zeer significant).

De interpretatie van de resultaten dient met de nodige voorzichtigheid te gebeuren. Door het type proefopstelling en de variabiliteit binnen het systeem (o.a. perioden binnen de tijcycli, rivierpeil, topografie van het overstromingsgebied, ligging van het gebied binnen het getijdensysteem) konden er geen replica's uitgevoerd worden. De metingen zijn momentopnames. Toch kunnen uit de metingen trends worden waargenomen die indicatief zijn voor het migratietype, de tijwerking en seizoenale effecten.

6 RESULTATEN

6.1 BAZEL

6.1.1 Overzicht van de vangsten

In deze studie werden 18 soorten gevangen over een totaal van 268 individuen (Tabel 1). Het merendeel van deze soorten is eurytoop[8]: alver, baars, blankvoorn, brasem, kolblei, karper, paling. Kenmerkend zijn de soorten die typisch zijn voor de brakwatergradiënt in de rivier (bot, spiering en driedoornige stekelbaars) en mariene soorten (dunlipharder, sprot en zeebaars).

Tabel 1. Overzicht van de vangsten in Bazel in de periode 2016-2017 met het aantal individuen en de gemiddelde lengte per soort (winter = maart, voorjaar = eind april/mei, zomer = juli/augustus, najaar = september/oktober), GL: gemiddelde lengte, SD: standaardafwijking

Soort	Periode	Migratietypen	n	GL	Sd
Alver (2 leeftijdsklassen)	winter	passieve uittrek/PDS	2	38	3
Baars (2 leeftijdsklassen)	voorjaar	passieve intrek	1	78	
Baars	zomer	passieve intrek	1	78	
Baars	najaar	PDS	1	112	
Bittervoorn	zomer	actieve intrek	1	53	
Blankvoorn (4 leeftijdsklassen)	voorjaar	passieve intrek/ PDS	4	116	35
Blankvoorn	zomer	actieve intrek	1	117	
Blankvoorn	najaar	actieve intrek/ passieve intrek	2	94	3
Blankvoorn	winter	PDS/ actieve intrek	5	80	32
Blauwbandgrondel (3 leeftijdsklassen)	winter	PDS/ actieve intrek	3	37	6
Bot (4 leeftijdsklassen)	voorjaar	passieve uittrek/ PDS	3	43	10
Bot	zomer	passieve uittrek	3	72	5
Bot	najaar	passieve intrek	1	77	
Bot	winter	passieve intrek	1	94	
Brakwatergrondel (2 leeftijdsklassen)	najaar	passieve uittrek	1	27	
Brakwatergrondel	winter	PDS	1	34	
Brasem (2 leeftijdsklassen)	voorjaar	passieve intrek	2	337	12
Brasem	zomer	PDS	1	70	
Brasem	winter	PDS/ passieve intrek	50	79	12
Dunlipharder	najaar	passieve intrek	1	139	
Driedoornige stekelbaars (4 leeftijdsklassen)	voorjaar	passieve intrek	1	69	

[8] *met een brede ecologische amplitude, weinig kieskeurig t.a.v. biotoop*

Soort	Periode	Migratietypen	n	GL	SD
Driedoornige stekelbaars	zomer	PDS	1	28	
Driedoornige stekelbaars	najaar	PDS/ passieve uittrek	2	36	1
Driedoornige stekelbaars	winter	PDS/ passieve intrek/ passieve uittrek/ actieve intrek	33	60	9
Giebel (3 leeftijdsklassen)	voorjaar	passieve uittrek	1	67	
Giebel	winter	passieve intrek/ passieve uittrek	8	179	66
Karper	voorjaar	passieve intrek	1	620	
Kolblei (4 leeftijdsklassen)	voorjaar	passieve intrek/ PDS	12	101	35
Kolblei	zomer	passieve intrek	23	77	20
Kolblei	najaar	passieve intrek/PDS	5	62	24
Kolblei	winter	PDS/ passieve uittrek	6	84	9
Paling	zomer	passieve intrek	1	704	
Rietvoorn	voorjaar	actieve intrek	1	84	
Snoekbaars (2 leeftijdsklassen)	voorjaar	passieve intrek	1	570	
Snoekbaars	zomer	passieve intrek	3	98	15
Spiering (4 leeftijdsklassen)	voorjaar	passieve intrek	40	60	9
Spiering	zomer	passieve intrek	12	59	14
Spiering	najaar	passieve uittrek/passieve intrek	15	60	14
Spiering	winter	passieve intrek/passieve uittrek	15	96	33
Sprot	najaar	passieve uittrek	1	82	
Zeebaars	najaar	PDS	1	37	

Het Waterbouwkundig Laboratorium berekende de volumes die gedurende een bemonsteringssessie door de fuiken stroomden (Tabel 2) (Smolders *et al*. 2018). Via deze gegevens kan dus geschat worden hoeveel individuen/eenheidsvolume gevangen werden (aantal individuen*100/vol (m^3)).

Tabel 2. Overzicht van de gemodelleerde volumes die door de fuiken hebben gestroomd gedurende de bemonsteringssessies (1 sessie per seizoen)

Periode	Migratietype	Volume doodtij (m^3)	Volume springtij (m^3)
voorjaar	PDS	1108*	1442*
voorjaar	passieve intrek (inwateringssluizen)	28,9	19.464,9
voorjaar	passieve uittrek (uitwateringssluizen)	774,1	5.791,9
voorjaar	actieve intrek (uitwateringssluizen)	774,1	5.791,9
zomer	PDS	1006*	1838*
zomer	passieve intrek (inwateringssluizen)	0	13.245,98

Periode	Migratietype	Volume doodtij (m^3)	Volume springtij (m^3)
zomer	passieve uittrek (uitwateringssluizen)	157,1	2.234,2
zomer	actieve intrek (uitwateringssluizen)	157,1	2.234,2
najaar	PDS	289*	2600*
najaar	passieve intrek (inwateringssluizen)	0	24.820,1
najaar	passieve uittrek (uitwateringssluizen)	1.045,1	7.599,8
najaar	actieve intrek (uitwateringssluizen)	1.045,1	7.599,8
winter	PDS	geen data	1756*
winter	passieve intrek (inwateringssluizen)	10.811*	15.993*
winter	passieve uittrek (uitwateringssluizen)	491*	3.199*
winter	actieve intrek (uitwateringssluizen)	491*	3.199*

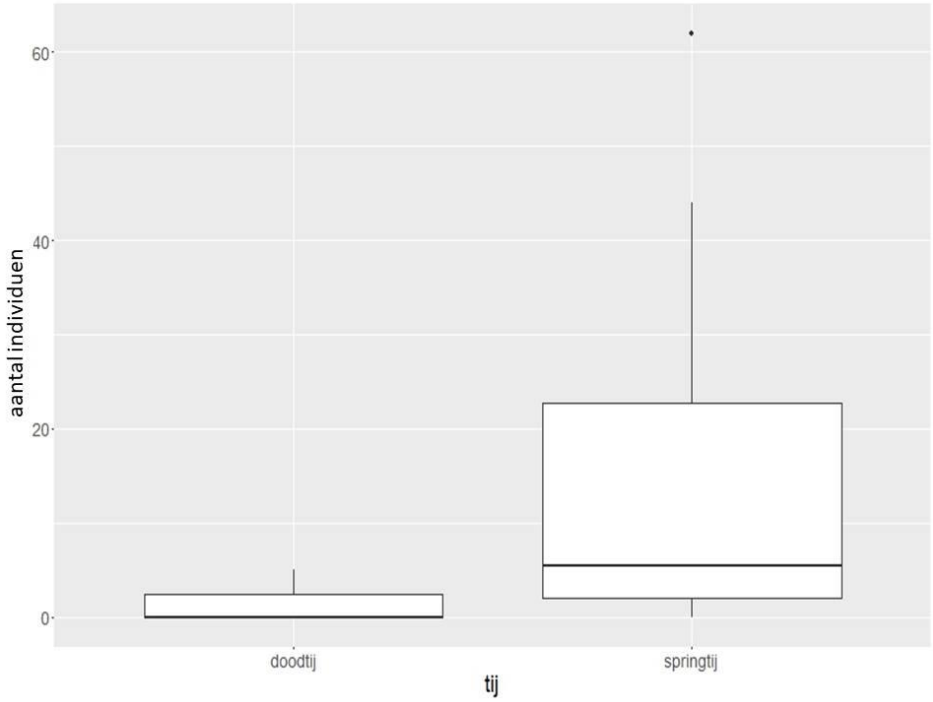
* gemodelleerd op basis van het getij in de Schelde

De verschillen tussen de volumes bij doodtij en springtij, worden versterkt door de aanwezigheid van schotbalken ter hoogte van de inwateringssluizen, waardoor de instroom en de dynamiek in het gebied gedurende een deel van de tijcyclus sterk beperkt wordt. Dit gaat gepaard met een beperking van de vismigratiemogelijkheden.

6.1.2 Verschillen in tijwerking (springtij en doodtij)

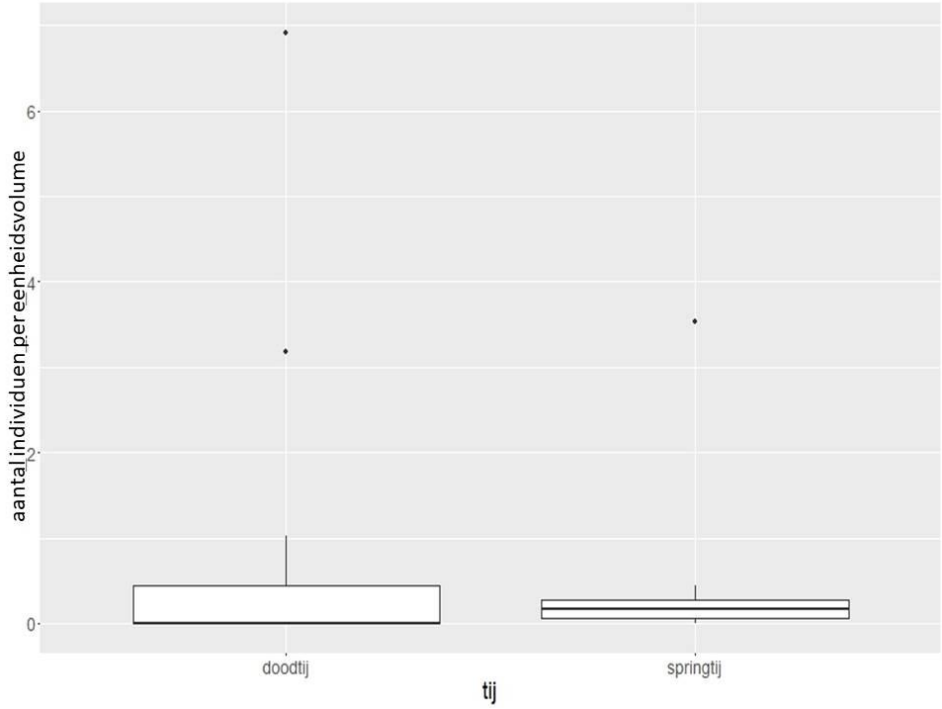
Bij de verwerking van de gegevens werd een analyse uitgevoerd op niveau van het aantal individuen en het aantal soorten. Aangezien beide variabelen tot dezelfde conclusies leiden, wordt in de meeste gevallen slechts een van de twee criteria besproken.

Voor alle vangsten samen is het aantal individuen (en soorten), die het gebied intrekken of uittrekken, significant groter tijdens springtij ($p < 0.01$) (Fig. 24).



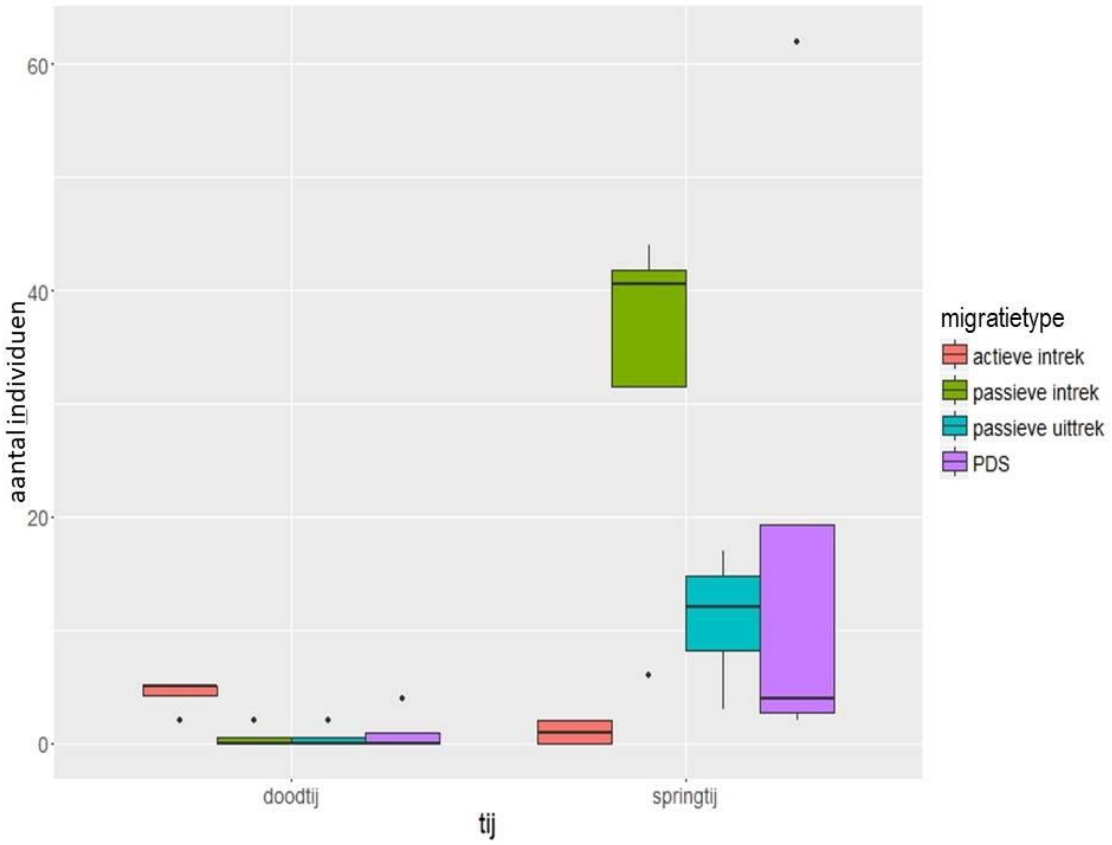
Figuur 24. Aantal individuen dat gevangen werd bij doodtij en springtij ($p < 0.01$)

Ondanks het kleiner absoluut aantal individuen dat per sessie gevangen werd, is het aantal per eenheidsvolume groter bij doodtij (Fig. 25).



Figuur 25. Aantal individuen per eenheidsvolume dat gevangen werd bij doodtij en springtij berekend over alle metingen (p = n.s.)

Bij onderscheid tussen de verschillende migratietypen, verschillen de aantallen tussen doodtij en springtij op significante wijze ($p < 0.05$) (Fig. 26), zowel bij passieve als actieve migratie.



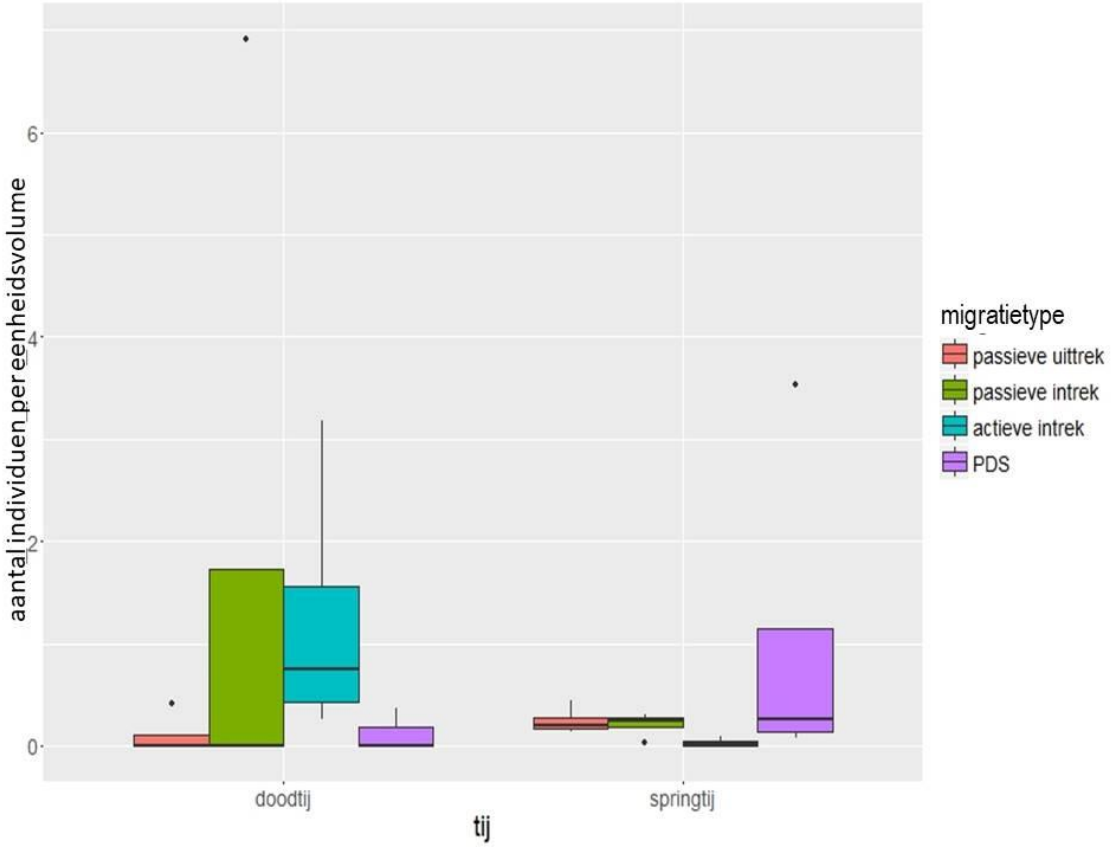
Figuur 26. Aantal individuen dat volgens de verschillende migratietypen gevangen werd bij doodtij en springtij ($p < 0.05$) berekend over alle metingen

In vele gevallen werd bij doodtij geen enkel individu gevangen. Dit is specifiek het geval voor de PDS constructie tijdens de winter, zomer en najaar. Voor de passieve intrek werden bij doodtij slechts twee individuen aangetroffen in het voorjaar: snoekbaars en kolblei. Voor de passieve uittrek werden bij doodtij geen individuen gevangen in het voorjaar, de zomer en het najaar. Andersom was bij de actieve intrek via de uitwateringssluizen het aantal bemonsterde individuen groter bij doodtij.

De oorzaak is de hoogte van schotbalken aan de inwateringssluizen, die vereist is voor het behalen van de Sigmadoelstellingen. Bij de bemonsteringen in augustus 2016 bij doodtij, geraakte het instromend water niet tot voorbij de sluis, maar sijpelde het water enkel binnen via de kieren tussen de balken.

Bij passieve en actieve intrek is het aantal individuen bij doodtij per eenheidsvolume proportioneel groter dan bij springtij. Bij PDS daarentegen, blijft het aantal individuen dat bij springtij gevangen wordt, groter wanneer de aantallen berekend worden per eenheidsvolume (Fig. 27). Dit duidt op onvoldoende kansen tot actieve migratie bij doodtij. Het wordt onvoldoende gecompenseerd door het aantal individuen dat door actieve intrek via de

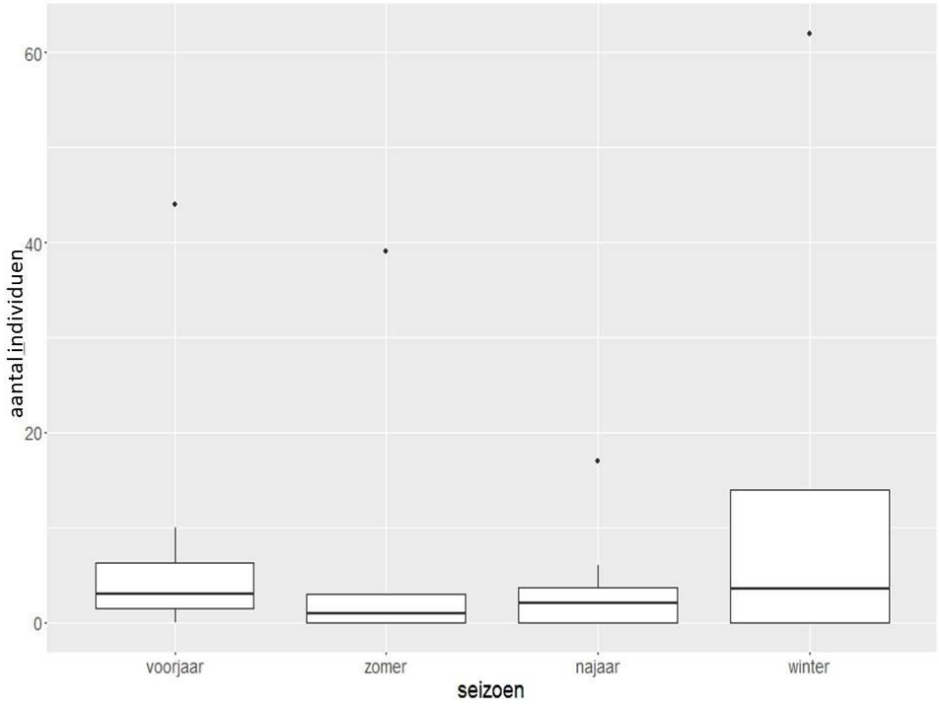
uitwateringssluizen in het gebied migreert. Het aantal individuen dat actief kan migreren is klein, zowel bij doodtij als bij springtij.



