



Vlaanderen
is wetenschap





Vismigratie op tijgebonden mondingen van onbevaarbare waterlopen van 1ste categorie

Een case studie op de Driesesloot

Sarah Broos, Pieterjan Verhelst, David Buysse, Simon Plaetinck, Diederik Rosseel,
Nico De Maerteleire, Sébastien Pieters & Johan Coeck

**INSTITUUT
NATUUR- EN BOSONDERZOEK**

Auteurs:

[Sarah Broos](#) , [Pieterjan Verhelst](#) , [David Buysse](#) , Simon Plaetinck, Diederik Rosseel, Nico De Maerteleire, Sébastien Pieters & [Johan Coeck](#) 

Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

Reviewer:

Jeroen Van Wichelen

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

vlaanderen.be/inbo

e-mail:

sarah.broos@inbo.be

Wijze van citeren:

Sarah Broos, Pieterjan Verhelst, David Buysse, Simon Plaetinck, Diederik Rosseel, Nico De Maerteleire, Sébastien Pieters & Johan Coeck (2025). Vismigratie op tijgebonden mondingen van onbevaarbare waterlopen van 1ste categorie. Een case studie op de Driesesloot. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2025 (1) Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

doi.org/10.21436/inbor.116925889

D/2025/3241/032

Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2025 (1)

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Hilde Eggermont

Foto cover:

Foto gemaakt door Sarah Broos tijdens veldwerk.

Dit onderzoek werd uitgevoerd in opdracht van:

de Vlaamse milieumaatschappij (VMM)

**VLAAMSE
MILIEUMAATSCHAPPIJ**



Dit werk valt onder een [Creative Commons Naamsvermelding-GelijkDelen 4.0 Internationaal-licentie](https://creativecommons.org/licenses/by-sa/4.0/).

**VISMIGRATIE OP TIJGEBONDEN MONDINGEN
VAN ONBEVAARBARE WATERLOPEN VAN 1^{STE}
CATEGORIE
EEN CASE STUDIE OP DE DRIESESLOOT**

**Sarah Broos, Pieterjan Verhelst, David Buysse, Simon Plaetinck, Diederik
Rosseel, Nico De Maerteleire, Sébastien Pieters, Johan Coeck**

doi.org/10.21436/inbor.116925889

Dankwoord/Voorwoord

Bij het afronden van dit rapport, zouden we volgende personen willen bedanken:

Dominiek Decléyre (ANB) voor het veldbezoek en het verschaffen van de nodige informatie over de werking en de ecologische waarde van de Driesesloot en de Kalkense Meersen.

Eveneens wensen we de pompwachter Philippe Van Mossevelde te bedanken voor het handmatig aflezen en noteren van de waterstanden van de Kalkenvaart tijdens onze proeven.

Speciale dank gaat uit naar Bart Antheunis (DVW), Guy Vermeir (DVW), Ronny De Keer (VMM) en David Melkebeek (VMM). Dankzij hun medewerking, hun snelle respons en flexibiliteit wanneer technische interventies nodig waren, werden de bemonsteringen tot een goed einde gebracht.

Samenvatting

De laterale connectiviteit tussen rivier en haar zijbeken herstellen via het aanpakken van migratieknelpunten, creëert een meerwaarde voor biodiversiteit. Om deze migratieknelpunten te kunnen saneren, is het belangrijk om te weten hoe vissen migreren. Hoewel vissen in rivieren en andere zoete waterlopen tegen de waterstroom in stroomopwaarts migreren, maken veel vissen in getijdegebieden zoals estuaria gebruik van selectief getijdetransport (SGT) om zich in een bepaalde richting voort te bewegen. Wanneer stroomopwaarts migrerende vissen hun gedrag veranderen van SGT naar een tegenstrooms gedrag is niet geweten. Het vanzelfsprekend dat weten wanneer vissen welk type migratie toepassen, namelijk SGT of actief tegenstrooms optrekken, noodzakelijk is om advies te geven voor stroomopwaartse vismigratiefaciliteiten voor waterlopen met tijgebonden mondingen. Daarom onderzochten we in opdracht van de Vlaamse milieumaatschappij (VMM) welke migratiemethode gebruikt wordt voor stroomopwaartse migratie bij de tijgebonden monding van een zijbeek van de Zeeschelde, namelijk de Driesesloot.