Figuur 27. Aantal individuen per eenheidsvolume dat gevangen werd bij doodtij en springtij volgens de verschillende migratietypen (p = n.s.)

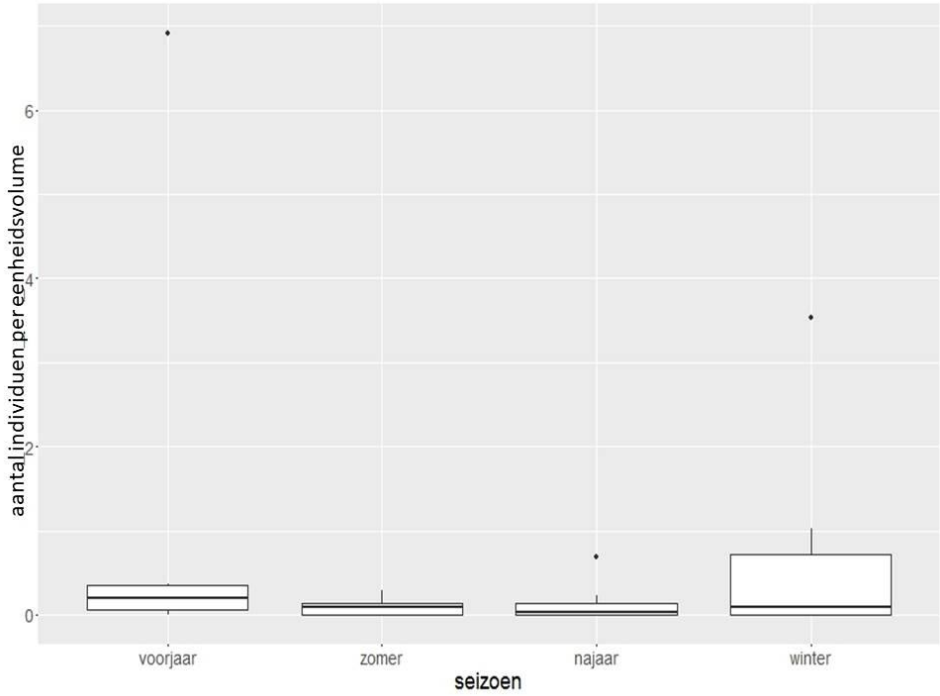
6.1.3 Seizoenale verschillen

Algemeen worden geen significante seizoenale verschillen waargenomen, noch op niveau van het aantal soorten noch bij het aantal individuen (Fig. 28). Sommige soorten, zoals brasem, blankvoorn, bot, kolblei en spiering werden inderdaad het hele jaar door aangetroffen. Bepaalde soorten daarentegen, migreren bij voorkeur gedurende de winterperiode: alver, blauwbandgrondel, driedoornige stekelbaars en giebel. Alver, blauwbandgrondel en grote hoeveelheden driedoornige stekelbaars migreerden op actieve wijze via de PDS. Ook kolblei en grote hoeveelheden brasem (die het hele jaar door migreren) maakten in de winterperiode gebruik van de PDS (Fig. 30). Ondanks dat de seizoenale verschillen in aantal individuen niet significant zijn, zijn er toch trends waarneembaar. Rekening houdend met de grote variatie bij iedere bemonstering, zou het aantal bemonsteringen minstens maal drie moeten om statistisch coherent te zijn (Aberson 2010).

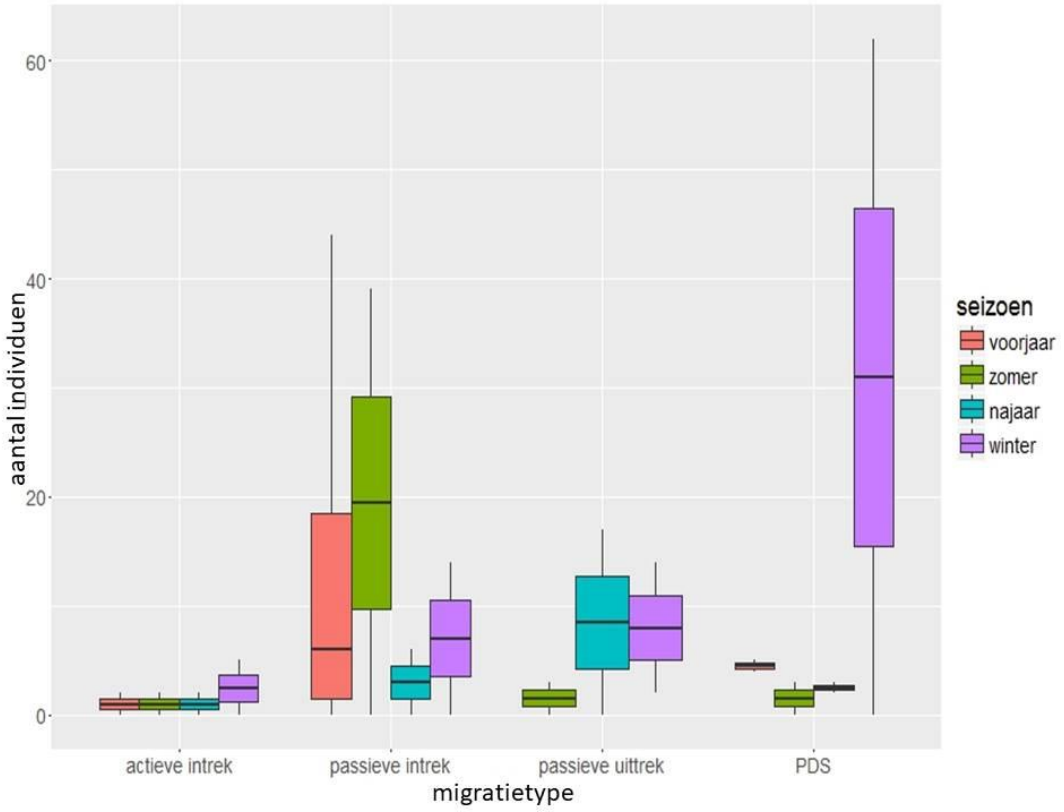


Figuur 28. Aantal individuen volgens seizoen (p = n.s.)

Bij het herleiden van de vangsten naar een eenheidsvolume, blijken de densiteiten het grootst te zijn in de winter (Fig. 29).

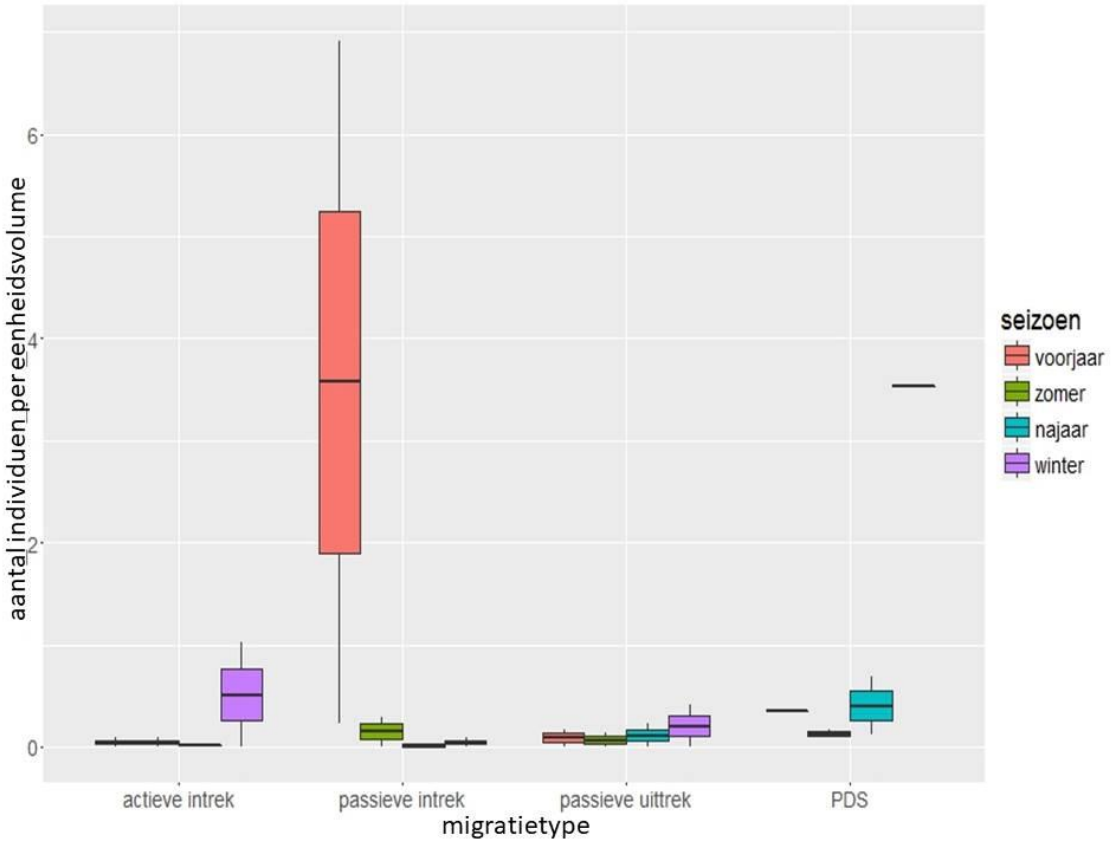


Figuur 29. Aantal individuen per eenheidsvolume dat gevangen werd tijdens de verschillende seizoenen (p = n.s.)



Figuur 30. Aantal individuen in functie van de migratietypen, volgens seizoen (p = n.s.)

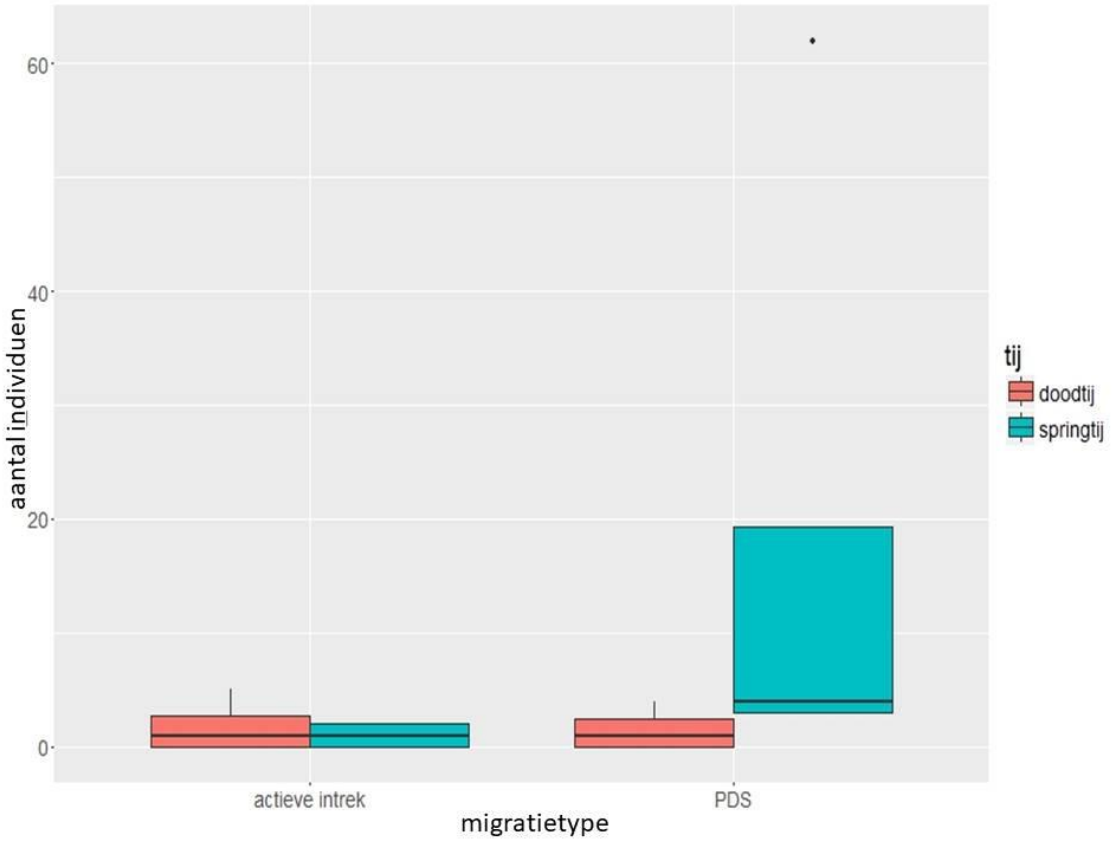
Het belang van de seizoenale factor voor vangsten berekend per eenheidsvolume is het meest uitgesproken bij passieve intrek en bij PDS (Fig. 31). De actieve migratie is het belangrijkst tijdens de winterperiode. De migratie van grote hoeveelheden spiering en kolblei die in het voorjaar de paaigebieden opzoeken verklaart de hoge waarden voor passieve intrek.



Figuur 31. Aantal individuen per eenheidsvolume in functie van het migratietype, volgens seizoen, (p = n.s.)

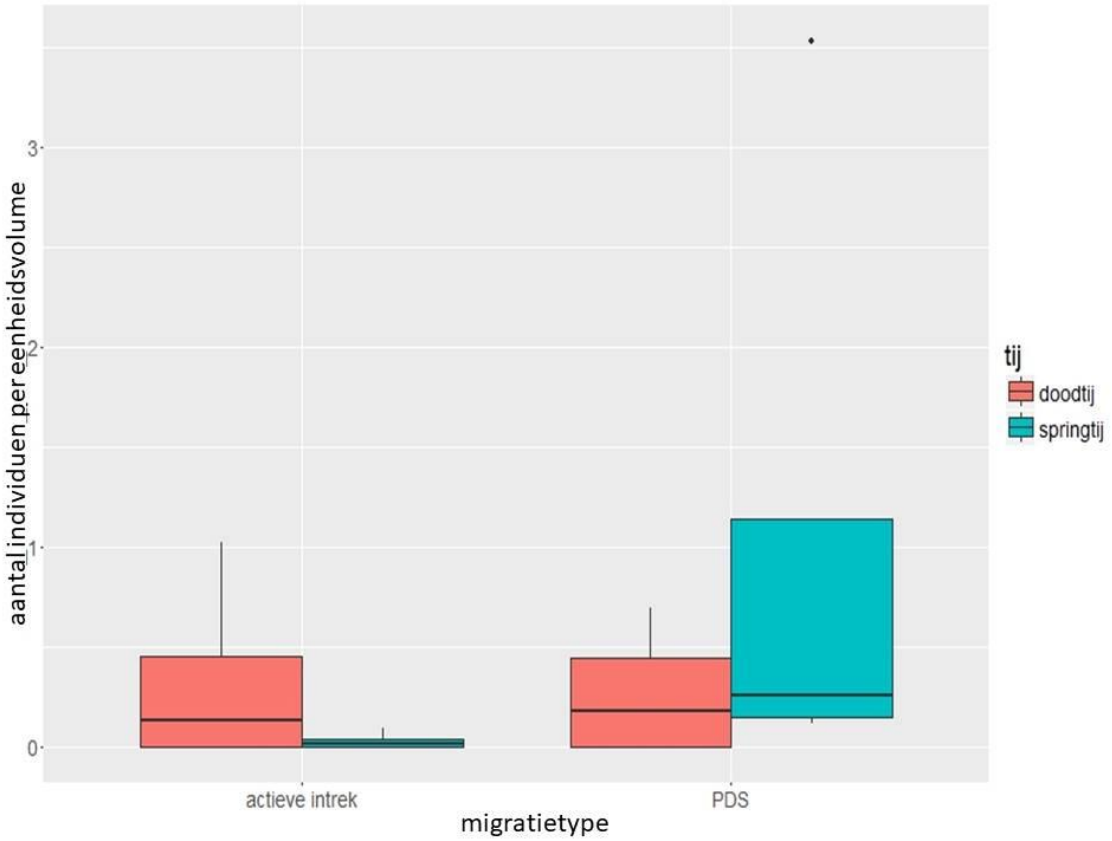
6.1.4 Vergelijking van het migratietype m.b.t. uitwateringsklep (passieve en actieve in- en uitwatering)

De verschillende migratietypen leveren significante verschillen op, zowel op niveau van het aantal individuen als voor het aantal soorten ($p < 0.01$). De vangsten bij doodtij zijn bijzonder klein, waardoor een onderscheid tussen de migratietypen niet mogelijk is. Bij springtij daarentegen is er een duidelijk onderscheid ($p < 0.05$) (Fig. 32). Het belang van PDS als migratiemodus is groter dan actieve migratie via de uitwateringssluizen (zie ook Fig. 30). Het grootste aantal individuen behoren zijn brasems en driedoornige stekelbaarzen. (Fig. 32).



Figuur 32. Aantal individuen in functie van het getij en het migratietype. Het betreft enkel de actieve intrek via de uitwateringssluizen en PDS ($p < 0.05$).

Rekening houdende met het aantal vangsten per eenheidsvolume, is bij doodtij het aandeel van de actieve migratie via de uitwateringssluizen vergelijkbaar aan de actieve migratie via PDS. Aangezien bij springtij het volume water bij actieve migratie groter is dan het volume water dat het overstromingsgebied binnenstroomt via PDS, wordt het effect van het groter aantal individuen dat via PDS migreert eerder versterkt (Fig. 33).



Figuur 33. Aantal individuen per eenheidsvolume dat gevangen werd tijdens doodtij en springtij, opgesplitst per migratietype (p = n.s.)

6.2 BERGENMEERSEN

6.2.1 Overzicht van de vangsten

In Bergenmeersen werden tijdens de bemonsteringsperiode 589 individuen gevangen. Buiten de eurytope soorten, zoals baars, blankvoorn, brasem, driedoornige stekelbaars, giebel, karper, kolblei, paling, snoekbaars, kwamen in beperkte mate ook limnofiele[9] (rietvoorn en tiendoornige stekelbaars) en rheofiele[10] soorten (blauwbandgrondel en winde) voor. Blankvoorn, brakwatergrondel, giebel en kolblei zijn het talrijkst (Tabel 3).

Tabel 3. Overzicht van de vangsten in Bergenmeersen in de periode 2016-2017 met het aantal individuen en de gemiddelde lengte per soort (winter = maart, voorjaar = eind april/mei, zomer = juli/augustus, najaar = september/oktober), GL: gemiddelde lengte, SD: standaardafwijking

Soort	Periode	Migratietype	n	GL (mm)	SD
Baars	voorjaar	passieve intrek	1	104	
Blankvoorn (4 leeftijdsklassen)	voorjaar	actieve intrek/passieve intrek	86	74	9
Blankvoorn	zomer	passieve uittrek/ PDS	67	50	19
Blankvoorn	najaar	PDS/ passieve intrek	46	85	17
Blankvoorn	winter	PDS	2	64	2
Blauwbandgrondel (4 leeftijdsklassen)	voorjaar	actieve intrek	1	78	
Blauwbandgrondel	zomer	PDS	8	67	8
Blauwbandgrondel	najaar	passieve intrek/ PDS	6	78	5
Bot (4 leeftijdsklassen)	voorjaar	passieve intrek/ passieve uittrek	5	35	9
Bot	zomer	passieve uittrek/PDS	36	51	8
Bot	najaar	Actieve intrek/ passieve uittrek	2	43	25
Brakwatergrondel (4 leeftijdsklassen)	najaar	passieve uittrek/ passieve intrek	66	35	2
Brasem (2 leeftijdsklassen)	zomer	passieve uittrek	2	40	1
Dunlipharder (4 leeftijdsklassen)	zomer	actieve intrek/ PDS	17	84	14
Driedoornige stekelbaars (4 leeftijdsklassen)	voorjaar	passieve intrek	2	50	3
Driedoornige stekelbaars	zomer	passieve uittrek/actieve intrek	21	52	30
Driedoornige stekelbaars	winter	PDS	1	45	
Giebel (4 leeftijdsklassen)	voorjaar	actieve intrek/ passieve uittrek	5	245	80

[9] *soorten gebonden aan zwak stromend en stilstaand water*

[10] *soorten gebonden aan stromend water*

Soort	Periode	Migratietype	n	GL (mm)	SD
Giebel	zomer	actieve intrek/ PDS	21	200	82
Giebel	najaar	passieve uittrek/ passieve intrek	58	111	65
Giebel	winter	actieve intrek	1	152	
Karper (4 leeftijdsklassen)	najaar	PDS/ passieve intrek/ passieve uittrek	16	94	20
Kolblei (4 leeftijdsklassen)	zomer	PDS/ passieve intrek	14	52	15
Kolblei	najaar	passieve intrek/ PDS	48	82	17
Kolblei	winter	PDS	1	78	
Paling (3 leeftijdsklassen)	voorjaar	passieve intrek	1	405	
Paling	zomer	actieve intrek/ passieve intrek	7	416	159
Paling	najaar	actieve intrek	4	385	111
Pos	zomer	passieve intrek	1	94	
Rietvoorn (2 leeftijdsklassen)	najaar	PDS	1	67	
Rietvoorn	winter	passieve intrek	1	57	
Riviergrondel	najaar	passieve uittrek	1	55	
Snoekbaars (2 leeftijdsklassen)	zomer	PDS/ passieve uittrek	18	44	7
Snoekbaars	najaar	PDS	1	507	
Spiering (4 leeftijdsklassen)	voorjaar	passieve intrek	5	34	4
Spiering	zomer	passieve uittrek	2	42	8
Tiendoornige stekelbaars	najaar	passieve uittrek	1	45	
Winde (3 leeftijdsklassen)	zomer	PDS	5	77	16
Winde	najaar	actieve intrek/ passieve intrek	5	107	31
Zeebaars (2 leeftijdsklassen)	zomer	PDS	1	39	
Zeebaars	najaar	passieve intrek/PDS	2	52	10

Net als bij Bazel werden de volumes per meetsessie berekend aan de hand van gemodelleerde resultaten van het Waterbouwkundig Laboratorium (Tabel 4; Smolders *et al*. 2018).

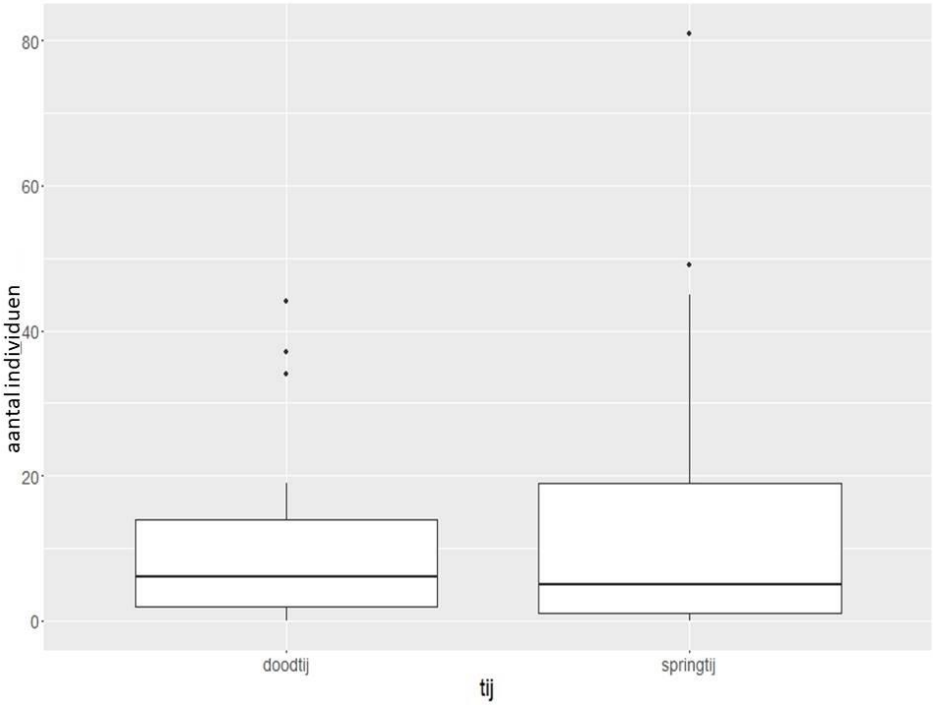
Tabel 4. Overzicht van de gemodelleerde volumes die door de fuiken hebben gestroomd gedurende de bemonsteringssessies

Periode	Migratietype	Volume doodtij (m³)	Volume springtij (m³)
voorjaar	PDS	128*	157*
voorjaar	passieve intrek (inwateringssluizen)	6.573*	14.353,4
voorjaar	passieve uittrek (uitwateringssluizen)	7.712*	17.201*
voorjaar	actieve intrek (uitwateringssluizen)	5.856,9	10.220,5
zomer	PDS	157- 243	286- 666
zomer	passieve intrek (inwateringssluizen)	4.375,1- 5.502,2	7.629,5- 13.861
zomer	passieve uittrek (uitwateringssluizen)	4.607- 5.208,1	7.129,8- 9.343,2
zomer	actieve intrek (uitwateringssluizen)	4.607- 5.208,1	7.129,8- 9.343,2
najaar	PDS	112- 123*	120- 169*
najaar	passieve intrek (inwateringssluizen)	1.177,9- 3.837,6	10.614,1- 17.076,4
najaar	passieve uittrek (uitwateringssluizen)	2.153,3	7.032,6- 11.824,2
najaar	actieve intrek (uitwateringssluizen)	2.153,3	7.032,6- 11.824,2
winter	PDS	geen data	geen data
winter	passieve intrek (inwateringssluizen)	709*	13.403*
winter	passieve uittrek (uitwateringssluizen)	8.838*	11.540*
winter	actieve intrek (uitwateringssluizen)	8.838*	11.540*

* gemodelleerd op basis van het getij in de Schelde

6.2.2 Verschillen in tijwerking (springtij en doodtij)

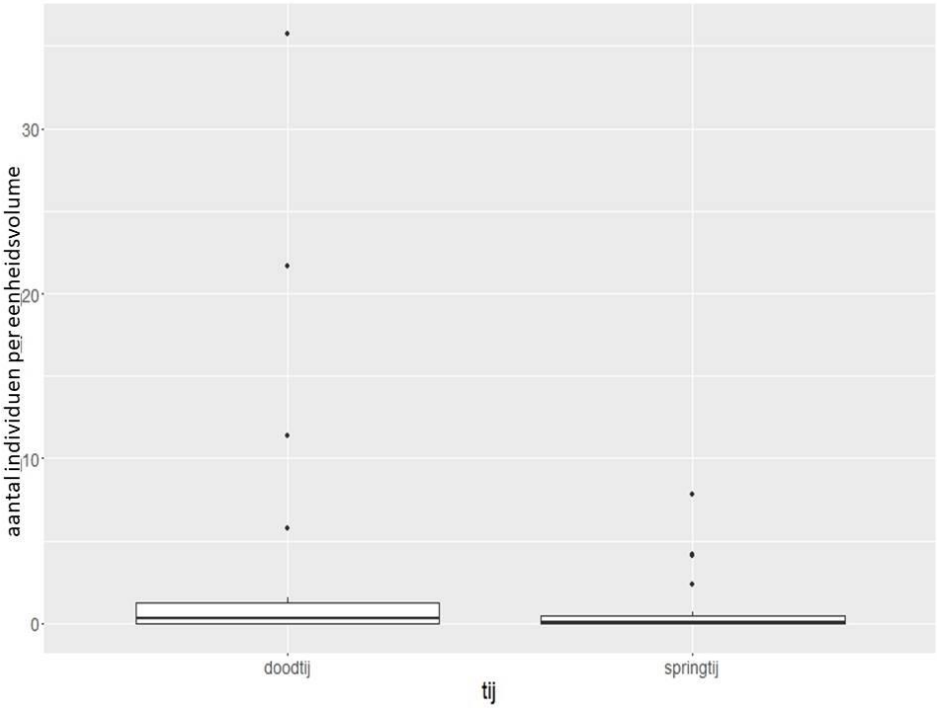
Aangezien er bij enkele kokers geen schotbalken zijn en bij de andere de hoogste slechts 34 cm bedraagt, kan men stellen dat er geen grote drempel aanwezig is ter hoogte van de inwateringssluizen in Bergenmeersen. We merken ook geen significant verschil tussen het aantal individuen en soorten dat bij doodtij of springtij gevangen werd (Fig. 34). Hieruit mag geconcludeerd worden dat de werking van de in- en uitwateringssluizen niet beperkt wordt door een verminderd debiet bij doodtij.



Figuur 34. Aantal individuen dat gevangen werd bij doodtij en springtij berekend over alle metingen (p = n.s.)

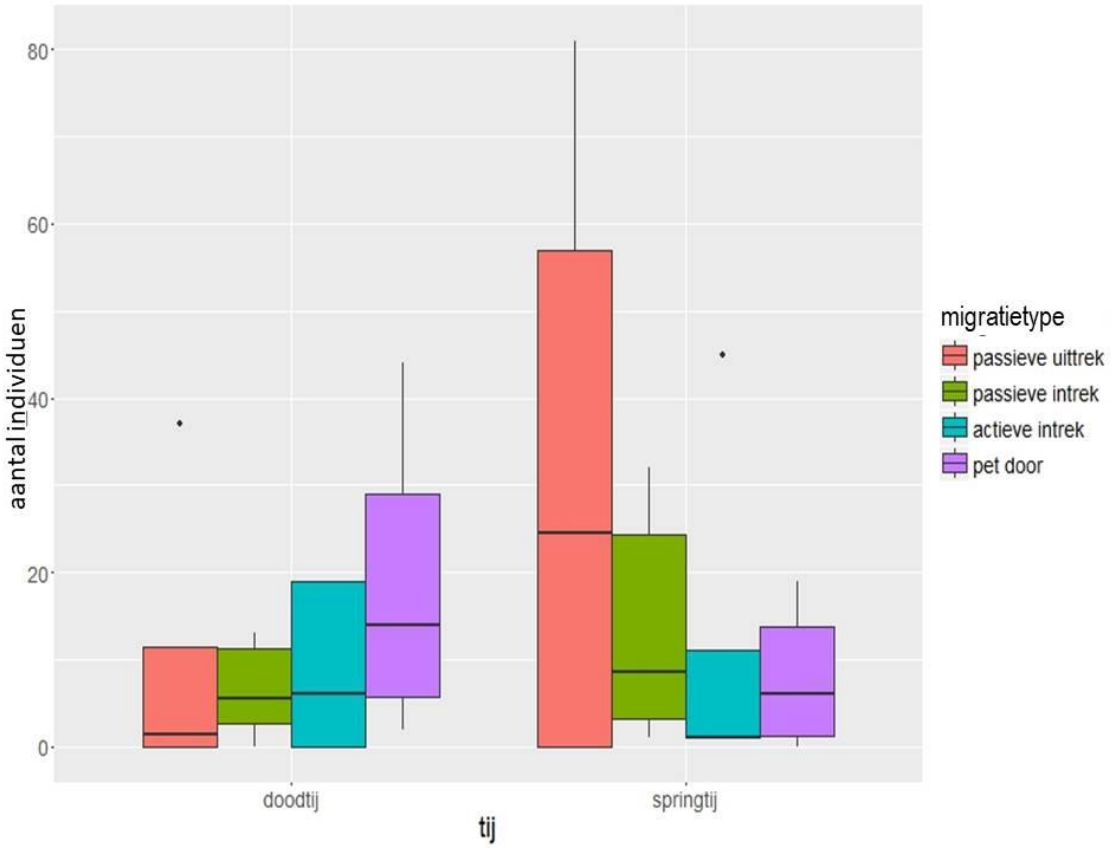
Anderzijds verwachten we dat de vuilophoping ter hoogte van de inwateringssluizen de oorzaak zou kunnen zijn dat de effectieve instroom beperkt wordt bij springtij in vergelijking tot de gemodelleerde volumes (Foto 9).

Foto 9. Vuilophoping ter hoogte van de inwateringssluizen



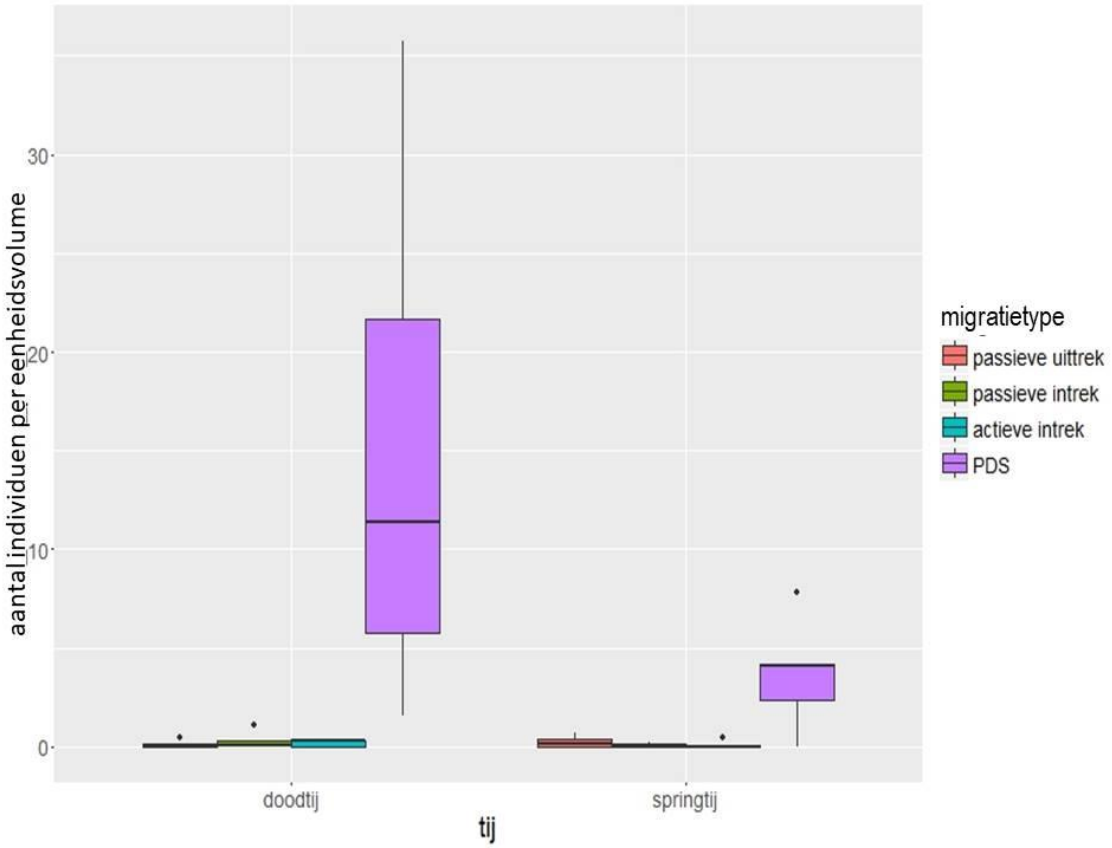
Figuur 35. Aantal individuen per eenheidsvolume dat gevangen werd bij doodtij en springtij berekend over alle metingen (p = n.s.)

Ook de verschillende migratietypen leveren geen significant verschil op tussen doodtij en springtij (Fig. 36).



Figuur 36. Aantal individuen dat volgens de verschillende migratietypen gevangen werd bij doodtij en springtij (p = n.s.)

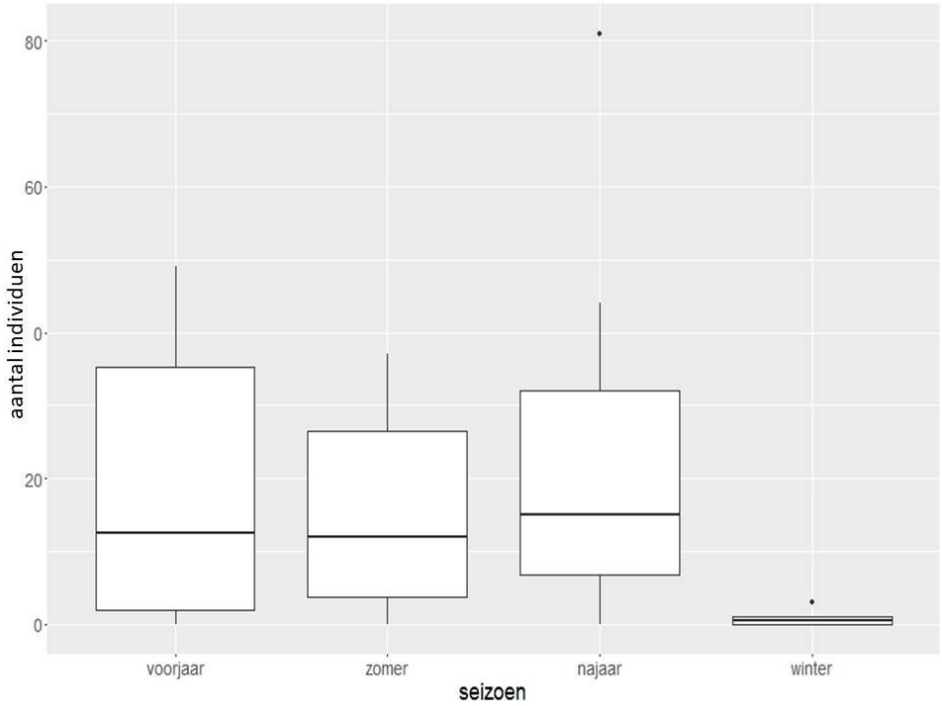
Bij de omrekening van het aantal individuen naar eenheidsvolume, migreert veruit het grootst aantal individuen via een PDS. Ook het aantal soorten is groter. Indien een PDS structureel deel zou uitmaken van de inwateringssluis en eenzelfde volume water in het overstromingsgebied toegelaten wordt, zal men een verhoogde migratie verkrijgen. In de huidige situatie is het volume water dat het gebied via de inwateringssluis bereikt groter. Per eenheidsvolume is het aantal individuen via passieve intrek echter opmerkelijk kleiner dan het aantal individuen dat via de PDS migreert (Fig. 37).



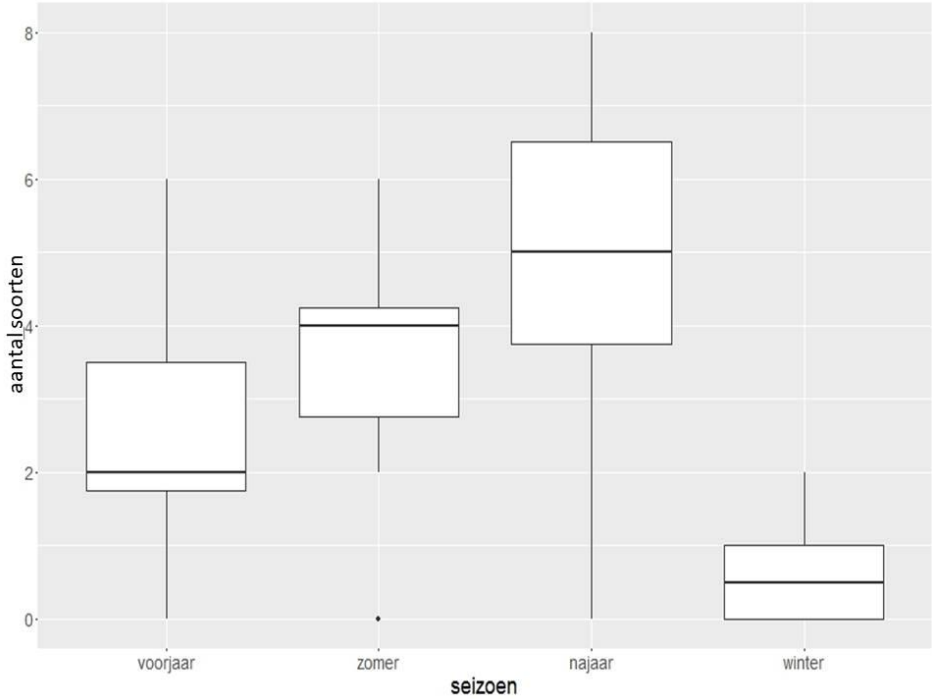
Figuur 37. Aantal individuen per eenheidsvolume dat volgens de verschillende migratietypen gevangen werd bij doodtij en springtij (p = n.s.)

6.2.3 Seizoenale verschillen

De migratiedynamiek is zowel op het niveau van het aantal individuen en het aantal soorten kleiner in de winter ($p < 0.01$; Fig. 38 en 39). Tijdens het najaar is het aantal migrerende soorten het grootst.