We vergelijken twee beheervormen aan de uitwateringsconstructie. Bij het **huidige waterbeheer** wordt er gravitair afgewaterd (de T0-situatie): vissen kunnen enkel tegenstrooms optrekken wanneer de stroomsnelheid niet te hoog is. Bij het **alternatief waterbeheer** werd de terugslagklep van de afwateringsconstructie opengezet bij zowel afgaand tij als opkomend tij (de T1-situatie): de vissen kunnen zowel door middel van passief SGT als actieve tegenstrooms-migratie in de Driesesloot terecht komen. Bovendien werd voor het alternatief beheer (T1) ook nagegaan wat het aandeel van actieve en passieve migratie was. Het stroomgebied van de Kalkenvaart is in het stroomgebiedbeheerplan 2022-2027 aangeduid als speerpuntgebied klasse 2. Door de monitoring van de impact van de waterkwaliteit om het effect van het binnengelaten water op te volgen kunnen we nagaan of de inlaat van Scheldewater een impact heeft op de kwaliteit in het stroomgebied van Kalkenvaart-Driesesloot.

We vonden dat het openen van de terugslagkleppen (T1-situatie) leidt tot een significant verhoogde visabundantie en soortenrijkdom in vergelijking met het normale gebruik van de kleppen (T0-situatie). Uit de resultaten bleek dat vissen vooral via SGT in de Driesesloot terecht kwamen en dus met de stroom mee migreerden. Het alternatief beheer faciliteert ook een langere tijdsperiode om stroomopwaarts tegen de stroom in te zwemmen en dat bij een lagere stroomsnelheid, al was het effect hiervan op het visbestand eerder gering ten opzichte van het SGT. Het positief effect van een grotere schuifopening en dus grotere waterinstroom werd waargenomen maar kon niet statistisch bevestigd worden in deze studie door de kleine steekproefgrootte en de grote variatie in de beperkte dataset van de grotere opening. Verder wijst het onderzoek op het belang van migratieperiodes, waarbij het voor- en najaar piekmomenten zijn voor paaimigratie en migratie naar opgroei-habitat. Bepaalde vissoorten vingen we heel het jaarbij het migreren. In deze studie kon geen statistisch verband worden aangetoond tussen de waterkwaliteit in het stroomgebied van de Kalkenvaart/Driesesloot en het binnenlaten van Schelde water.

Deze casestudie op de Driesesloot toonde aan dat stroomopwaartse migratie bij zoetwater tijgebonden mondingen hoofdzakelijk gebeurt via SGT. Om de migratieknelpunten aan tijgebonden mondingen te saneren en dus de connectiviteit te herstellen is het belangrijk om SGT te faciliteren door water binnen te laten.



Aanbevelingen voor beheer en/of beleid

Focus op het faciliteren van selectief getijden transport bij tijgebonden mondingen

Deze casestudie op de Driesesloot toonde aan dat stroomopwaartse migratie bij zoetwater tijgebonden mondingen hoofdzakelijk gebeurt via selectief getijden transport (SGT). Door deze vorm van migratie te faciliteren, komen er niet alleen hogere aantallen, maar ook meer soorten, diadrome soorten en vislarven in het riviersysteem terecht. Om de migratieknelpunten aan tijgebonden mondingen te saneren en dus de connectiviteit te herstellen, is het essentieel om SGT te faciliteren. Dit kan bijvoorbeeld door te zorgen voor een structureel beleid waarin terugslagkleppen worden geopend wanneer de waterstand van de getijdewaterloop hoger is dan het waterpeil achter die kleppen (T1-situatie). Dit kan ook gerealiseerd worden door de installatie van “pet-doors” voor vissen, een soort kleppen die naar binnen openen wanneer het stijgende water van de getijdewaterloop de klep opendruwt en water in de niet-getijdewaterloop stroomt.