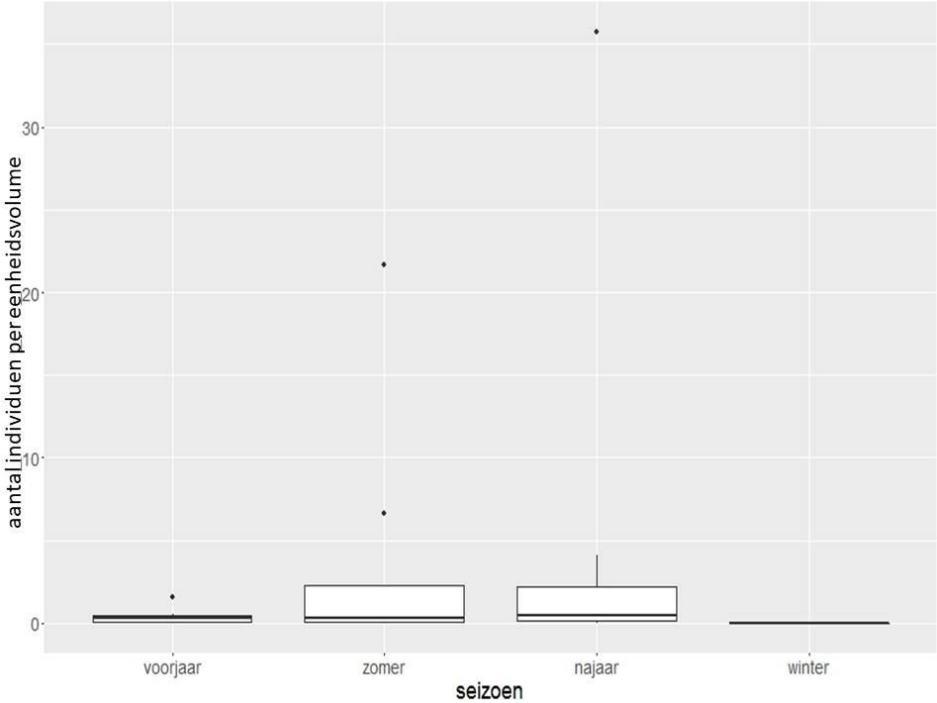


Figuur 38. Aantal individuen dat in de verschillende seizoenen gevangen werd ($p < 0.01$)

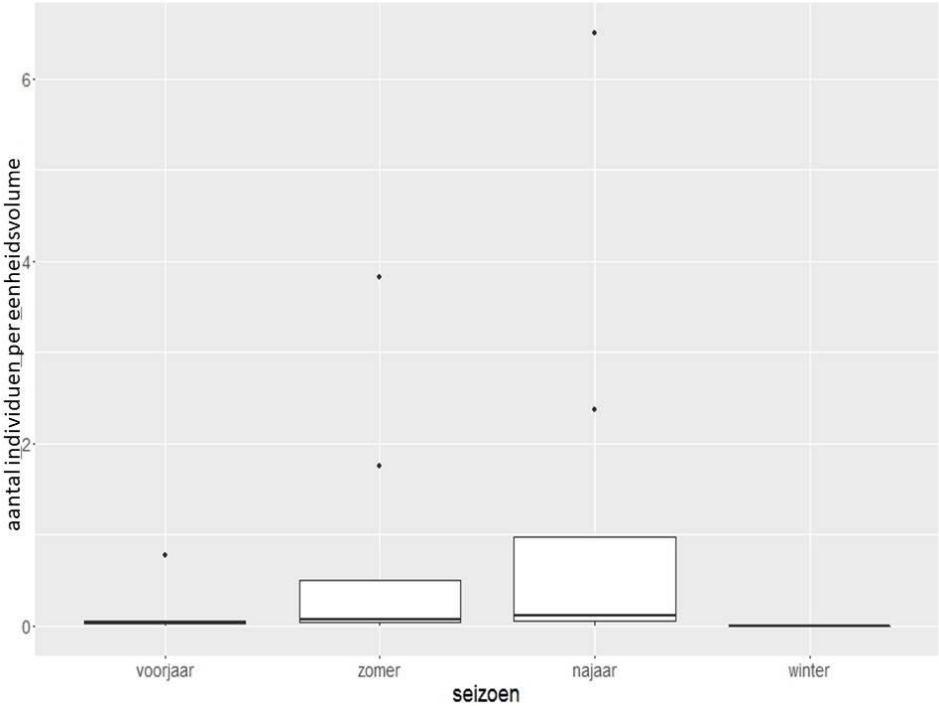


Figuur 39. Aantal soorten dat in de verschillende seizoenen gevangen werd ($p < 0.01$)

Bij omrekening per eenheidsvolume is er nauwelijks een toename in het najaar merkbaar omdat de versaste volumes ook groter zijn (Fig. 41). Op niveau van het aantal migrerende individuen is er geen onderscheid te zien (Fig. 40).

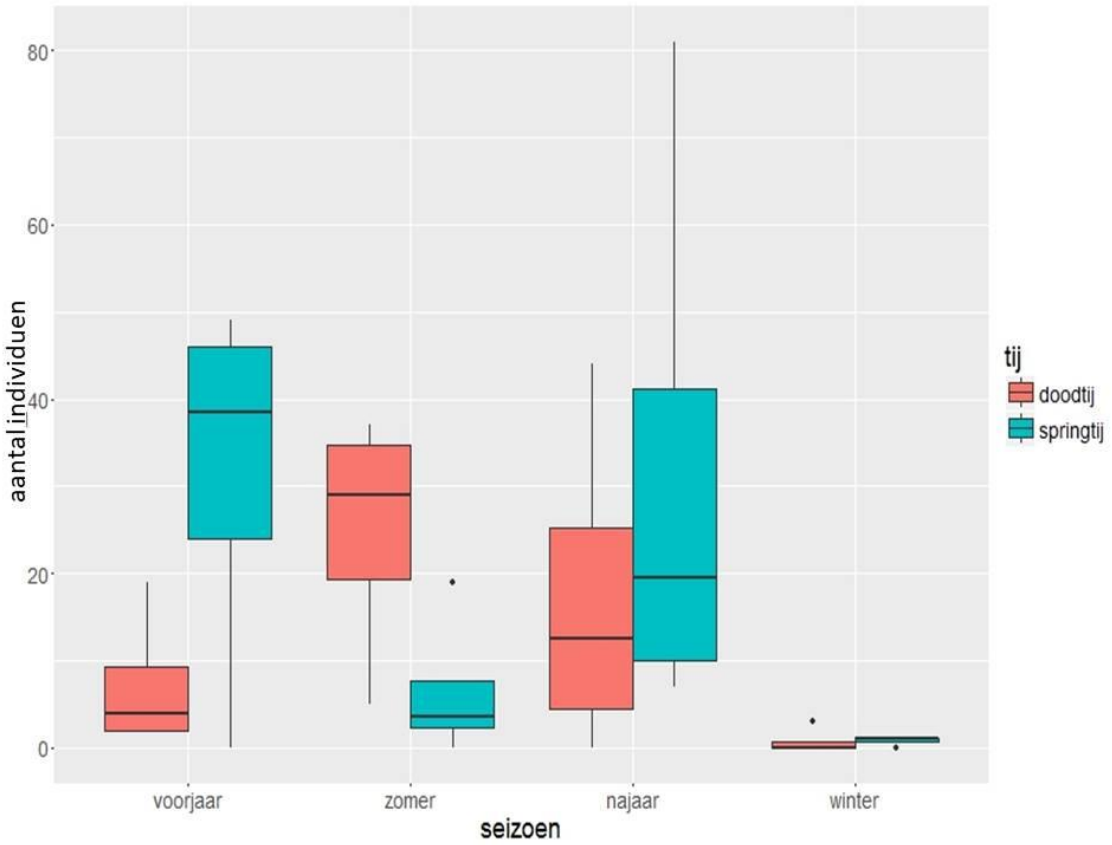


Figuur 40. Aantal individuen per eenheidsvolume dat in de verschillende seizoenen gevangen werd (p = n.s.)

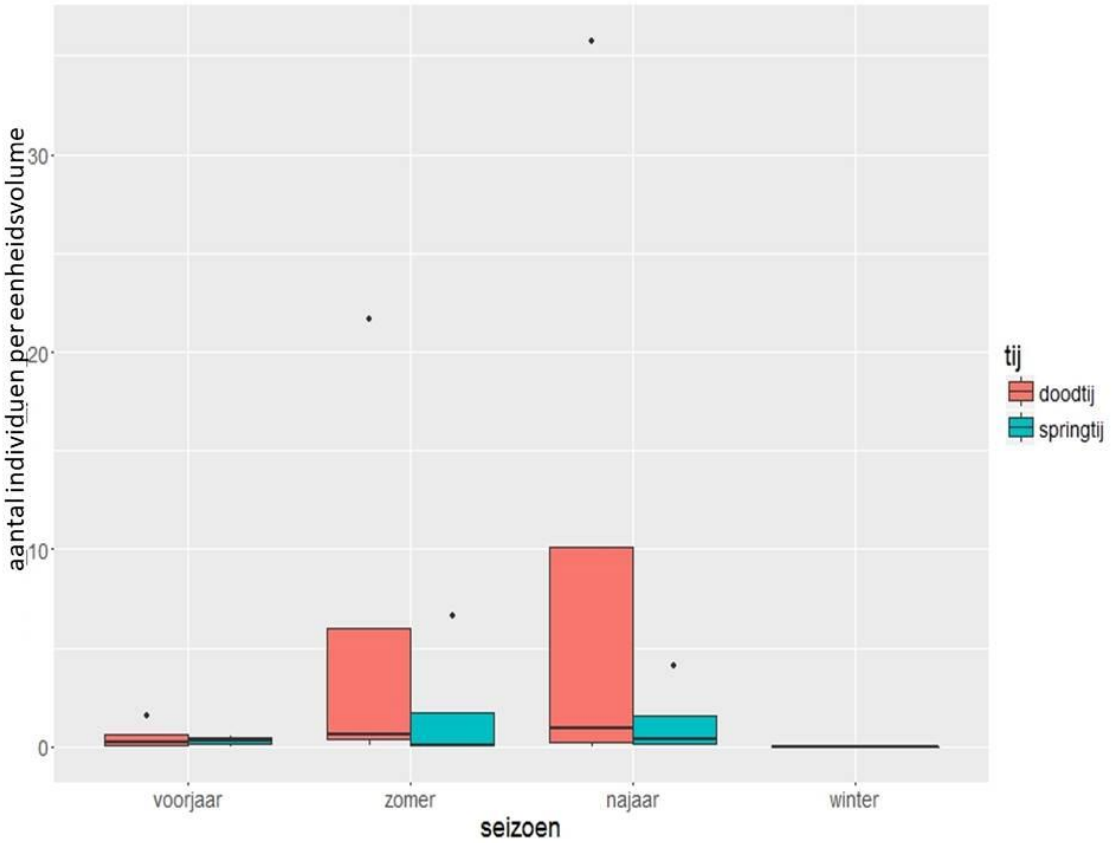


Figuur 41. Aantal soorten per eenheidsvolume dat in de verschillende seizoenen gevangen werd (p = n.s)

Bij opsplitsing van het aantal individuen over de verschillende tijcycli zijn dezelfde trends waarneembaar (Fig. 42; $p < 0.01$). Bij de omrekening naar eenheidsvolumes, wordt het gewicht van het doodtij benadrukt door de kleine versaste volumes tijdens deze periode (Fig. 43; p = n.s.).

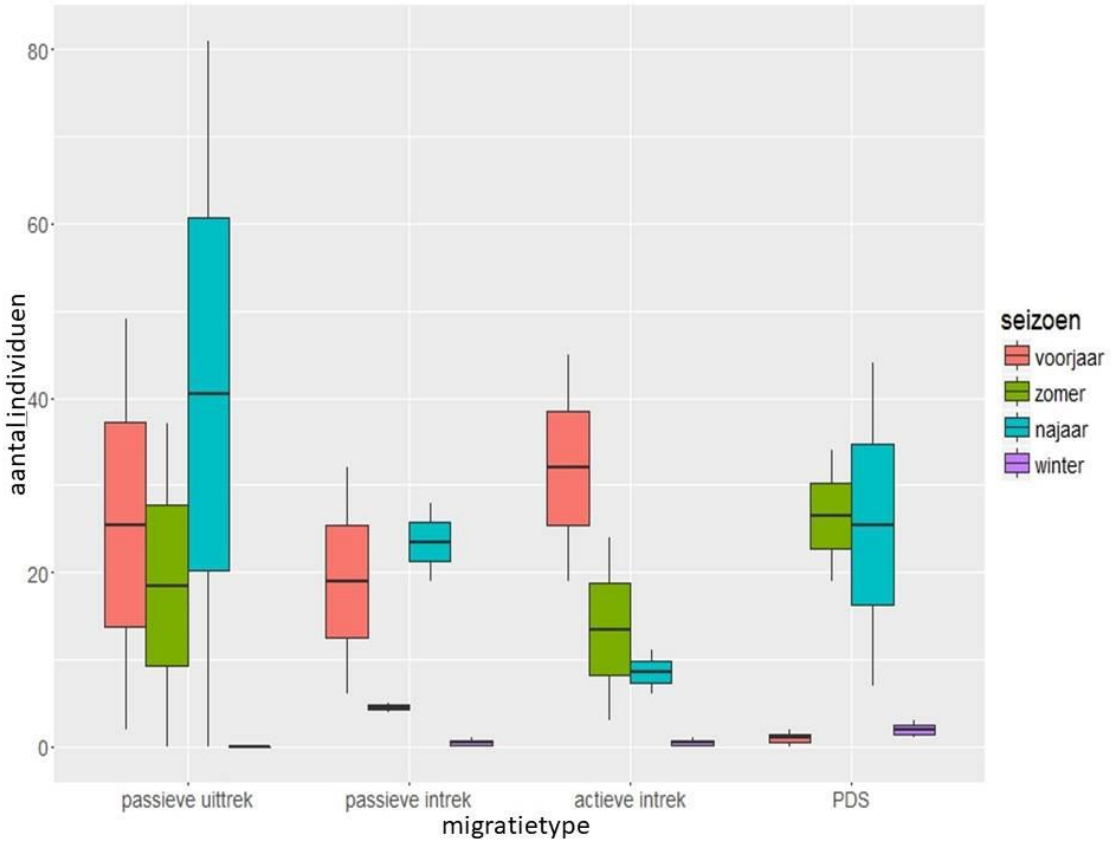


Figuur 42. Aantal individuen dat in de verschillende seizoenen gevangen werd bij doodtij en springtij ($p < 0.01$)

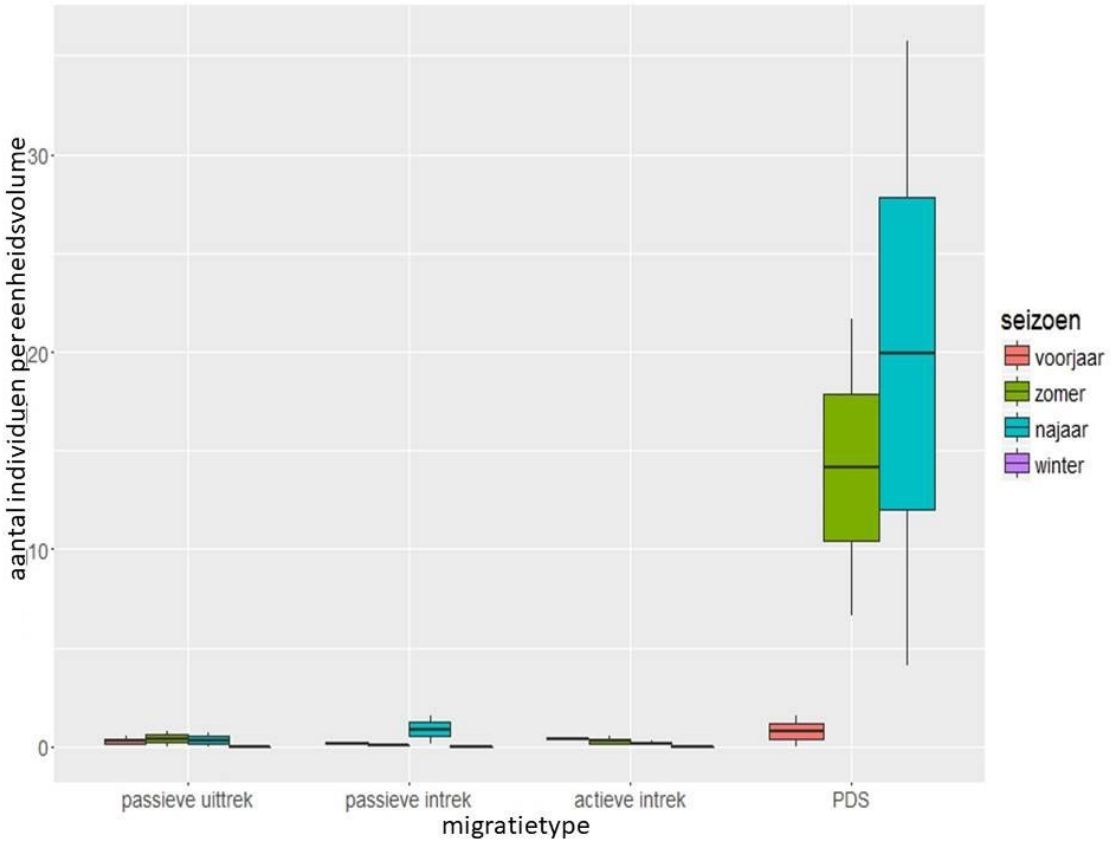


Figuur 43. Aantal individuen per eenheidsvolume dat in de verschillende seizoenen gevangen werd bij doodtij en springtij ($p < 0.01$)

De performantie van de verschillende migratietypen vertoont geen significante seizoenale verschillen. (Fig. 44). Sommige soorten werden jaarrond bemonsterd (blankvoorn, giebel), anderen in een specifiek seizoen (voorjaar voor baars; zomer voor brasem, pos en dunlipharder; najaar voor brakwatergrondel, riviergrondel, tiendoornige stekelbaars en karper). Bot, paling, spiering en blauwbandgrondel werden het hele jaar door bemonsterd, maar in de winter niet. Bij de omrekening van het aantal individuen naar een eenheidsvolume, komt -zoals eerder- het belang van PDS tot uiting, maar in het najaar is het effect het grootst (Fig. 45).



Figuur 44. Aantal individuen in functie van het migratietype, volgens seizoen (p = n.s.)



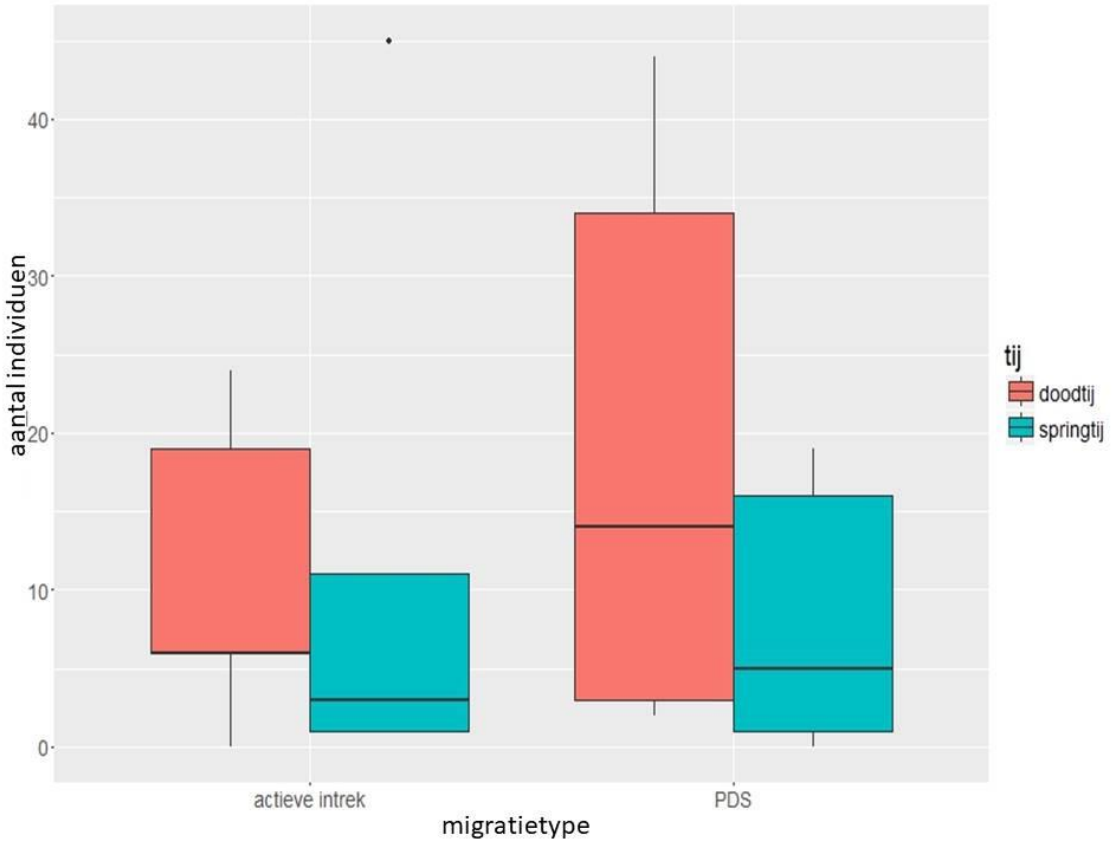
Figuur 45. Aantal individuen per eenheidsvolume in functie van het migratietype, volgens seizoen (p = n.s.)

6.2.4 Vergelijking van de migratietypen m.b.t. de uitwateringsklep (actieve intrek en passieve uittrek)

Uit de vergelijking tussen actieve migratie door intrek via de uitwateringssluizen en PDS, blijkt dat geen significant verschil tussen beide waarneembaar is (Fig. 46). Er is wel een duidelijke trend waarbij het aantal individuen dat via PDS migreert hoger ligt dan bij de intrek via de uitwateringssluizen, in het bijzonder bij doodtij. Hetzelfde kan geconcludeerd worden bij de vergelijking van het aantal soorten. Bijna alle soorten die het gebied ook actief intrekken, maken zowel gebruik van de uitwateringssluizen als van de PDS. Het gaat om blankvoorn, giebel, blauwbandgrondel, bot, brakwatergrondel, dunlipharder, kolblei en winde.

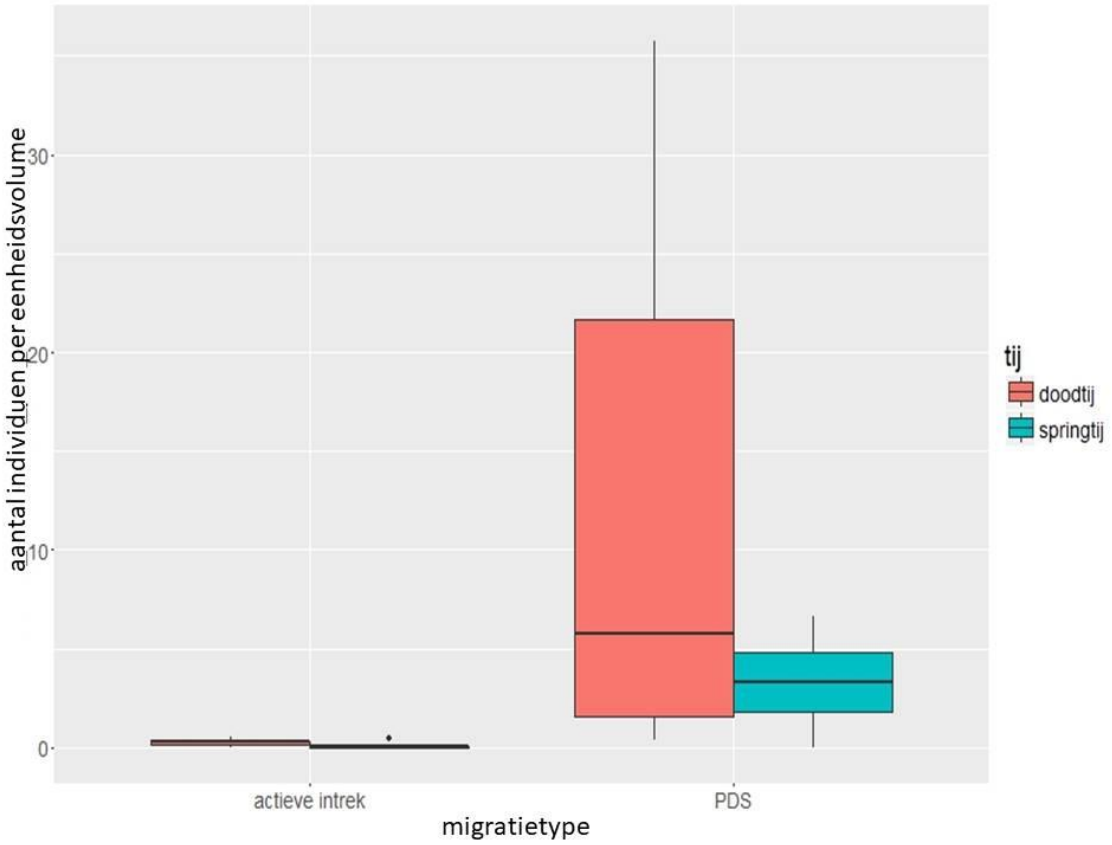
Enkel karper, rietvoorn en snoekbaars maken exclusief gebruik van de PDS. Paling maakt uitsluitend gebruik van de uitwateringssluizen om actief te migreren.

Het belang van de structurele aanpassingen naar actieve migratie zoals PDS, wordt ook aangetoond door de verhouding tot het aantal soorten dat uitsluitend of bijna uitsluitend bemonsterd werd door passieve migratie. Deze soorten waren baars, pos, riviergrondel, spiering en brasem, weliswaar steeds in kleine aantallen.



Figuur 46. Aantal individuen dat gevangen werd bij doodtij en springtij tussen intrek via de uitwateringssluizen en PDS (p = n.s.)

Bij het aantal individuen per eenheidsvolume is het relatief belang van PDS groter door de relatief grote volumes die door de uitwateringssluis stromen en de daarmee gepaard gaande grotere tijdspanne waarin er een lokstroom ontstaat (Fig. 47). Bij de actieve intrek is geen onderscheid merkbaar tussen het aantal individuen dat gevangen wordt tijdens doodtij en springtij. Bij PDS is dat wel het geval ($p < 0.05$).



Figuur 47. Aantal individuen per eenheidsvolume dat gevangen werd bij doodtij en springtij, volgens migratietype. Het betreft enkel de actieve intrek via de uitwateringssluizen en PDS ($p < 0.01$).

6.3 EFFICIËNTIE VAN DE VERSCHILLENDE MIGRATIETYPEN

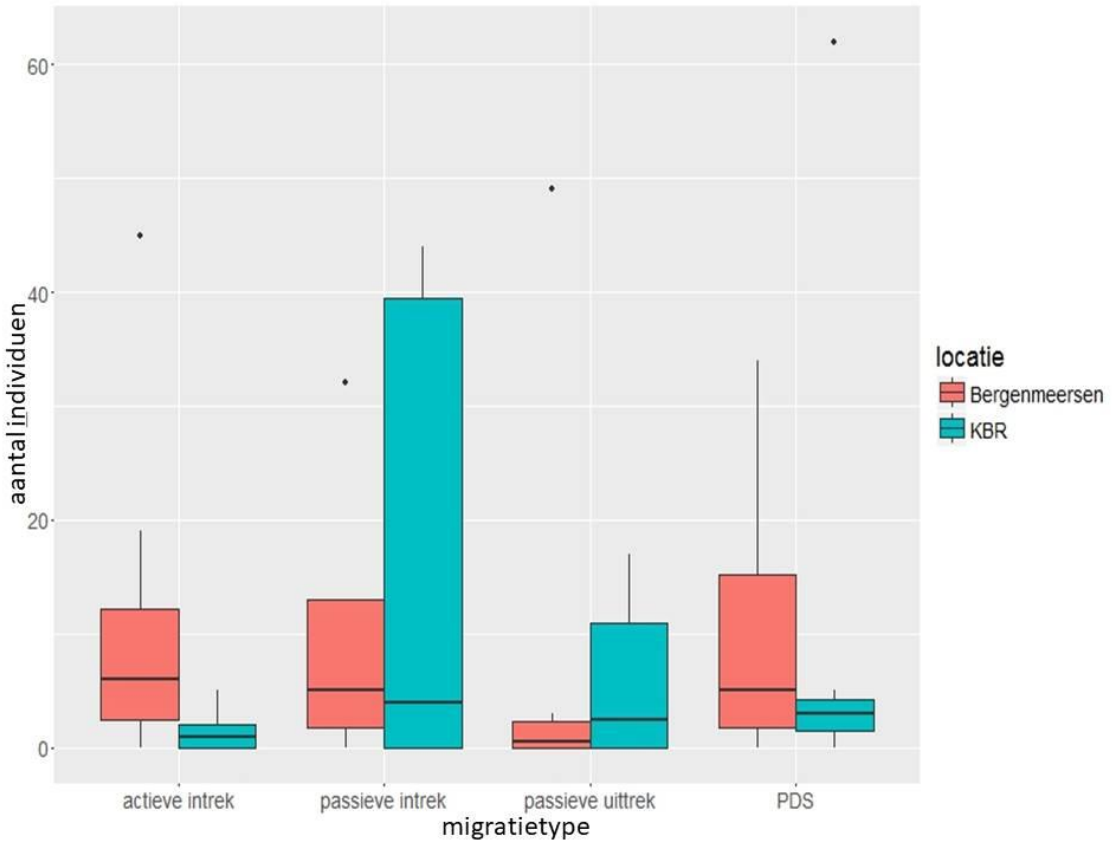
De verschillende migratietypen leveren in beide gebieden andere resultaten op.

Voor Bergenmeersen is aantal individuen gevangen via de verschillende migratietypen vergelijkbaar (Fig. 48). Van alle vangsten is het aandeel individuen dat via actieve migratie migreert (30%) groter dan de passieve intrek, zowel via de PDS (27%) als via de uitwateringssluizen (24%). Omgerekend naar eenheidsvolume migreert het grootste aantal individuen via PDS (93%). Het aandeel individuen dat door actieve intrek via de inwateringssluizen en door passieve intrek migreren bedraagt respectievelijk 4% en 2%.

Het valt echter op te merken dat 75% van het totaal aantal gevangen soorten via passieve inwatering het gebied bereikt. Dit is hoger dan het percentage van de soorten die via PDS en actieve intrek via de uitwateringssluizen het gebied bereikt. Ze bedragen 60%, respectievelijk 40% van het totaal aantal gevangen soorten.

Omgerekend naar eenheidsvolume, is dezelfde trend als voor individuen zichtbaar. 93% van de soorten migreert via PDS. dat door actieve intrek via de inwateringssluizen en door passieve intrek migreren bedraagt respectievelijk 4% en 3%.

Voor Bazel daarentegen is op individuele basis, de passieve intrek via de inwateringssluizen veruit de meest gebruikte manier om het gebied in te trekken (49%). De actieve migratie via een PDS en de uitwateringsluizen was beduidend lager, namelijk 29% respectievelijk 5% van het totaal aantal gevangen individuen (Fig. 48). Omgerekend naar eenheidsvolume bedraagt het aandeel individuen van de totaliteit van de vangsten dat via passieve migratie het overstromingsgebied bereikt 49%. Voor PDS en actieve migratie via de uitwateringssluizen is dit respectievelijk 33% en 9%.

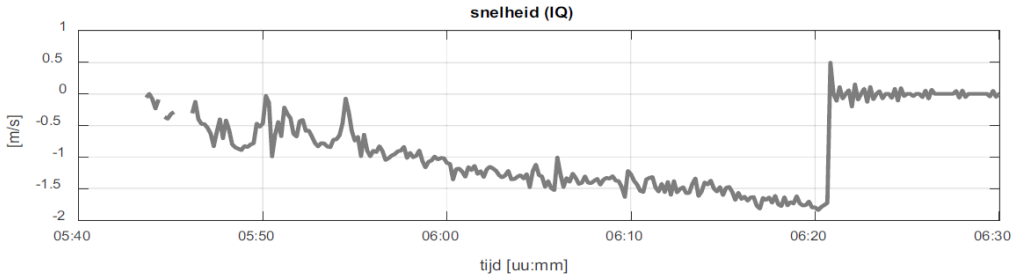


Figuur 48. Aantal individuen volgens migratietype, dat in beide gebieden gevangen werd (n.s.)

De lage aantallen voor de actieve intrek via de uitwateringssluizen in Bazel in vergelijking tot Bergenmeersen zijn waarschijnlijk gerelateerd aan de kleine inwateringsvolumes in Bazel. Ook de zwaardere kleppen bij de uitwatering in Bazel hebben waarschijnlijk een invloed, doordat bij eenzelfde uitwateringsvolume, de kleppen van Bergenmeersen verder open staan wat de migratie bevordert.

Op 22 september 2016 deed het Waterbouwkundig Laboratorium een 13-uursmeting van het debiet in Bergenmeersen. Tegelijkertijd werd er een pet-door-simulatie uitgevoerd. Hierbij werd bij opkomend Scheldepeil, de klep van één uitwateringskoker voor 45° geopend nog voordat er water via de inwateringskoker het gebied binnenstroomt. De pet-door-simulatie werd uitgevoerd op de uitwateringskoker waarin de IQ-debietmeter gemonteerd was. De

negatieve snelheid komt overeen met de snelheid bij inwatering. Het water stroomt namelijk het gebied in door de uitwateringskoker. Vanaf het moment dat het Scheldepeil hoger komt dan het bodempeil van de uitwateringskoker treedt inwatering op. Het debiet en de snelheid neemt hierbij toe tot de klep 35 minuten later gesloten wordt (Smolders *et al*. 2018; Fig. 49).



Figuur 49. Stroomsnelheid in de uitwateringskoker gerelateerd tot de pet-door-simulatie tijdens de 13-uursmeting (Smolders *et al*. 2018)

Tijdens deze meetcyclus werden eveneens metingen in de kokers uitgevoerd bij uitwatering met afgaand Scheldepeil (Fig. 50). Dit resulteerde in volgende vaststellingen (Smolders *et al*. 2018):

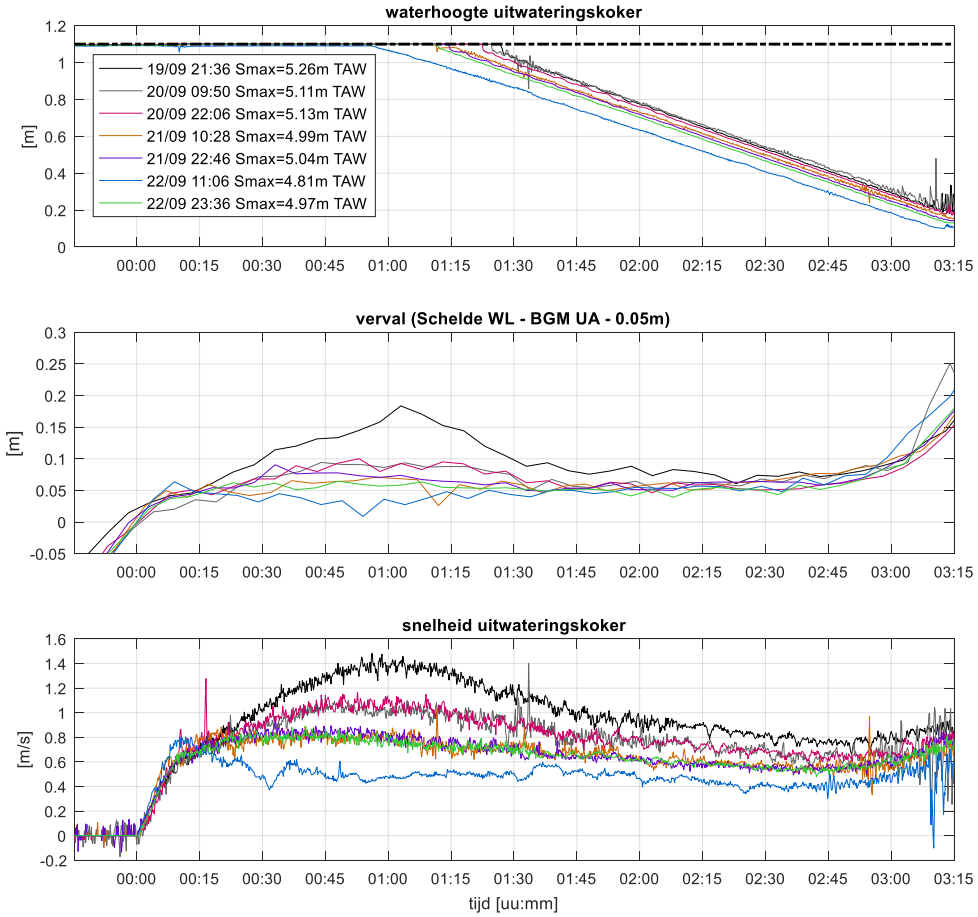
- Stroomsnelheden in de koker zijn net als het debiet voor alle reeksen (hoogwaters) gerelateerd aan het verval over de constructie. Vanaf het moment dat de koker niet langer verdronken is, zorgt de afnemende waterdiepte en het quasi constant verval ervoor dat de stroomsnelheden nagenoeg constant blijven terwijl het debiet verder afneemt, tot het moment dat de koker droog valt.
- Algemeen kan gesteld worden dat binnen de eerste 10 minuten, een volledig geopende klepstand (circa 64°) wordt bereikt. De gemiddelde stroomsnelheid bedraagt ca. 0,7-0,8 m/s. De mate waarin het debiet en daarmee dus de stroomsnelheden daarna nog toenemen of afnemen is afhankelijk van de hoogte van het daarvoor opgetreden hoogwater en de daarmee gepaard gaande vulling in het gebied (maximale polderpeil).

Bij gemiddeld tij (een hoogwater ca. 5 m TAW) zal bij een volledig geopende klep en verdronken koker de gemiddelde stroomsnelheid in de koker relatief constant 0,7-0,8 m/s zijn. Bij afnemend debiet neemt de stroomsnelheid nog licht af tot circa 0,6 m/s, maar blijft daarna vervolgens door afnemende waterdiepte in de koker relatief constant op deze waarde. Volgend op een hoogtij neemt de snelheid toe tot ca. 1,1 m/s en bij een gemiddeld springtij tot 1,4 m/s. Daarna neemt de gemiddelde stroomsnelheid geleidelijk terug af tot een stroomsnelheid van 0,8 m/s bij afnemende waterdiepte in de koker. Enkel bij gemiddeld doodtij nemen de stroomsnelheden na volledige klepopening terug af, van 0,8 m/s naar 0,5-0,4 m/s (Smolders *et al*. 2018).

Voor de passerbaarheid van de uitwateringssluizen moet er voor Bergenmeersen rekening gehouden worden met de 10 m-lange uitwateringskokers. Aangezien sprintsnelheden bij vissen slechts over een heel korte afstand kunnen aangehouden worden, is de indicatie van sprintsnelheden hier een overschatting van het werkelijk vermogen om de passeerbaarheid van de uitwateringssluis aan te geven. Bovendien wordt aangenomen dat, voor

Bergenmeersen, de kruissnelheid in de koker maatgevend is ten opzichte van de sprintsnelheid onder de koker (Smolders *et al*. 2018).

Een bijkomende factor die van belang is voor de passeerbaarheid, is de doorzwemdiepte in de koker (waterdiepte). Volgens de richtlijn voor goede passeerbaarheid is daarbij een minimale waterdiepte van circa 0.30 m nodig. Bij uitwatering is die diepte er gedurende ca. 3 uur (Smolders *et al*. 2018).



Figuur 50. Stroomsnelheid in de uitwateringskoker bij uitwatering in relatie tot het verval op de Schelde en het waterpeil in de uitwateringskoker

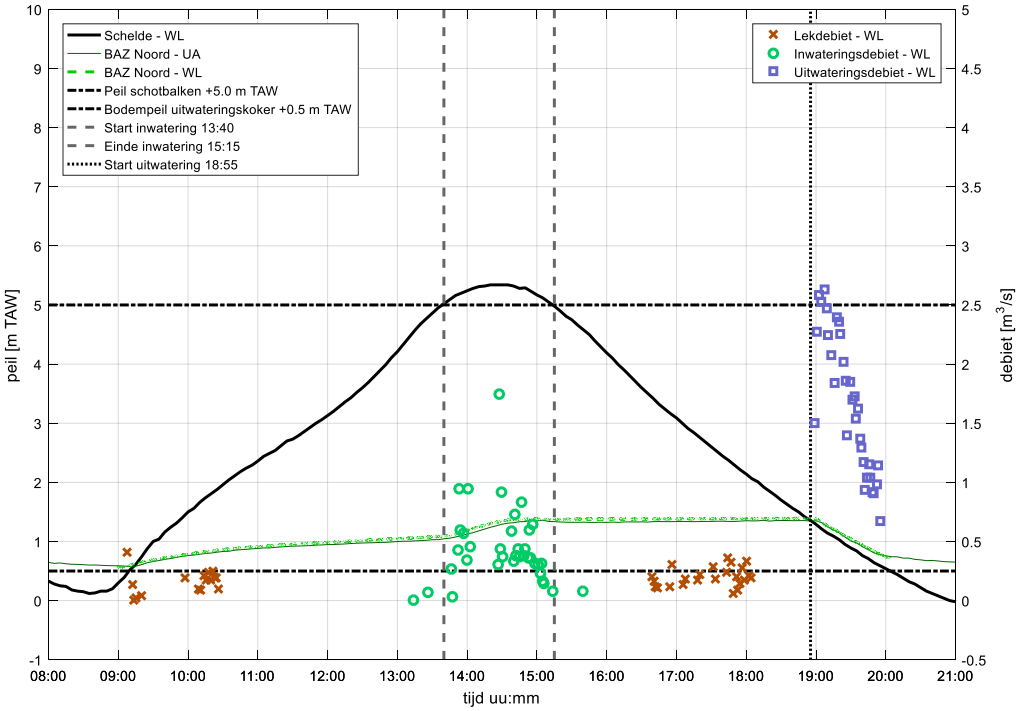
De vangsten in Bergenmeersen werden onderverdeeld volgens de wijze van migratie (Tabel 5). De sprintsnelheid voor een adulte blankvoorn bedraagt gemiddeld 2,1 m/s (Riemersma & Quak 1991). Voor juvenielen is de sprintsnelheid beduidend lager en zal die de 1 m/s niet overschrijden (Kroes & Monden 2005). Rekening houdend met de metingen zijn deze waarden waarschijnlijk voldoende om de stroomsnelheden te trotseren bij actieve migratie bij de uitstroom tijdens een gemiddeld tij. Bij hoogtij en springtij liggen de stroomsnelheden beduidend hoger. Uit de metingen blijken deze waarden haalbaar voor 1+ juvenielen van 5-6 cm. Er zijn ook geen noemenswaardige verschillen in afmetingen vast te stellen tussen de migratie via de PDS of via de uitwateringssluizen. Voor volgende soorten werden althans geen beduidende verschillen vastgesteld: blauwbandgrondel, bot, brakwatergrondel, dunlipharder, giebel en kolblei. Kolblei, die via passieve intrek via de inwateringssluis migreert, heeft een grotere afmetingsrange dan de individuen die via de migratie via de uitwateringssluis en PDS

migreren. Voor winde daarentegen is er een duidelijk dat het de individuen met kleinere afmetingen zijn die door de PDS migreren. Ook kleinere karpers migreren uitsluitend via PDS. Dit kan verklaard worden door het feit dat de kruissnelheid voor volwassen individuen bij deze soorten maximaal 0,6 m/s bedraagt (Videler 1993). Voor sommige soorten zijn de kleinere juvenielen niet opgewassen tegen de stroomsnelheden doorheen de uitwateringssluis (Tabel 5).