Bij dit beheer is het essentieel om de hoogte van de instroomopening nauwkeurig af te stemmen op het gemiddelde moment van eb en vloed. De reden hiervoor is dat vissen die gebruik maken van SGT tijdens vloed verspreid zijn in de waterkolom, maar bij kerend tij zich concentreren langs de kant waarna ze zich bij eb op de bodem concentreren. Om een goede inwateringconstructie te voorzien mag er geen discrepantie ontstaan tussen de positie in de waterkolom van vissen en het gedrag tijdens het selectief getijden transport (Figuur 13: De werking van selectief getijden transport (SGT) bij glasaal. (bron: Harrison *et al.* (2014))

Om de langetermijneffecten van een permanente instroomopening die SGT faciliteert op de connectiviteit en visgemeenschap te begrijpen, is het aan te raden om een langdurige monitoring uit voeren volgens het BACI principe (Before-After Control-Impact). Op deze manier kan bijvoorbeeld worden nagegaan hoe ver stroomopwaarts de vissen migreren in het systeem.

Tot slot valt er nog op te merken dat een instroomopening ook gebruikt kan worden om te anticiperen op veranderende klimaatomstandigheden. Zo kan er bijvoorbeeld water worden binnengelaten op momenten van extreme droogte om natte natuurgebieden in stand te houden. Indien voor deze optie gekozen wordt is het wel belangrijk om de impact op de waterkwaliteit voldoende op te volgen.

De verhoogde connectiviteit heeft ook een grotere toestroom van invasieve exoten tot gevolg. Een robuust en goed functionerend ecosysteem is minder gevoelig aan deze exoten zoals zwartbekgrondel. Voor Chinese wolhandkrabben is het dan weer aangeraden om krabbensluiven te voorzien wanneer water wordt binnengelaten om een migratieknelpunt op te lossen.

Beste periode voor het faciliteren van selectief getijden transport.

Overweeg methodes om SGT gedurende het hele jaar te faciliteren. Indien dat niet haalbaar is, faciliteer SGT in de maanden maart tot mei en september tot november wat respectievelijk overeenkomt met het voor- en najaar. Deze periodes zijn de piekperiodes voor vismigratie waarbij vissen opzoek gaan naar paai-, opgroei- en overwinteringshabitat.



Maak de instroomopening zo groot mogelijk

Ondanks dat ons onderzoek het positief effect van een grotere instroomopening (10 cm vs. 20 cm) niet kon bevestigen, tonen eerdere onderzoeken aan dat hogere inwateringsvolumes verschillende soorten ten goede komt. Bovendien geeft een grotere instroomopening ook grotere vissen de kans om gebruik te maken van de inwateringsconstructie.

Monitor de waterkwaliteit bij permanente of hoge frequenties van instromend Schelde water.

Ondanks dat deze studie geen rechtstreeks verband aantoonde tussen de waterkwaliteit en het binnenlaten van Schelde water, is het raadzaam om de waterkwaliteit (met specifieke aandacht voor zuurstof, stikstofwaarden, fosforwaarden en verzilting) te monitoren.

Vervang zware metalen kleppen door lichte terugslagkleppen (bv: HPDE-kleppen)

Uit dit onderzoek bleek dat voor actieve tegen de stroom inzwemmende vissen ook nog enkele verbeteringen kunnen uitgevoerd worden. Al hebben deze verbeteringen een minder grote impact dan het faciliteren van SGT.

Bij vernieuwingen of toekomstige ontwerpen is het aan te raden om lichte terugslagkleppen (vb. HPDE-kleppen) te gebruiken in plaats van zware metalen kleppen. Lichtere terugslagkleppen zijn beter omdat ze sneller openen en trager sluiten, met als gevolg dat het tijdsvenster waarin actieve stroomopwaartse migratie mogelijk is langer wordt.