Tabel 5. Lengterange (LR) van de soorten die gebruik maken van PDS in vergelijking tot actieve intrek via de uitwateringssluizen in Bergenmeersen voor doodtij en springtij. Het aantal individuen staat telkens tussen haakjes.

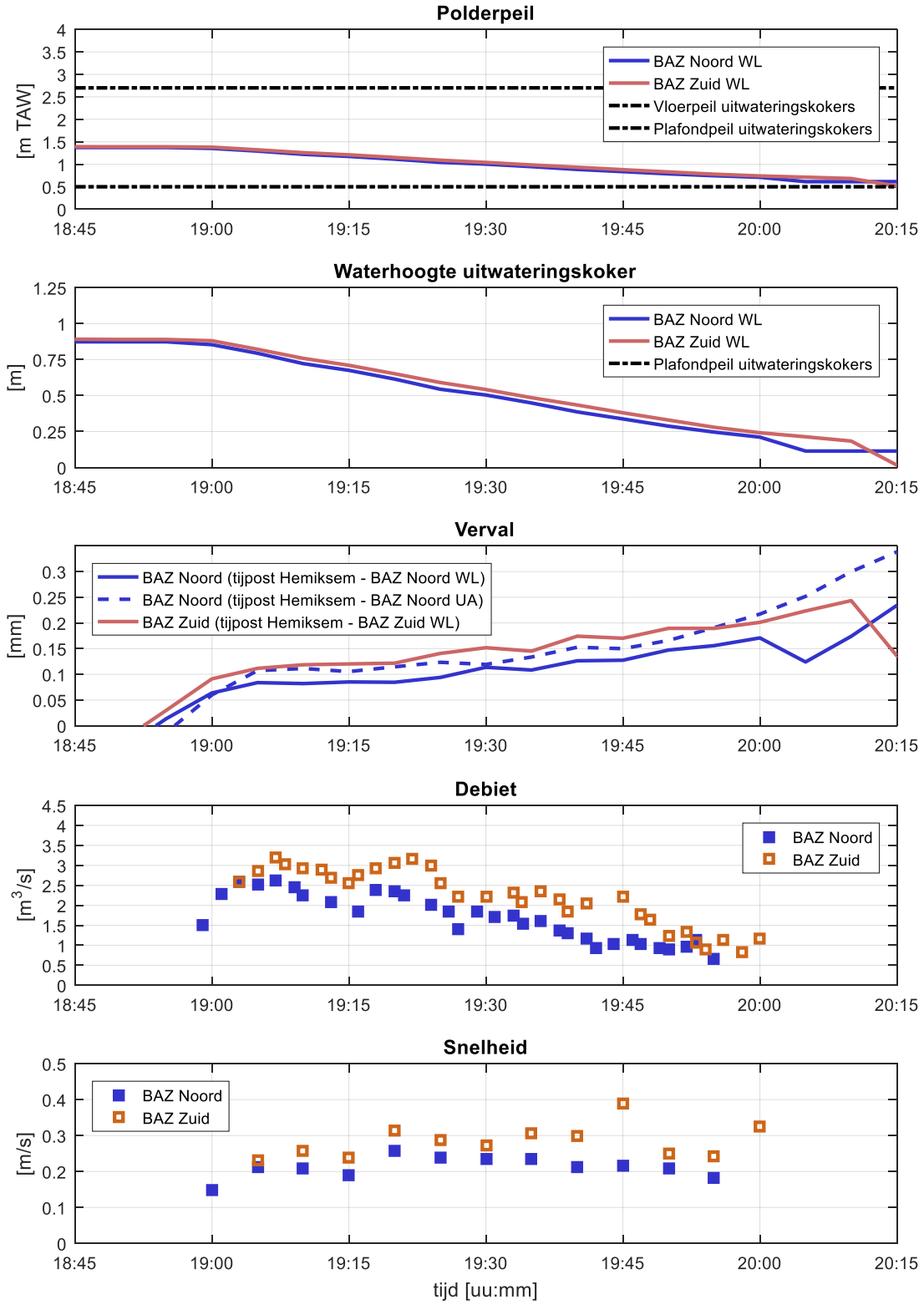
Soort	LR- PDS / doodtij (mm)	LR- PDS / springtij (mm)	LR- actief / doodtij (mm)	LR- actief / springtij (mm)	LR- passief / doodtij (mm)	LR- passief / springtij (mm)
Baars	/	/	/	/	/	104 (1)
Blankvoorn	4-127 (43)	51-124 (18)	52-134 (22)	63-100 (48)	63-87 (11)	60-102 (23)
Blauwbandgrondel	49-83 (9)	69-77 (2)	78 (1)	/	77-78 (3)	/
Bot	50-61 (4)	/	/	38-68 (2)	57-64 (3)	35-50 (4)
Brakwatergrondel	/	25-36 (4)	/	31 (1)	/	31-45 (22)
Dunlipharder	98-106 (4)	/	68-109 (13)	/	/	/
Driedoornige stekelbaars	32 (1)	28-45 (2)	/	/	/	47-53 (2)
Giebel	45-222 (11)	73-221 (2)	75-363 (13)	62-337 (11)	152-358 (14)	72-176 (10)
Karper	68-124 (10)	/	/	/	68-137 (3)	/
Kolblei	45-111 (20)	28-103 (9)	57-93 (3)	32-104 (8)	58-134 (6)	78-106 (10)
Paling	/	/	310-656 (3)	237-550 (5)	270-400 (2)	227-265 (2)
Pos	/	/	/	/	/	94 (1)
Rietvoorn	67 (1)	/	/	/	/	57 (1)
Snoekbaars	49-507 (2)	34-61 (9)	/	/	/	/
Spiering	/	/	/	/	40 (1)	33-73 (4)
Winde	49-94 (6)	/	/	130-156 (2)	74-87 (2)	/
Zeebaars	/	39-61 (2)	/	/	/	42 (1)

In vergelijking tot Bergenmeersen is het inwateringsvolume te Bazel Noord kleiner (Fig. 51). Dit komt door het hogere inwateringspeil (peil schotbalken) en het kleiner aantal inwateringskokers (3 t.o.v. 6). Hierdoor is ook de duur van uitwatering relatief kort (circa 1 uur te Bazel Noord ten opzichte van circa 3 uur te Bergemeersen).



Figuur 51. 13-uursmeting voor Bazel Noord van 14/09/2016. Debiet- en waterpeil.

Het maximaal opgemeten debiet tijdens inwatering bedraagt 0,9 m^3/s te Bazel Noord. De waterhoogte, het verval, het debiet en de snelheid tijdens uitwatering in de uitwateringskokers te Bazel Noord en Bazel Zuid wordt vergeleken in Fig. 52. Bazel Noord heeft een kleiner verval dan Bazel Zuid, wat resulteert in een kleiner debiet voor Bazel Noord en een stroomsnelheid van 0,2 tot 0,3 m/s tijdens uitwatering. Dit is merkelijk lager dan voor Bergenmeersen waar snelheden tussen 0,4 m/s en 1,4 m/s werden opgemeten. Er dient wel rekening gehouden te worden met het feit dat bij de zwaardere klassieke kleppen zoals in Bazel, de doorstroomsectie mogelijk wel lokaal sterk gereduceerd wordt met de bijhorende toename van de snelheid tot gevolg. Om meer inzicht te krijgen in het hydraulische gedrag van een uitwateringsconstructie met klassieke terugslagkleppen verdient het aanbeveling om een meetcampagne uit te voeren waarbij het verval over de constructie, de snelheid en waterhoogte in één uitwateringskoker en de bijhorende klephoek opgemeten wordt, analoog met de in 2016 uitgevoerde meting te Bergenmeersen (Smolders *et al*. 2018).



Figuur 52. 13-uursmeting voor Bazel Noord en Zuid op 14/09/2016. Van boven naar onder: Polderpeil, waterhoogte uitwateringskoker, verval, debiet en snelheid

Door de zware kleppenconstructie van Bazel, kan men veronderstellen dat een grotere stroomsnelheid vereist is om eenzelfde klepstand te bekomen als in Bergenmeersen. Hierdoor zullen minder juvenielen of slechts juvenielen van een groter formaat via de uitwateringssluizen naar de polder kunnen migreren. Kleinere juvenielen zullen aangewezen zijn op een passage via de PDS of passieve migratie via de inwateringssluis. Passieve migratie is slechts in een ander tijdsvenster, een ander moment, mogelijk. Rekening houdende met het klein verval in Bazel Noord en de daarmee gepaard gaande lage stroomsnelheden, zal waarschijnlijk gedurende bepaalde periodes de klepopening onvoldoende zijn om vissen van een groter formaat toe te laten.

In dit onderzoek migreerden onder andere blankvoorn, blauwbandgrondel en spiering via PDS. Andere soorten met een lagere sprintsnelheid zoals bot, brakwatergrondel, brasem en kolblei werden niet waargenomen als actief migrerende soorten via de uitwateringssluis (Tabel 6). Brasem heeft een lage sprintsnelheid van 0,9 m/s voor een volwassen individu. Juvenielen kunnen heel moeilijk stroomsnelheden van 0,4 m/s overbruggen (Kroes & Monden 2005). De larven en juvenielen van bot migreren door selectief gebruik te maken van de getijdenstroom (Selective Tidal Stream Transport). Bij opkomend water laten ze zich meevoeren richting de kust en opgroeihabitats. Ze bevinden zich dan aan de oppervlakte of op half water. Als het eb wordt en het water de andere kant op stroomt, laten ze zich richting de bodem zakken, waar de stroming minder sterk is en waardoor ze niet verder meegesleurd worden. Op deze manier bereiken de larven zonder veel energie te verbruiken de overstromingsgebieden (Kroon 2009). Afhankelijk van de getijden zullen de larven zich op een andere plaats in de waterkolom bevinden. Veelal bevinden de hoogste concentraties zich aan de oppervlakte gedurende vloed, terwijl ze zich op de bodem bevinden gedurende eb (Bos 1999). Anderzijds hebben de larven het vermogen om lagen met hoge turbiditeit te ontwijken, waardoor gesteld kan worden dat STST niet uitsluitend een passief transportmechanisme is (Jager 1999). In deze studie werd passieve migratie ook bevestigd door waarnemingen via de inwateringssluizen. Voor driedoornige stekelbaars is het verschil veel minder duidelijk. De reden hiervoor is dat deze soort een hoge sprintsnelheid bezit (1,5 m/s), waardoor de migratie enkel via de uitwateringssluizen gebeurt (Kroes & Monden 2005).

Zoals reeds vermeld, zijn de vangsten voor de verschillende migratieroutes een onderschatting van de werkelijke aantallen, aangezien de maaswijdte een beperking was voor de vangst van de kleinere juvenielen.

Tabel 6. Lengterange (LR) van de soorten die gebruik maken van PDS in vergelijking tot actieve intrek via de uitwateringssluizen in Bazel gedurende doodtij en springtij. Het aantal individuen staat telkens tussen haakjes.

Soort	LR- PDS / doodtij (mm)	LR- PDS / springtij (mm)	LR- actief / doodtij (mm)	LR- actief / springtij (mm)	LR- passief / doodtij (mm)	LR- passief / springtij (mm)
Alver	/	41 (1)	/	/	/	/
Baars	/	112 (1)	/	/	/	78 (2)
Bittervoorn	/	/	/	53 (1)	/	/
Blankvoorn	/	59-83 (5)	141 (1)	98-117 (2)	/	83-166 (4)
Blauwbandgrondel	/	31-36 (2)	45 (1)	/	/	/
Bot	46-49 (2)	/	/	/	/	77-94 (2)
Brakwatergrondel	/	34 (1)	/	/	/	
Brasem	/	54-102 (20)		/	/	62-349 (20)
Driedoornige stekelbaars	/	28-70 (20)	58-71 (3)	/	/	41-71 (8)
Dunlipharder	/	/	/	/	139 (1)	/
Giebel	/	/	/	/	/	131-352 (6)
Karper	/	/	/	/	/	620 (1)
Kolblei	/	37-99 (10)	/	/	89 (1)	45-205 (29)
Paling	/	/	/	/	/	704 (1)
Rietvoorn	/	/	84 (1)	/	/	/
Snoekbaars	/	/	/	/	570 (1)	80-117 (3)
Spiering	38-42 (2)	/	42 (1)	119 (1)	/	36-184 (53)
Zeebaars	37 (1)	/	/	/	/	/

7 DISCUSSIE

De bespreking van de resultaten kan samengevat worden in een aantal vragen die overeen komen met de doelstellingen van het rapport

Wat is de instroom van vis via de inwateringssluizen in termen van leeftijdsklassen en soorten?

In Bazel, dat in het licht brak gedeelte van de Schelde ligt, werden in de periode 2016-2017, 18 soorten gevangen op een totaal van 268 individuen. Het merendeel van deze soorten zijn eurytoop: alver, baars, blankvoorn, brasem, kolblei, karper, paling. Kenmerkend zijn de soorten die typisch zijn voor de brakwatergradiënt in de rivier (bot, spiering en driedoornige stekelbaars) en mariene soorten (dunlipharder, sprot en zeebaars). We vingen vooral individuen van de lagere leeftijdsklasse met een klein aantal grotere individuen. Dit is het geval voor blankvoorn, blauwbandgrondel, brasem, giebel, kolblei, snoekbaars en spiering. Een uitzondering hierop zijn bot en driedoornige stekelbaars, waarbij de 4 leeftijdsklassen min of meer homogeen verspreid zijn.

De migratie in en uit het overstromingsgebied weerspiegelt een aanzienlijke soortendiversiteit. Er worden doelsoorten aangetroffen die kenmerkend zijn voor verschillende habitatfuncties. Doelsoorten voor het opgroeihabitat werden maar in beperkte aantallen aangetroffen. Het gaat dan om bot en zeebaars. Van karper en paling, soorten die het overstromingsgebied gebruiken als foerageerhabitat werd slechts een individu aangetroffen. Driedoornige stekelbaars en blankvoorn, die verondersteld worden in het gebied te paaien, werden meerdere keren aangetroffen.

De passieve intrek via de inwateringssluizen is voor Bazel veruit het belangrijkste migratietype. 49% van de individuen en 63% van de soorten migreren langs deze weg. Aangezien men zich ter hoogte van Bazel in het licht brak gedeelte van de gradiënt bevindt, biedt deze gradiënt potenties voor zowel mariene als zoetwatersoorten. Tot deze soorten behoort ook dunlipharder die afhankelijk is van opgroeigebieden die zich in de natuurlijke zout-zoetovergangen bevinden. Zeebaars is een mariene soort die ver de Zeeschelde optrekt. Andere sleutelsoorten zijn paling, bot en spiering die voldoende hoge zuurstofconcentraties in het gebied vereisen (Breine *et al.* 2016).

Voor Bergenmeersen (zoetwatergetijdengebied) ligt het percentage voor passieve intrek lager (30% van het totaal aantal individuen), maar toch migreert 75% van de waargenomen soorten op deze wijze. Dat betekent dat 15 van de 20 waargenomen soorten minsten éénmaal waargenomen werd bij de opstelling voor passieve intrek. In Bergenmeersen werden tijdens de dezelfde bemonsteringsperiode 589 individuen (20 soorten) gevangen. Buiten de eurytope soorten, zoals baars, blankvoorn, brasem, driedoornige stekelbaars, giebel, karper, kolblei, paling, snoekbaars, kwamen in beperkte mate ook limnofiele (rietvoorn en tiendoornige stekelbaars) en rheofiele soorten (blauwbandgrondel en winde) voor. Blankvoorn, brakwatergrondel, giebel en kolblei zijn het talrijkst. Van blankvoorn, bot, giebel, karper en kolblei zijn alle leeftijdsklassen in vergelijkbare aantallen vertegenwoordigd. Andere soorten zoals blauwbandgrondel zijn beter vertegenwoordigd in de hogere leeftijdsklassen. De grootste aantallen van brakwatergrondel en driedoornige stekelbaars zijn terug te vinden binnen de intermediaire leeftijdsklassen. Andersom zijn bij dunlipharder en paling de aantallen

in de extreme leeftijdsklassen het talrijkst. Van spiering, winde, snoekbaars en zeebaars komt bijna uitsluitend de kleinste leeftijdsklasse voor. Een aantal soorten zijn sleutelsoorten die getuigen van een goede kwaliteit van de habitat. Voor Bergenmeersen zijn dit: paling, bot en spiering als diadrome soorten. Ze geven informatie over het gebruik van de woelkom als paai- of opgroeihabitat. Bepalend voor hun aanwezigheid in het gebied is een voldoende hoge zuurstofconcentratie. De zoetwatersoorten blankvoorn en brasem volbrengen hun volledige levenscyclus in het gebied (Breine *et al*. 2016).

Welke variatie in migratie treedt er op gedurende een volledige tijcyclus? Is er een onderscheid waarneembaar tussen doodtij en springtij?

In Bergenmeersen is geen significant verschil is tussen het aantal individuen en soorten dat bij doodtij of springtij gevangen werd, door de kleine drempel ter hoogte van de schotbalken aan de inwateringssluizen. Anderzijds zou de vuilophoping ter hoogte van de inwateringssluizen de oorzaak kunnen zijn dat de effectieve instroom beperkt wordt bij springtij in vergelijking tot de gemodelleerde volumes. In Bazel daarentegen is het aantal individuen en soorten die het gebied in- of uittrekken significant groter is bij springtij en dit ongeacht het migratietype.

Specifiek voor Bazel zijn de migratiemogelijkheden gedurende de zomerperiode en het najaar onvoldoende. Het probleem stelt zich acuut bij doodtij, maar is ook nog aanwezig bij springtij. Ook de instroomvolumes zijn bepalend voor de connectiviteit (van de Wolfshaar *et al*. 2011). En een lagere positionering van de inwateringssluis is noodzakelijk om een dagelijkse migratie te garanderen. De variatie tussen spring- en doodtij is dan weliswaar lager, maar op deze manier worden, bij een gunstige topografie van het gebied de laaggelegen gebieden voldoende lang overstroomd. Dit verhoogt de overlevingskansen voor vis.

Bovendien veroorzaakt een te hoge positionering een grote valhoogte met krachtige stroming (Foto 10) (Hennisen & Meire 1998). De vissen kunnen schade oplopen door het schuren tegen de betonoppervlakte, de turbulentie in de woelkom aan de voet van de inwateringssluis, verschillen in snelheid en druk wanneer de vis het water raakt, verhoogde schuifspanning, geïnduceerde veranderingen van opgeloste gasconcentraties stroomafwaarts van de sluis, de fysische impact van de vis tegen energiedissipatoren. Een fysische impact kan resulteren in kneuzingen, schaafwonden, bloedingen, embolie, schub-, oog-, vin- of kieuwschade, met mogelijk mortaliteit als gevolg. Experimenten hebben aangetoond dat er significante schade optreedt (aan de interne organen, ogen en kieuwen) afhankelijk van de manier waarop de energie in het systeem gedissipeerd wordt (Larinier 2001). Een effen structuur kan hierbij minder schade veroorzaken dan een constructie met opeenvolgende trappen of een structuur met verschillende energiedissiperende elementen, ondanks dat de snelheid tot dubbel zo hoog kan zijn dan in een effen structuur (Bestgen *et al*. 2018). Volgens Bell & Delacy (1972) bereikt men de grootste overlevingskans door de structuren te ontwerpen op een manier waarbij turbulentie, rollers en energiedissipatie tot een minimum gereduceerd worden, rekening houdende met debiet en valhoogte. De desoriëntatie en/of verwondingen verhogen bovendien predatie door andere vissen en vogels (Bestgen *et al*. 2018). Een minimale diepte van de woelkom zou garanties moeten bieden om een minimale impact te hebben op de overstort van kleine vissen (10-13 cm). Er wordt verondersteld dat hun terminale valsnelheid kleiner blijft dan de snelheden waarbij verwondingen optreden bij het raken van het water in de woelkom, ongeacht de valhoogte (Larinier & Travade 2002). Vislarven daarentegen maken kans om verwond te worden door een passage over relatief lage stuwen (3 m hoog) (Ruggles & Murray 1983). Het effect van trapsgewijze overstorten is onvoldoende gekend, maar er wordt

aangenomen dat de verschillende opeenvolgende contacten op het wateroppervlakte, de kans op verwondingen verhoogt (Baylar *et al*. 2006). Er is echter ook aangetoond dat de mortaliteit ten gevolge van de passage over effen en getrapte structuren niet significant verschillend is binnen de range van relatief lage stroomsnelheden (3,5-5,5 m/s) en een voldoende diepte van de woelkom. In een getrapte structuur is de kans op verwondingen die ontstaan door schuifspanning ook kleiner door de beperking van de snelheid (Bestgen *et al*. 2018). Bij de ontwikkeling van nieuwe ontwerpen zouden de effecten experimenteel kunnen nagegaan worden.

Foto 10. Instroom over de drempels van de inwateringssluizen

Treden er seizoenale verschillen bij de instroom van vis? Zo ja, kan dit dan gecorreleerd worden met de vismigratiepieken?

Er werden migratiepieken vastgesteld voor spiering, bot, blankvoorn en winde. Afhankelijk van de soort was er preferentieel passieve en/of actieve migratie.

Spiering is een anadrome[11] soort, die ondanks de sterke vervuiling in het verleden steeds aanwezig gebleven is in de Bendeden-Zeeschelde (Van Damme *et al*. 1994). De periode van paai is bepalend voor het herstel van de spiering. Dit gebeurt zeer vroeg in het jaar, wanneer de zuurstofconcentraties in het water het hoogst zijn en de concentratie van de meeste toxische stoffen het laagst is. De ontwikkeling van een goed spieringbestand is cruciaal voor de werking van het ecosysteem. Deze soort beïnvloedt immers de overige visstand. De samenstelling van het zoöplankton kan beïnvloed worden door de vraat van spiering en dus ook de aantallen kleinere of jongere vissen die op plankton leven (OVB 1985). De soort trekt de GGG's hoofdzakelijk via passieve migratie binnen en is gemiddeld acht maal talrijker in Bazel dan in Bergenmeersen (Foto 11).

Foto 11. Spieringvangst in Bergenmeersen

Studies over de Ems, de Weser en de Elbe geven aan dat alle paaihabitats zich tussen zoetwater en de transitie naar de oligohaliene zone bevinden (Scholle *et al*. 2007). Dit geeft het belang aan van overstromingsgebieden die als paaihabitat kunnen fungeren tussen de zoetwater en brakwatergetijdenzone langs de Schelde. Na de bouw van een tijsluis bedragen de vangsten op de Ems slechts 0,5 tot 4,5% van de vangsten op de Weser en de Elbe. Voor de bouw van die tijsluis waren de waarden van de vangsten vergelijkbaar (Scholle *et al*. 2007).

Bot is een amfidrome[12] (van Emmerik 2016) en vrij resistente soort die na 1920 steeds meer verdrongen wordt naar de Beneden-Zeeschelde. In het brakwatergedeelte is de soort nog vrij algemeen (Van Damme & De Pauw 1996). Ze paaien op zee en migreren dan de rivieren

[11] *trekvis die in zout water leeft en in zoet water paait*

[12] *soorten die tussen zoet en zeewater migreren gedurende een deel van hun leven, maar niet om zich daar voort te planten*

stroomopwaarts. Indien mogelijk migreren ze tot voorbij de tij-invloed, waar ze vervolgens op zoek gaan naar gunstige opgroeihabitats. Het verder dichtslibben van de plas in Bergenmeersen zal in de toekomst het gebied minder geschikt maken voor vissen. Doordat hun habitat kleiner wordt, vallen vissen sneller ten prooi van aalscholvers en reigers . Daarnaast kan sedimentatie de eitjes bedekken en zo de zuurstofuitwisseling bemoeilijken (Breine *et al*. 2016). We vonden het grootst aantal individuen ter hoogte van Bergenmeersen, tijdens de zomerperiode, waarbij de individuen voornamelijk passief uit het poldergebied migreerden. De uittrek wordt ten dele gecompenseerd door passieve intrek in het gebied. Van bot werden enkel juvenielen aangetroffen. In Bazel waren de vangsten beperkter, maar ook hier betrof het voornamelijk passieve migratie. Gunstige opgroeihabitats worden gekenmerkt door de hoge productiviteit in deze habitats en de beschikbaarheid van voedselbronnen. Deze kenmerken zijn gerelateerd tot de intrek van juvenielen (Elliott *et al*. 1990). Het belangrijkste mechanismen dat leidt tot het vinden van deze opgroeihabitats is waarschijnlijk de aantrekking tot ondiepe en troebele zones in het algemeen. Deze zones vormen door hun karakter een schuilplaats voor predatoren (Blaber & Blaber 1980).

Grote aantallen blankvoorn werden in het bijzonder aangetroffen ter hoogte van Bergenmeersen, in het bijzonder in het voorjaar tijdens de paaiperiode. Van oudsher is deze soort in de Schelde aanwezig (de Selys-Longchamps 1842). De soort geeft de potenties van het overstromingsgebied als paaihabitat weer.

Winde werd enkel ter hoogte van Bergenmeersen waargenomen. De Zeeschelde is eerder geschikt als overwinteringsgebied voor de soort. Als paai- en foerageergebied verkiest deze soort de plantrijke en heldere bovenlopen. Voor deze soort is het herstel van de verbinding tussen de hoofdstroom en de bovenlopen van bijrivieren dus noodzakelijk (Van Damme & De Pauw 1996).

Is er actieve instroom van vis mogelijk via de uitstroomopeningen?

In Bazel is de actieve intrek via de uitwateringssluizen beperkt. Dit komt vooral omdat bij doodtij weinig of geen water het gebied via de inwateringssluizen is ingetrokken. Een andere bepalende factor zijn de kleppen met een groot soortelijk gewicht voor Bazel (221 kg) in vergelijking tot de lichtere kleppen van Bergenmeersen (73 kg). Voor een gelijke opening is de stroomsnelheid in Bazel veel groter. Dit vormt een barrière voor soorten of juvenielen met een kleine sprintsnelheid. Slechts 5% van alle vangsten bereikt de Bazelse polder via de uitwateringssluizen. Het gaat om bittervoorn, blankvoorn, blauwbandgrondel, driedoornige stekelbaars, rietvoorn en spiering.

Voor Bergenmeersen daarentegen ligt de actieve migratie via de uitstroomopeningen beduidend hoger (24% van alle vangsten). Opvallend was een massale migratie van blankvoorn in het voorjaar. Andere soorten die deze vorm van migratie regelmatig gebruiken zijn dunlipharder, giebel, paling en kolblei. Sporadisch komen ook blauwbandgrondel, bot, brakwatergrondel winde en spiering op deze wijze het gebied binnen.

Is er een significant verschil tussen de intrek van vis via de uitstroomopeningen die voorzien zijn van een PDS en de intrek van vis zonder PDS, rekening houdende met het feit dat de opening via een PDS niet gepaard gaat met een lokstroom van uitstromend water?

Ondanks de afwezigheid van een lokstroom, bleek de aanwezigheid van PDS efficiënt voor de migratie van diverse vissoorten. Voor Bergenmeersen en Bazel gaat het respectievelijk over 27% en 29% van alle vangsten. In Bergenmeersen werden twee maal zoveel migrerende individuen waargenomen bij doodtij. Andersom, in Bazel werd de overgrote meerderheid van de migrerende individuen waargenomen bij springtij (27% t.o.v. 2% bij doodtij). Het aandeel van de individuen dat via PDS migreert is hier groter dan het aandeel dat via de uitwateringssluizen migreert. Dit is enerzijds te wijten aan de kleine inwateringsvolumes gedurende een belangrijk deel van het jaar en de zware kleppen.

Het belang van de structurele aanpassingen voor actieve migratie zoals PDS, wordt ook aangetoond door de brede range aan soorten die gebruik maken van deze constructies. Pet door systemen geven soorten met een lage sprintsnelheid en kleinere individuen of juvenielen de kans om toch in het overstromingsgebied te migreren. Deze individuen zijn immers niet opgewassen tegen de stroming door de uitwateringssluizen, wat actieve migratie door de uitwateringssluis onmogelijk maakt. Dit is meer bepaald het geval voor spiering, juveniele bot en diverse karperachtigen waaronder brasem en kolblei.

Indien er een pet door in de uitwateringsklep ingebouwd wordt, zal rekening gehouden worden met de totaal volumes die het poldergebied instromen. Hierbij moeten de vooropgestelde volumes gerespecteerd worden. Een verhoging van de volumes via een pet door, zal leiden tot het herleiden van een overeenkomstige instroom via de inwateringssluis. Hierbij kan men stellen dat afhankelijk van het type constructie, met deze maatregel de migratie bevorderd zal worden. In het bijzonder voor Bergenmeersen is het aantal individuen per eenheidsvolume groter is bij PDS dan via passieve intrek. Dit werd vastgesteld bij zowel doodtij als laagtij en in het bijzonder ook gedurende de zomer- en najaarsperiode in Bergenmeersen en de winterperiode in Bazel (Fig. 27, 37, 45). Voor Bergenmeersen bedraagt het aantal individuen en soorten per eenheidsvolume dat via PDS migreert 93%. Voor Bazel is het aandeel per eenheidsvolume weliswaar kleiner (33% voor de individuen, 16% voor de soorten), maar nog steeds groter dan het aandeel van individuen en soorten per eenheidsvolume dat via actieve migratie via de uitwateringssluizen migreren (9%).

8 CONCLUSIES

- De vangsten in **Bazel** zijn samengesteld uit eurytope soorten, soorten die indicatief zijn voor het brakwatergradiënt en mariene soorten.
- Het betreft vooral individuen van de kleinere leeftijdsklassen. Toch werden ook een aantal grotere individuen gevangen.
- 49% van de individuen en 63% van de soorten in Bazel migreren via passieve intrek. 4% van de individuen migreert via actieve intrek via de inwateringssluizen. door de kleine uitstroomvolumes en mogelijks ook door de zware kleppen van de uitwateringsconstructie. Bij PDS treedt er een migratie op van 29% van alle vangsten ondanks de afwezigheid van een lokstroom en de beperkte migratietijd (30 min). De overgrote meerderheid van de migrerende individuen wordt waargenomen bij springtij (27%), slechts 2% bij doodtij.
- De soortensamenstelling van de vangsten in **Bergenmeersen** bestaat voornamelijk uit eurytope soorten met een klein aantal rheofiele soorten.
- De meest waargenomen soorten zijn van alle leeftijdsklassen. Bij de minder dominante soorten zijn de verschillende leeftijdsklassen sterk soortafhankelijk.
- Van alle vangsten, migreren 30% van de individuen en 75% van de soorten in Bergenmeersen via passieve intrek. 24% van de individuen migreert naar het poldergebied via de uitwateringssluizen. Daarnaast migreert 27% van de individuen via PDS aan de uitwatering. Bij deze PDS werden twee maal zoveel migrerende individuen waargenomen bij doodtij dan bij springtij.
- In functie van de topografie streeft men best naar een zo laag mogelijke positionering van de inwateringssluis om een dagelijkse migratie te garanderen. Bij een lage drempel is het aantal soorten dat bij doodtij of springtij gevangen werd vergelijkbaar en dit ongeacht het migratietype.
- Er werden seizoenale migratiepieken vastgesteld voor spiering, bot, blankvoorn en winde. Afhankelijk van de soort was er preferentieel passieve en/of actieve migratie.
- Pet door systemen geven soorten met een lage sprintsnelheid en kleinere individuen of juvenielen de kans om het overstromingsgebied actief in te trekken. Meer bepaald is dit het geval voor spiering, juveniele bot, diverse karperachtigen waaronder brasem en kolblei. Pet door simulaties vormen een indicatie voor de vismigratiemogelijkheden via pet doors.

8 KNELPUNTEN EN KENNISLEEMTEN

Mortaliteit bij de migratie door de inwateringssluizen

In de woelkom doet zich de overgang van de superkritische stroming (juist na de val) naar subkritische stroming voor. Om schade aan de sluizen en de bedding te voorkomen, worden ontoelaatbare hoge snelheden boven de zone met bodembescherming vermeden. Dit kan uitgevoerd worden door het plaatsen van schotbalken, het verdiepen van de woelkom, het plaatsen van stootblokken of andere energiedissiperende constructies in de woelkom. Om technisch/economische redenen werd hier bij het ontwerp van Bergenmeersen niet voor gekozen.

Bij de in- en uitwateringssluizen van Bergenmeersen bevindt zich het begin van de bodembescherming (schanskorven) op 9,3 m na de val. Het deel van de constructie na de val bestaat uit beton. Bij een gepaste samenstelling, verdichting en afwerkingsgraad van het oppervlak kan beton weerstaan aan zeer hoge stroomsnelheden. Om die reden werd in deze zone, in het kader van de dimensionering van de bodembescherming, weinig aandacht besteed aan snelheidsmetingen. Op 10 m na de val bedragen de snelheden tot 2,8 m/s (Vercruysse *et al*. 2012). De berekening van de snelheid na val op afstand 0 door de formule van Chanson (2002) bedraagt voor Bergenmeersen ongeveer 6,0 m/s en voor Bazel, afhankelijk van de gebruikte berekeningsmethode, 6,5-7,7 m/s bij een Scheldepeil van 5,34 m TAW, wat overeenkomt met een gemiddelde hoogwater bij springtij (Vanlierde *et al*. 2016). De berekeningen zijn in bijlage 1 terug te vinden. Hierbij moet rekening gehouden worden met het feit dat dit meestal een overschatting is van de snelheid. De berekening gaat er immers vanuit dat het polderpeil overeenkomt met het minimumpeil waarbij de watersprong ontstaat. Zeker bij afnemend getij bij hoog water is dit een overschatting omdat de polder dan gevuld is.

Aangezien deze waarden hoger zijn dan de waarden in de literatuur waarbij schade optreedt, is het aangewezen om verder onderzoek te voeren om de constructies aan te passen en zo de visschade te beperken. Zo is het aangewezen om het effect op vissen van getrapte constructies met verschillende traphoogten, kambreedten en stromingskarakteristieken via bijkomend experimenteel onderzoek te bepalen. Dit is in het bijzonder vereist wanneer een vermoeden aanwezig is van een hogere frequentie van impacten op vis door harde structuren (Bestgen *et al*. 2018).

Verder onderzoek is nodig naar de invloed van het ontwerp van de inwateringssluizen op mortaliteit, in het bijzonder de valhoogte en de stroming. In onze studie was het onmogelijk om een onderscheid te maken tussen de individuen die gestorven waren door de sterkte van de stroming door de netten of door het ontwerp van de sluis. De oorzaken van de mortaliteit kunnen eveneens te wijten zijn aan het schuren tegen de betonoppervlakte, turbulentie in de woelkom aan de voet van de inwateringssluis, verhoogde schuifspanning, geïnduceerde veranderingen van opgeloste gasconcentraties stroomafwaarts van de sluis, de turbulentie in de watersprong en vervolgens contact met eventuele hindernissen (vuilrooster, dissipatieblokken, …). Er is nood aan duidelijk afgelijnde ranges voor de valhoogte: veilige range, aanvaardbare range en niet gewenste range. Deze waarden kunnen bepaald worden aan de hand van een literatuur- en experimenteel onderzoek.

Functioneren van het gebied als paai- en opgroeihabitat voor vis

Habitatverlies is een van de belangrijkste reden voor de afname of verdwijning van soorten. Het verbreken van migratienetwerken kan op disproportionele wijze leiden tot habitatverlies (Duncan & Lockwood 2001; Brooks *et al*. 2002). Dit is in het bijzonder het geval wanneer de migrerende soorten gebonden zijn aan rivieren. Zowel verticale als laterale connectiviteit zijn vereist om te fungeren als biotisch habitat (West & Zedler 2000), voor de ontwikkeling van leefbare populaties (Eikaas & McIntoch 2006), voor migratie (Gillanders *et al*. 2003) en optimale habitatprocessen (Cloern 2007) te garanderen. GGG's kunnen een rol spelen bij de verbetering van laterale connectiviteit.

De Boven- en Beneden-Zeeschelde worden gekenmerkt door de aanwezigheid van een zout- en zuurstofgradiënt. Dit werd eveneens bevestigd door de verschuiving in soortenspectrum tussen Bazel en Bergenmeersen. Het verdwijnen van habitats als gevolg van rivierkundige ingrepen en de verslechtering van de waterkwaliteit zijn de belangrijkste oorzaken geweest voor het verdwijnen van de typische vissoorten van de Zeeschelde (Vandenabeele *et al*. 1998).

De inrichting van GGG's als ecologisch habitat zou een impuls kunnen betekenen voor het herstel van leefbare populaties. Er werd reeds aangetoond dat deze overstromingsgebieden verschillende ecologisch functies omvatten: opgroeihabitat (bot, spiering, zeebaars), paaihabitat (blankvoorn, driedoornige stekelbaars), foerageerhabitat (paling, karper), overwinteringsgebied (winde). Deze functionele habitats vereisen een stabiele saliniteitsgraad (Andersen *et al*. 2005) met voldoende doorstroming, een hoge zuurstofconcentratie met een lage pollutiegraad. De voedselvoorziening moet voldoende hoog zijn met zoöplankton en benthische invertebraten. Het substraat is zandig, slibrijk of kleiig (Packer *et al*. 1999). De paaihabitat voor blankvoorn bestaat uit ondiepe oeverzones, liefst met vegetaties, wortels of stenen (de Laak 2010). Voor driedoornige stekelbaars dient er helder, ondiep water aanwezig te zijn met plaatselijk de aanwezigheid van ondergedoken vegetaties (Craig-Bennett 1931).

Van bovenstaande soorten zijn paling en driedoornige stekelbaars de enige diadrome[13] soorten waarvan werd aangetoond dat ze hun volledige levenscyclus binnen het Scheldebekken kunnen voltooien (Van Damme *et al*. 1994; Maes *et al*. 1998, 2005). Driedoornige stekelbaars vormt waarschijnlijk metapopulaties met migrerende vormen van het trachurustype en residente vormen. Paling, driedoornige stekelbaars en bot zijn eerder tolerante soorten. Hun verspreiding toont aan dat ze in staat zijn om zones met lage opgeloste zuurstofconcentraties te overbruggen (Maes *et al*. 2007).

De groei en de toename van het aantal individuen zijn positief gecorreleerd met de omvang van de overstroming (Schramm & Eggleton 2006) en de oppervlakte van het overstroomd gebied (van de Wolfshaar *et al*. 2011). Bovendien neem de visdiversiteit toe met een toename van de connectiviteit tussen de rivier en het overstromingsgebied (Amoros & Bornette 2002).

Eerder onderzoek heeft aangetoond dat een constructie van terugslagkleppen over het algemeen leidt naar een systeem met lage ecologische waarden (Smit *et al*. 1997), waarbij de connectiviteit tussen de rivier en overstromingsgebied met meer dan 50% gereduceerd wordt in vergelijking tot natuurlijke referentiesites. De mate waarin de in- en uitwateringssluizen van GGG's eerder gelijken op terugslagkleppen of eerder op natuurlijke systemen, is volgens fysische en biologische gegevens, eerder afhankelijk van de gebruikte metrieken (Greene & Hall 2012). Een belangrijk aandachtspunt omvat mogelijks accumulatie van sedimenten (Smit

[13] *vissoort die een deel van zijn levenscyclus in een rivier doorbrengt en de rest in zee of omgekeerd*

et al. 1997). Hiermee die rekening gehouden te worden indien pet doors in uitwateringskleppen geplaatst worden.

Door het herstellen van de connectiviteit tussen de rivier en de overstroombare gebieden die voordien volledig van de rivier afgesloten werden, wordt er een meerwaarde voor de biodiversiteit gerealiseerd. Hoewel de mate waarin de in- en uitwateringssluizen de connectiviteit garanderen eveneens soortafhankelijk is (Greene & Hall 2012), werd algemeen vastgesteld dat hoge inwateringsvolumes verschillende gilden ten goede komen, waardoor gesuggereerd wordt dat alle trofische niveaus hierbij voordeel hebben. Dit geldt voor vissen met verschillende stromings-, paai- en voedingsvoorkeuren (van de Wolfshaar 2011).

Om het belang van de GGG's te kwantificeren als paai- en opgroeihabitat dient er specifiek onderzoek naar de juvenielenpopulaties uitgevoerd te worden. Verkennend onderzoek, via MONEOS-project, heeft aan het licht gebracht dat er voor Bazel het hele jaar door intrek is van spiering. Bot en kolblei werden ook als juvenielen waargenomen (Foto 12). Opvolging van onder meer deze sleutelsoorten binnen het gebied kan aangeven in welke mate bepaalde delen van het gebied al dan niet benut worden (woelzone, centrale kreek, randgebieden).

Foto 12. Juveniele bot in Bergenmeersen

Bergenmeersen wordt gekenmerkt door een verschuiving in de soortensamenstelling en het aantal bemonsterde individuen in vergelijking met Bazel. Bot en spiering komen in de grootste aantallen voor. Andere soorten zijn blankvoorn, brakwatergrondel, riviergrondel, driedoornige stekelbaars, kolblei, paling (een juveniel van 8 cm) en sprot. Opmerkelijk zijn de lage aantallen of de afwezigheid van juvenielen in zomer en najaar, wat eveneens het geval is voor Bazel. In deze omstandigheden is het de vraag of de connectiviteit in het bijzonder voor juvenielen voldoende gegarandeerd is.

Het streven naar optimale condities voor de diverse habitats kan bij het concept van de constructie gemodelleerd worden aan de hand van verschillende scenario's waar volgende variabelen in rekening gebracht worden: schotbalkhoogte, dimensie van de kokers, hoogte van de kokers, effect van een PDS, valhoogte, diepte van de woelzone. Het debiet kan voor elke koker afzonderlijk berekend worden. Daarbij worden de schotbalhoogtes voor elke koker

afzonderlijk aangepast. Voor scenario-onderzoek kan een 2D model van het overstromingsgebied gebruikt worden in combinatie met de formules om de debieten door de kokers te berekenen. Aan de hand van een detailmodel van een overstromingsgebied, zal de waterstand in het gebied, zich hetzelfde gedragen in het model als in realiteit. Vervolgens kunnen verschillende getijsituaties buiten het overstromingsgebied als randvoorwaarde opgelegd worden. Er kan ook een koker toegevoegd worden, op verschillende hoogtes, om te bekijken wat het effect zou zijn van een aparte pet door koker.