English abstract

Addressing migration barriers and restoring connectivity between rivers and floodplains will enhance biodiversity. To remediate these migration barriers, it is important to know how fish migrate. Although fish in rivers and other freshwater streams do indeed migrate upstream against the water flow, many fish in tidal areas such as estuaries use selective tidal transport (STT) to move in a particular direction. When upstream migrating fish change their behaviour from STT to counter current behaviour is not known. It is evident that the knowledge of which type of migration fish apply, namely STT or active counter current migration, is necessary to advise on facilitating upstream fish migration at watercourses with a tidal outlet. Therefore, on behalf of the Flemish Environment Agency (VMM), it was studied which migration method is used for upstream migration at watercourses with a tidal outlet.

Therefore, a case study was conducted on the tidal outlet of the Driesesloot that discharges into the Sea Scheldt. This case study compared two forms of outlet management. Under current water management, drainage is gravitational (i.e., T0 situation), and thus fish can only migrate upstream given that the flow velocity is not too high. Under alternative water management, the valve of the drainage structure was opened at both ebb and flood (i.e., T1 situation), allowing fish to enter the Driesesloot through both passive STT and active counter current migration. In addition, the proportion of active and passive migration for the alternative management (T1) was also examined. The Kalkenvaart river basin is designated as a class 2 priority area in the 2022-2027 river basin management plan. By monitoring the impact of water quality to follow up the effect of the inlet water, we can determine whether the inlet of Scheldt water has an impact on the quality in the Kalkenvaart-Driesesloot basin.

Opening the valves (T1 situation) contributes significantly to increased fish abundance and species richness compared to the normal use of the valves (T0 situation), with the appearance of diadromous species and fish larvae as a positive consequence. In addition, fish mainly enter the Driesesloot with the current and thus through selection tidal transport (STT). The alternative management also facilitates longer periods to swim upstream and lower flow velocity, although its effect on fish abundance was rather small compared to the STT. The positive effect of a larger water inflow could not be ruled out in this study due to the small sample size and large variation in the data set of the larger inflow. Furthermore, the study highlights the importance of migration periods, with spring and fall being the most important periods for spawning migration and migration to suitable growing habitats for larvae and juveniles. Some fish species did not show a migration period and were caught throughout the year. In this study, no direct relationship could be demonstrated between water quality in the Kalkenvaart-Driesesloot basin and Scheldt water entry.

As this case study on the Driesesloot showed, upstream migration at watercourses with a tidal outlet occurs primarily through selective tidal transport. Thus, to remediate migration barriers at tidal outlets to restore connectivity, water managers need to focus on facilitating selective tidal transport.

Inhoudstafel

Dankwoord/Voorwoord	2
Samenvatting	3
Aanbevelingen voor beheer en/of beleid	4
English abstract	6
Lijst van figuren	9
Lijst van foto's	10
Lijst van tabellen	10
1 Inleiding en doelstellingen	11
1.1.1 Migratievenster voor stroomopwaartse migratie bij terugslagkleppen in getijgebonden rivieren	11
1.1.2 Selectief getijden transport: een andere vorm van migratie in getijdensystemen.	11
1.1.3 Belang van migratie type	12
1.2 Case studie: de Driesesloot	12
1.2.1 Voorkomen van diadrome vissen in de Driesesloot	13
1.3 Onderzoeksdoelstellingen	13
2 Materiaal en methode	14
2.1 Studiegebied	14
2.2 Dataverzameling	14
2.2.1 Monitoring vissen	14
2.2.2 Monitoring waterpeil	17
2.2.3 Monitoring waterkwaliteit	17
2.2.4 Meetfrequentie en timing	18
2.3 Data-analyses	19
3 resultaten	20
3.1 Effect van Alternatief beheer op het visbestand (T1 vs T0)	20
3.1.1 Invloed van de schuifopening op de effectiviteit	23
3.1.2 Invloed van de meetperiode op de effectiviteit	24
3.2 Migratie tegen de stroom vs SGT	27
3.2.1 Vergelijking van het visbestand bij instromend en uitstromend water bij alternatief beheer (T1)	27
3.2.2 Vergelijking van het visbestand bij huidig (T0) en alternatief beheer (T1) bij uitstromend water.	29
3.3 Effect van alternatief beheer op de waterkwaliteit	30
3.3.1 Vergelijking van de waterkwaliteit bij huidig en alternatief beheer bij de afwateringsconstructie.	30

////////////////////////////////////

4	Discussie	32
4.1	Het gunstig effect van Water binnen laten (T1-situatie)	32
4.1.1	De effectiviteit in functie van de migratie periodes	32
4.1.2	Optimalisatie van schuifopeningen	33
4.1.3	Het belang van selectief getijden transport	33
4.1.4	Het effect van langere tijdsvensters voor actieve stroomopwaartse migratie	34
4.2	Invloed van Schelde water op de waterkwaliteit	35
5	Conclusie	36
	Referenties	37
	Bijlage 1: Duur van de bemonstering per dag en stroomrichting	39
	Bijlage 2: Waterstand Kalkenvaart, Schelde, Driesesloot bij T1/T2	42



Lijst van figuren

Figuur 1: Schematische weergaven van de proef opstelling bij hoogwater (HW), eb en laagwater (LW) voor het huidig beheer (T0) en alternatief beheer (T1/T2). Middelste rode lijn geeft de schuif weer die bij T1 10cm en bij T2 20cm openstond. Linkse rode lijn geeft de terugslagklep weer.	16
Figuur 2: NMDS plot van de visgemeenschappen (cirkels). Zwarte ruit geeft de gemiddelde samenstelling van de bijhorende gemeenschap weer. De cijfers geven de nummer van de staalnamen weer in geel en blauw voor respectievelijk alternatief beheer (T1) en huidig beheer (T0).	20
Figuur 3: Overzicht van de vangstaantallen per soort onder de twee geteste beheertypes, namelijk T0 (huidig beheer) en T1 (alternatief beheer). Wanneer een organisme niet tot op soortniveau geïdentificeerd kon worden, werd de soortgroep bepaald en 'sp' (species) toegevoegd. De niet te determinerende soorten zijn in deze figuur altijd juveniele. Botlarven (n +/- 3000) werden gevangen onder het T1 scenario, maar zijn niet weergegeven om de figuur overzichtelijk te houden.	21
Figuur 4: Boxplot van de vergelijking tussen huidig beheer (T0) en alternatief beheer (T1) voor het aantal soorten per uur (links) , het aantal vissen per uur (midden) en het aantal Chinese wolhandkrabben per uur (rechts).	22
Figuur 5: Overzicht van de vangstaantallen per soort onder twee geteste schuifopeningen, namelijk 10 cm (T1) en 20 cm (T2). Wanneer een organisme niet tot op soortniveau geïdentificeerd kon worden, werd de soortgroep bepaald en 'sp' (species) toegevoegd. De niet te determinerende soorten zijn in deze figuur altijd juveniele. Botlarven werden gevangen bij zowel T1 als T2, maar zijn niet weergegeven om de figuur overzichtelijk te houden.	23
Figuur 6: Boxplot van de vergelijking tussen alternatief beheer met 10 cm schuifopening (T1) en 20 cm schuif opening (T2) voor het aantal vissen per uur (midden), het aantal soorten per uur (links) en het aantal chinese wolhandkrabben per uur (rechts).	24
Figuur 7: Weergaven per maand van het aantal vissen per uur (links) en het soorten aantal per uur (rechts) voor huidig (T0) en alternatief beheer (T1).	25
Figuur 8: Per soort waarvan n > 15, het aantal per uur doorheen de meetperiode gecombineerd met de watertemperatuur van de Driesesloot (Station = IMMO107).	26
Figuur 9: Boxplot van de vergelijking tussen instromend en uitstromend water bij alternatief beheer (T1) voor het aantal vissen per uur (links) en het aantal soorten per uur (rechts).	27
Figuur 10: Per soort waarvan n > 8, de lengtefrequentie verdeling bij in- en uitstroom	28
Figuur 11: Boxplot van de vergelijking tussen huidig beheer (T0) en alternatief beheer (T1) voor het aantal vissen per uur (links) en het aantal soorten per uur (rechts) bij uitstromend water.	29
Figuur 12: Weergaven van de waterkwaliteit doorheen de proefperiode per meetstation. Verticale stippellijnen geven de dagen weer waarop Schelde water werd binnengelaten in de Driesesloot (T1/2). Zwarte lijnen = T1; rode lijnen = T2.	30
Figuur 13: De werking van selectief getijden transport (SGT) bij glasaal. (bron: Harrison <i>et al.</i> (2014))	34