GGG's kunnen een belangrijke rol spelen bij de verbetering van laterale connectiviteit. De inrichting van GGG's als ecologisch habitat zou een impuls kunnen betekenen voor het herstel van leefbare populaties. Er werd reeds aangetoond dat deze overstromingsgebieden verschillende ecologisch functies omvatten: opgroeihabitat (bot, spiering, zeebaars), paaihabitat (blankvoorn, driedoornige stekelbaars), foerageerhabitat (paling, karper), overwinteringsgebied (winde). Om het belang van de GGG's te kwantificeren als paai- en opgroeihabitat dient er specifiek onderzoek naar de juvenielenpopulaties uitgevoerd te worden. Opvolging van onder meer sleutelsoorten binnen het gebied kan aangeven in welke mate bepaalde delen van het gebied al dan niet benut worden (woelzone, centrale kreek, randgebieden). Het streven naar optimale condities voor de diverse habitats kan bij het concept van de constructie gemodelleerd worden aan de hand van verschillende scenario's waar rekening gehouden wordt met schotbalkhoogte, dimensie van de kokers, hoogte van de kokers, effect van een lage inwatering, valhoogte, diepte van de woelzone. Indien in de toekomst gebieden als vispaaiplaats zouden ingericht worden, kunnen verschillende soorten constructies en verschillende soorten topografieën in een model verrekend worden om te zien welke scenario's de beste uitkomsten bieden.

Referenties

Aberson, C.L. 2010. Applied power analysis for the behavioral sciences. Routledge, New York.

Adriaensen, F., Van Damme, S., Van den Bergh, E., Van Hove, D., Brys, R., Cox, T., Jacobs, S., Konings, P., Maes, J., Maris, T., Mertens, W., Nachtergale, L., Struyf, E., Van Braeckel, A. & Meire, P. Instandhoudingsdoelstellingen Schelde-estuarium, Universiteit Antwerpen, Rapport Ecobe 05R-82, Antwerpen.

Afdeling Waterbouwkundig Laboratorium. 2006. Model 668: vismigratie op getijgebonden rivieren. Eindrapport Literatuurstudie. Afdeling zeeschelde.

Amoros, C. & Bornette, G. 2002. Connectivity and biocomplexity in waterbodies of riverine floodplains. Freshw. Biol. 47: 761-76.

Andersen, A.K., Schou, J. Sparrevohn, C.R., Nicolajsen, H. & Støttrup, J.G. 2005. The quality of release habitat for reared juvenile flounder, *Platichthys flesus*, with respect to salinity and depth. Fisheries Management and Ecology 12(3): 211-219.

Baylar, A. Emiroglu, M.E. & Bagatur, T. 2006. An experimental investigation of aeration performance in spillways. Water Environ. J. 20: 35-42.

Bell, M.C. & Delacy, A.C., 1972. A Compendium on the Survival of Fish Passing through Spillways and Conduits. Report Fish. Eng. Res. Prog., U.S. Army Corps of Eng., North Pacific Div., Portland, Oregon, USA.

Bestgen, K., Mefford, B. & Compton, R.I. 2018. Mortality and injury rates for small fish passing over three diversion dam spillway models. Ecological Engineering 123:141-150.

Blaber, S.J.M. & BlaberT.G. 1980. Factors affecting the distribution of juvenile estuarie and inshore fish. Journal of Fish Biology 17:143-162.

Bos, A.R. 1999. Tidal transport of flounder larvae (Pleuronectes flesus) in the Elbe River, Germany. Journal of Applied Ichthyology 47(1):47-60.

Breine, J. & Van Thuyne G. 2012. Visbestandopnames in het Lippenbroek, een gecontroleerd overstromingsgebied met gerduceerd getij in het Zeeschelde-estuarium: Viscampagnes 2006-2012. INBO.R. 2012.67. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2012 (INBO.R. 2012.67.). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Breine, J., De Bruyn, A., Galle, L., Lambeens, I., Maes Y. & G. Van Thuyne. 2016. Opvolgen van het visbestand in het overstromingsgebied Bergenmeersen. Viscampagnes 2013-2015. INBO.R.2016.11563202.

Breine, J. De Bruyn, A., Galle, L., Lambeens, I., Maes, Y. & Van Thuyne, G. 2017. Visbestandopnames in het Lippenbroek, een gecontroleerd overstromingsgebied met gereduceerd getij in het Zeeschelde-estuarium. Viscampagnes 2013-2016. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2017 (17). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Brooks, T.M.R.A., Mittemeier, C.G., Mitteneier, G.A.B., da Fonseca, A.B., Rylands, W.R., Konstant, P., Flick, J., Pilgrim, S., Oldfield, G.M. & Hilton-Taylor, C. 2002. Habitat loss and extinction in hotspots of biodiversity. Conservation Biology 16:909-923.

Chanson, H. 2002. The Hydraulics of Stepped Chutes and Spillways. A.A. Balkema publishers, Exton, P.A.

Cloern, J.E. 2007. Habitat connectivity and ecosystem productivity/ Implications from a simple model. American Naturalist 169:21-33.

Cox, T., Maris, T., De Vleesschauwer, P., De Mulder, T., Soetaert, K. & Meire, P. 2006. Flood control areas as an opportunity to restore estuarine habitat. Ecological Engineering. Vol. 28. Issue 1: 55-63.

Craig-Bennett, A.M.A. 1931. The reproductive cycle of the three-spined stickleback, *Gasterosteus aculeatus*, *Linn.* Publications of the Royal Society of London.

De Beukelaer-Dossche, M., Decleyre, D. (Eds.) (2013). Bergenmeersen: bouw van een gecontroleerd overstromingsgebied met gecontroleerd gereduceerd getij in het kader van het Sigmaplan. ISBN 9789040303395. 99 pp.

de Laak, G.A.J. 2010. Kennisdocument Blankvoorn *Rutilus rutilus* (Linnaeus, 1758). Kennisdocument 32. Sportvisserij Nederland.

De Mulder, T., Vercruysse, J., Verelst, K., Peeters, P., Maris, T. & Meire, P. 2013. Inlet sluices for flood control areas with controlled reduced tide in the Scheldt estuary: an overview. IWLHS20-22/02/2013. Aachen- Bung & Pagliara (eds). Bundesanstalt für Wasserbau.

de Selys-Longchamps, E. 1842. Poissons d'eau douce. Faune Belge 4:183-245.

Duncan, J.R. & Lockwood, J.L. 2001. Extinction in a field of bullets: a search of causes in the decline of the world's freshwater fishes. Biological Conservation 102:97-105.

Eikaas, H.S. & McIntoch, A.R. 2006. Habitat loss through disruption of constrained dispersal networks. Ecological Applications 16(3):987-998.

Elliott, M., O'Reilly, M.G. & Taylor, C.J.L. 1990. The Forth estuary: a nursery and overwintering area for North Sea fishes. Hydrobiologia 195:89-103.

Environmental Agency. 2009. Elver and eel passes. A design and implementation of passage solutions at weirs, tidal gates and sluices. The Eel Manual– GEHO0211BTMV-E-E.

Gillanders, B., Able, K.W., Brown, J.A., Eggleston, D.B. & Sheridan, P.F. 2003. Evidence of connectivity between juvenile and adult habitats for mobile marine fauna: an important component of nurseries. Marine Ecology Progress Series 247:281-295.

Greene, C. & Hall, J. 2012. Biological and physical effects of "fish-friendly" tide gates. The Estuary and Salmon Restoration Program (ESRP). Final report for the Washington State Recreation and Conservation Office.

Hennissen, J. & Meire, P. 1998. Inrichting van het gecontroleerd overstromingsgebied Kruibeke- Bazel- Rupelmonde. Berekeningen i.v.m. de toepassing van een gereduceerd tij in de polder van Kruibeke. Rapport IN 98/32.

Jager, Z. 1999. Selective Tidal Stream Transport of Flounder Larvae (*Platichthys flesus* L.) in the Dollard (Ems Estuary). Estuary, coastal and Shelf Science 49(3): 347-362.

Kroes, M.J. & Monden, S. 2005. Vismigratie, een handboek voor herstel in Vlaanderen en Nederland. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap.

Kroon, J.W. 2009. Kennisdocument bot *Platichthys flesus* (Linnaeus, 1758). Kennisdocument 57. Sportvisserij Nederland.

KWT Group. 2016. Technische Catalogus Terugslagkleppen.

Larinier, M. 2001. Environmental issues, dams and fish migration. In: Marmula, G. (eds.). Dams, Fish and Fisheries: Opportunities, Challenges and Conflict Resolution. UMassAmherst. 2:45-89.

Larinier, M. & Travade, F. 2002. Downstream migration: problems and facilities. Bulletin Français de Pêche et de la Pisciculture 364: 181-207.

Mc Allistair, D.E. 1984. Osmeridae. In: Whitehead, P.J.P., Bauchot, M.L., Hureau, J.C., Nielsen, J. Tortonese, E. (eds.). Fishes of the north-eastern Atlantic and the Mediterranean. UNESCO, Paris. 1: 399-402.

Maes, J., Tallieu, A., Van Damme, P.A., Cottenie, K. & Ollevier, F. 1998. Seasonal pattern in the fish and crustacean community of a turbid temperature estuary (Zeeschelde Estuary, Gelgium). Estuarine, Coastal and Shelf Science 47:143-151.

Maes, J., Stevens, M, Ollevier, F. 2005. The composition and community structure of the ichtyofauna of a ten year data collection (1991-2001). Journal of Applied Ichtyology 21:83-93.

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 75:151-162.

OVB. 1985. Cursus vissoorten. OVB, Nieuwegein.

Packer, D.B., Griesbach, S.J., Berrien, P.L., Zetlin, C.A., Johnson, D.L. & Morse, W.W. 1999. Essential Fish Habitat Source Document. Summer Flounder *Paralychtis dentatus* Life History and Habitat Characteristics. NOAA Technical Memorandum MNSF-NE 151.

Probst, W.N., Stoll, S., Hoffmann, H., Fischer, P. & Eckmann, R. 2009. Spawning site selection by Eurasian perch (Perca fluviatilis L.) in relation to temperature and wave exposure. Ecology of Freshwater Fish. 18: 1-7.

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 recommandations. Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy. 104B(3): 57-66.

Rieserma; P. & Quak, J. 1991. Vismigratie en de aanleg van visoptrekvoorzieningen. Deelrapport 2 van de literatuurstudie vispassages, een literatuurstudie verricht in het kader van het project “Ecologisch herstel van de zalm en de zeeforel in het stroomgebied van de Rijn. Organisatie ter verbetering van de binnenvisserij, OVB-onderzoeksrapport Sa/ OVB 1991-1, 103p.

Ruggles, C.P. & Murray, D.G. 1983. A review of Fish Response to Spillways. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences N° 1172.

Scholle, J., Schuchardt, B., Schulze, S. & Veckenstedt, J. 2007. Situation of the smelt (Osmerus eperlanus) in the Ems estuary with regard to the aspects of spawning grounds and recruitment. Bioconsult . Interreg- Project Harbasins.

Schramm, H.J.R. & Eggleton, M.A. 2006. Applicability od the floodpulse concept in a teperate floodplain river ecosystem: thermal and temporal components. River Res. Appl. 22: 543-553.

Secretariaat Beneden-Scheldebekken. 2009. Het bekkenbeheerplan van het Beneden-Scheldebakken (2008-2013). Integraal waterbeleid Beneden-Scheldebekken.

Simoens , I., Breine, J., Van Liefferinge, C., Stevens, M. & Belpaire, C. 2007. Het belang van het Lippenbroek als habitat voor vissen in de Zeeschelde. Congres Water- en Systeemkennis 2006-2007.

Smit, H., van der Velde, G., Smits, R. & Coops, H. 1997. Ecosystem responses in the Rhine-Meuse Delta during two decades after enclosure and steps toward estuary restoration. Estuaries: 20(3): 504-520.

Smolders, S., Vercruysse, J., Visser, K.P., Henderick, A., Coen, L. Mostaert, F. 2018. Sigmaplan – Vismigratie gereduceerde getijdegebieden: Bepalen debiet in- en uitwatering GOG/GGG Bergenmeersen en Bazel. Versie 3.0. WL Rapporten, 16_094_1. Waterbouwkundig Laboratorium: Antwerpen.

Technum, W&Z Afdeling Zeeschelde (2010). Zeeschelde R.O. Dijkwerken te Wichelen. Aanpassing bestaand gecontroleerd overstromingsgebied Bergenmeersen. In- en uitwateringsconstructie Bergenmeersen 2/4 Doorsnede B-B & Doorsnede E-E. Plan voor stedenbouwkundige vergunningsaanvraag. C49379-B21. datum: 18/03/2010

Van Damme, D. & De Pauw, N. 1996. Ontwikkelingsplan voor de visserijop de Schelde Beneden Gent. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap. AMINAL, Afdeling Bos en Groen.

Van Damme, P., Hostens, K. & Ollevier, F. 1994. Fish species of the Lower Zeeschelde (Belgium): a comparison with historical checklists. Belg. J. Zool. 124:93-103.

Vandenabeele, P., Belpaire, C., Denayer, B., Beyens, J., Yseboodt, R., Samsoen, L., Van Thuyne, G. & Maes, J. 1998. Water 100:150-164.

van de Wolfshaar, K.E., Middelkoop; H., Addink, E., Winter H.V. & Nagelkerke, L.A.J. 2011. Linking flow regime, flood lake connectivity and fish catch in a large river floodplain system, the Volga Akhtuba Floodplain (Russian Federation). Ecosystems 14(6): 920-934.

van Emmerik, W.A.M. 2016. Biologische factsheets trekvissen Haringvliet en Voordelta. Opgesteld als onderdeel van: Droomfondsproject Haringvliet Deelproject Visserij. Sportvisserij Nederland.

Vanlierde, E., Michielsen, S., Vereycken, K., Hertoghs, R., Meire, D., Deschamps, M., Verwaest, T., Mostaert, F. 2016. Tienjarig overzicht van de tijwaarnemingen in het Zeescheldebekken: decennium 2001-2010. *WL Rapporten*, 12_071. Waterbouwkundig Laboratorium: Antwerpen.

Vercruysse, J., Verelst, K., Taverniers, E., Peeters, P., Mostaert, F. 2012. Sigmaplan - gereduceerde getijdegebieden - schaalmodelproeven gecombineerde in- en uitwateringsconstructies. Deelrapport 1 – Bergenmeersen. L2012R00_075_rev2_0

Vercruysse, J., Visser, K.P., Peeters, P. & Mostaert, F. 2016. Sigmaplan - Vismigratie Gereduceerde Getijdegebieden Opmeting van helling terugslagklep en debiet te Bergenmeersen. Conceptrapport.

Videler, J.J. 1993. Fish swimming. Chapmann & Hall, London.

West, J.M. & Zedler, J.B. 2000. Marsh-Creek connectivity: fish use of a tidal salt marsh in Southern California. Estuaries 23:699-710.

Bijlage 1

Snelheid en hoogte in functie van het verval voor Bazel en Bergenmeersen (Vercruysse J., mail daterende van 10/12/2018)

Pschelde: Scheldepeil
q: debiet per eenheidsbreedte
dc: kritische waterhoogte
Y1: hoogte waterstraal na val
ti: dikte vallende straal
V1: snelheid na val
Vti: snelheid in de vallende straal

Bergenmeersen

Bodempeil inwateringskoker	4,2	[m TAW]	
Bodempeil woelkom	2,2	[m TAW]	
valhoogte =	2	[m]	
Ce	1,6	[-]	coefficiënt overlaat (obv schaalmodelproeven)

Pschelde [m TAW]	**Hinw** [m]	**q** [m3/s/m]	**dc** [m]	**Y1 (Rand)** [m]	**Y1 (Chanson)** [m]	**ti (Chanson)** [m]	**V1(Rand)** [m/s]	**V1(Chanson)** [m/s]	**Vti (Chanson)** [m/s]
4,3	0,1	0,050596	0,063903	0,013386	0,012998	0,008321	3,779783	3,892704	6,080918
4,4	0,2	0,143108	0,127807	0,032394	0,032586	0,023258	4,417724	4,391679	6,152996
4,5	0,3	0,262907	0,19171	0,054323	0,055787	0,042435	4,839707	4,712707	6,195555
4,6	0,4	0,404772	0,255613	0,078393	0,081696	0,065014	5,163335	4,954614	6,225929
4,7	0,5	0,565685	0,319517	0,104193	0,109825	0,090516	5,42919	5,15077	6,249592
4,8	0,6	0,743613	0,38342	0,131461	0,139861	0,118618	5,65654	5,316792	6,268992
4,9	0,7	0,937059	0,447323	0,160012	0,171581	0,149084	5,856173	5,46133	6,285442
5	0,8	1,144867	0,511227	0,189711	0,204817	0,181733	6,034789	5,589707	6,299726
5,1	0,9	1,366104	0,57513	0,220451	0,239439	0,216418	6,196856	5,705446	6,312353
5,2	1	1,6	0,639034	0,252147	0,27534	0,253018	6,345514	5,811007	6,323669
5,3	1,1	1,845904	0,702937	0,284727	0,312432	0,291431	6,483062	5,90818	6,333924
5,4	1,2	2,103255	0,76684	0,318133	0,350641	0,331571	6,611235	5,99831	6,3433
5,5	1,3	2,371565	0,830744	0,352315	0,389904	0,373361	6,731379	6,082436	6,351937
5,6	1,4	2,650404	0,894647	0,387228	0,430164	0,416734	6,844561	6,161375	6,359945
5,7	1,5	2,939388	0,95855	0,422834	0,471374	0,46163	6,951641	6,235787	6,367408
5,8	1,6	3,238172	1,022454	0,459099	0,51349	0,507997	7,053324	6,306208	6,374398
5,9	1,7	3,546446	1,086357	0,495993	0,556473	0,555785	7,150194	6,373082	6,380971
6	1,8	3,863925	1,15026	0,533489	0,600288	0,604951	7,242744	6,436782	6,387175
6,1	1,9	4,190351	1,214164	0,571563	0,644905	0,655454	7,331391	6,497623	6,393048
6,2	2	4,525483	1,278067	0,610192	0,690294	0,707259	7,416493	6,555874	6,398625
6,3	2,1	4,869103	1,34197	0,649356	0,73643	0,76033	7,498358	6,611767	6,403935
6,4	2,2	5,221004	1,405874	0,689036	0,783287	0,814636	7,577255	6,665503	6,409001
6,5	2,3	5,580996	1,469777	0,729216	0,830844	0,870148	7,653421	6,717258	6,413846
6,6	2,4	5,948902	1,53368	0,769879	0,879081	0,926839	7,727061	6,767186	6,418488
6,7	2,5	6,324555	1,597584	0,811011	0,927977	0,984682	7,798361	6,815425	6,422944
6,8	2,6	6,707798	1,661487	0,852598	0,977515	1,043653	7,867483	6,862095	6,427228
6,9	2,7	7,098484	1,725391	0,894627	1,027678	1,103731	7,934575	6,907306	6,431353

Bazel

Schotbalkpeil	5	[m TAW]	
Plafondpeil koker	6,4	[m TAW]	
valhoogte =	3	[m]	(val na eerste woelkom)
Ce	1,8	[-]	(coëfficient schotbalken obv metingen)

Pschelde [m TAW]	**Hinw** [m]	**q** [m3/s/m]	**dc** [m]	**Y1 (Rand)** [m]	**Y1 (Chanson)** [m]	**ti (Chanson)** [m]	**V1(Rand)** [m/s]	**V1(Chanson)** [m/s]	**Vti (Chanson)** [m/s]
5,1	0,1	0,056921	0,069123	0,013235	0,012638	0,007685	4,300954	4,503922	7,406294
5,2	0,2	0,160997	0,138247	0,032027	0,031685	0,021483	5,026857	5,081244	7,494083
5,3	0,3	0,29577	0,20737	0,053708	0,054243	0,039196	5,507025	5,452679	7,545917
5,4	0,4	0,455368	0,276494	0,077506	0,079435	0,060052	5,875276	5,732569	7,582911
5,5	**0,5**	**0,636396**	**0,345617**	**0,103014**	**0,106786**	**0,083607**	**6,177789**	**5,959524**	**7,611731**
5,6	0,6	0,836564	0,414741	0,129972	0,135991	0,109564	6,436486	6,151615	7,63536
5,7	0,7	1,054192	0,483864	0,1582	0,166833	0,137706	6,663645	6,318848	7,655395
5,8	0,8	1,287975	0,552988	0,187563	0,199149	0,167863	6,866889	6,467382	7,672793
5,9	0,9	1,536867	0,622111	0,217955	0,232813	0,1999	7,051303	6,601293	7,688172
6	1	1,8	0,691234	0,249292	0,267721	0,233707	7,220459	6,723429	7,701955
6,1	1,1	2,076642	0,760358	0,281503	0,303786	0,269189	7,376972	6,83586	7,714444
6,2	1,2	2,366161	0,829481	0,314531	0,340938	0,306265	7,522818	6,940142	7,725864
6,3	1,3	2,66801	0,898605	0,348326	0,379115	0,344865	7,659529	7,037477	7,736384
6,4	1,4	2,981704	0,967728	0,382843	0,418261	0,384928	7,788317	7,128811	7,746136