Lijst van foto's

Foto 1: Een luchtfoto van de monding van de Driesesloot in de Zeeschelde (©Google Maps). In het rode vierkant is de val voor wolhandkrabben te zien en de twee rode balken geven de plaats van de eerste twee drempels van de vistrap weer.	12
Foto 2: De Driesesloot is een relatief kleine watergang die via twee kokers afwatert in de Zeeschelde.	13
Foto 3: Links: De twee terugslagkleppen van de Driesesloot aan de zijde van de Zeeschelde. Door middel van een katrol werden deze manueel open gezet om het alternatief beheer (T1/T2) te testen. Rechts: de schuif in de uitwateringskoker die bij T0 volledig, T1 10cm en T2 20cm openstond.	15
Foto 4: De fuiken constructie stroomopwaarts van de Driesesloot. Onderaan zijn de krooshekken te zien. Links glasaalfuik, rechts normale fuik.	15
Foto 5: Links: Meetsonde IMM0107 ter hoogte van de afwateringsconstructie van de Driesesloot. Rechts: Kaart met de locaties van de 4 meetsondes die continue de waterkwaliteit monitoren (©Google Maps).	17
Foto 6: Variatie aan gevangen levensstadia. Van links naar rechts: Adulte snoekbaars (<i>Sander lucioperca</i>); vislarven; botlarven (<i>Platichthys flesus</i>) in glasaalfuik (witte vlekjes)	22

Lijst van tabellen

Tabel 1: Een overzicht van de dagen waarop staalnames werden uitgevoerd. De allereerste staalnamen (0) was om de proefopstelling te testen, en werd niet opgenomen in de dataverwerking.	18
Tabel 2: Een overzicht van de dagen waarop staalnames werden uitgevoerd en de duur van de bemonstering per stroomrichting. Allereerste staalnamen (0) wordt niet weergegeven aangezien deze ook niet op is genomen in de dataverwerking. Deze allereerste staalnamen was om de proefopstelling te testen.	39
Tabel 3: Overzicht van de waterstand van de Schelde, kalkenvaart en driesesloot. Het TAW van de Schelde is gemeten ter hoogte van het pompstation. *Metingen tov wetteren ipv pompstation	42

////////////////////////////////////

1 INLEIDING EN DOELSTELLINGEN

Een van de belangrijkste oorzaken voor het verdwijnen van soorten is habitatverlies en habitatfragmentatie (Duncan and Lockwood, 2001; Brooks *et al.*, 2002). De afgelopen 20 jaar werd daarom kennis verworven om vismigratieknelpunten te saneren in rivieren, kanalen en polders. Hierbij gaat het steeds om knelpunten in waterlopen met een unidirectionele waterstroom, zoals waterpompstations en stuwen. Echter, heel wat waterlopen in Vlaanderen monden uit in een estuarium dat gekenmerkt wordt door het getij, zoals de Zeeschelde en de Dijle. Dergelijke waterlopen zijn voorzien van een gravitair afwateringsstelsel bestaande uit terugslagkleppen of stuwen. Deze structuren verlagen de connectiviteit tussen het estuarium en de betreffende laterale waterlopen, wat een negatieve invloed heeft op de biodiversiteit (Smit *et al.*, 1997). Door deze migratieknelpunten aan te pakken en de connectiviteit tussen estuaria en lateraal aantakende waterlopen te herstellen, wordt een meerwaarde voor biodiversiteit gecreëerd (Greene *et al.*, 2012).

1.1.1 Migratievenster voor stroomopwaartse migratie bij terugslagkleppen in getijgebonden rivieren.

Het gravitair afwateringsregime van waterlopen die uitmonden in estuaria is afhankelijk van het waterpeil in dat estuarium. Het tijdsvenster waarop water geloosd kan worden, is bijgevolg beperkt. Vanwege dit beperkte tijdsvenster kan het moment van vismigratie, waarbij vissen tegen de afwaterende stroom in zwemmen om een stroomopwaarts gebied te koloniseren, ook beperkt zijn. Het theoretische tijdsvenster voor vismigratie bevindt zich tussen het tijdstip waarop het waterpeil van de waterloop overeenkomt met dat van het estuarium en het moment waarop het waterpeil van het estuarium aan de onderkant van de uitwateringsconstructie staat. Indien het waterpeil van het estuarium verder zakt, komt een deel van de oever bloot te liggen en kunnen vissen de waterloop niet meer inzwemmen. Daarenboven wordt het theoretische tijdsvenster verder beperkt door de zwaarte van de terugslagkleppen. Metalen kleppen zullen bijvoorbeeld sneller sluiten dan lichtere HDPE-kleppen. Ook de stroomsnelheid van het water speelt een rol en mag de drempelwaarde voor vismigratie van 1 m/s niet overschrijden (Kroes and Monden, 2005). Naast dit korte vismigratievenster kunnen ook andere factoren vismigratie belemmeren, zoals te nauwe spijlen van vuilroosters, te hoge stroomsnelheden tijdens het afwateren en ophopend vuil tegen deze roosters, wat verval veroorzaakt.

1.1.2 Selectief getijden transport: een andere vorm van migratie in getijdensystemen.

Hoewel vissen in rivieren en andere zoete waterlopen stroomopwaarts migreren tegen de waterstroom in maken veel vissen in getijdegebieden zoals estuaria gebruik van selectief getijdetransport (SGT) om zich in een bepaalde richting voort te bewegen (McCleave *et al.*, 1984). Stroomopwaarts migrerende vissen laten zich met de vloedstroom meedrijven en blijven tijdens eb in of nabij de bodem (McCleave and Kleckner, 1982; Beaulaton and Castelnaud, 2005; Kelly *et al.*, 2020). Merk op dat niet alle vissoorten SGT toepassen, zoals rivierprik (Silva *et al.*, 2017). In een labo-experiment vond Trancart *et al.* (2014) dat glasaal (*Anguilla anguilla*) via SGT migreert en pas op latere leeftijd tegen de stroom in zwemt. Dit is echter in scherp contrast met het feit dat glasaal in een kanaal met beperkt getij toch een glasaalgoot opzwemt (Van Wichelen *et al.*, 2021). Wanneer stroomopwaarts migrerende vissen hun gedrag veranderen van SGT naar een tegenstrooms gedrag is niet geweten (McCleave *et al.*, 1984). Daarom zal het aantal vissen dat gebruik maakt van het tijdsvenster om stroomopwaarts te migreren onder het huidige beheer van getijgebonden waterlopen waarschijnlijk beperkt zijn. In deze systemen kunnen migratie mogelijkheden en de connectiviteit verbeterd worden door gecontroleerd water binnen te laten. Zo toonde eerder onderzoek aan dat hoge inwateringsvolumes vissen met verschillende stromings-, paai- en



voedingsvoorkeuren ten goede komen (van de Wolfshaar *et al.*, 2011). We merken wel op dat de mate waarin een inwateringssluis de connectiviteit garandeert eveneens soortafhankelijk is (Greene *et al.*, 2012).

1.1.3 Belang van migratie type

Het is evident dat de kennis omtrent welk type migratie vissen toepassen, namelijk SGT of actief tegenstrooms optrekken, noodzakelijk is om advies te geven voor stroomopwaarts migrerende vismigratiefaciliteiten voor waterlopen met tijgebonden mondingen. Indien vissen tegenstrooms optrekken, moet bekeken worden of de vissen tegen de waterstroom van een waterloop in kunnen zwemmen en zodoende de sluis kunnen passeren. Daarenboven is het zo dat vissen in dit geval aangetrokken worden door de lokstroom afkomstig van de waterloop (Silva *et al.*, 2018). De attractiviteit hierin ligt waarschijnlijk in de andere chemische samenstelling van het aanvoerende water en de stroomsnelheid. Indien ze SGT toepassen, moet bekeken worden of het haalbaar is om water via een sluis binnen te laten. Merk op dat het al dan niet toepassen van SGT soortspecifiek kan zijn, alsook de migratieperiodes.

1.2 CASE STUDIE: DE DRIESESLOOT

Om na te gaan welk type migratie vissen gebruiken in een zoetwater getijdensysteem, en dus op welke manier ze in aanliggende waterlopen terecht komen, werd een casestudie op de Driesesloot uitgevoerd. De Driesesloot beschikt over een uitwateringsconstructie die uitmondt in de Zeeschelde. Deze uitwateringconstructie staat in voor de gravitaire afwatering van de Kalkense Meersen. In geval gravitaire afwatering niet voldoende is, wordt het gemaal op de Kalkenvaart geactiveerd. Dit gemaal valt buiten de scope van deze case studie.

De Kalkense Meersen vormen een onderdeel van het Sigmaplan en hebben een belangrijke natuurbestemming met beperkte landbouwtoepassingen. Recent werden beheerwerken uitgevoerd om het gebied ecologisch op te waarderen, zoals het verbinden van waterlopen en het aanleggen van een vistrap in de Driesesloot (Foto 1, Foto 2) .



Foto 1: Een luchtfoto van de monding van de Driesesloot in de Zeeschelde (©Google Maps). In het rode vierkant is de val voor wolhandkrabben te zien en de twee rode balken geven de plaats van de eerste twee drempels van de vistrap weer.



Foto 2: De Driesesloot is een relatief kleine watergang die via twee kokers afwatert in de Zeeschelde.

1.2.1 Voorkomen van diadrome vissen in de Driesesloot

In de Driesesloot (i.e. Scherenmeersen) werd paling aangetroffen tijdens een visbestandsopname door het INBO in 2018 (Breine *et al.*, 2019). Echter, het aantal gevangen individuen was relatief laag met slechts 12 palingen voor een visperiode van drie dagen. Tijdens de afvissing van Boets *et al.* (2019) ontbraken paling en andere diadrome vissoorten zelfs volledig in de Driesesloot.

In de nabijgelegen Bellebeek werden door Breine *et al.* (2019) naast 1 paling wel 42 botjes (*Platichthys flesus*) gevangen. In diezelfde beek werd door Simons (2018) 27 palingen en 11 botjes gevangen in de vistrap. De aanwezigheid van deze soorten toont dat er een zekere connectiviteit bestaat tussen de Zeeschelde en de Driesesloot (en de Bellebeek), maar dat die toch eerder beperkt (ondermaats) is. Omdat de Kalkense Meersen als belangrijk opgroei gebied kunnen dienen voor paling en bot, maar mogelijk ook voor andere diadrome vissoorten uit de Schelde zoals fint (*Alosa fallax*), hardersoorten (*Mugilidae*) en spiering (*Osmerus eperlanus*), kan een verbeterde connectiviteit tussen de Driesesloot en de Zeeschelde een positieve invloed hebben op die populaties.

1.3 ONDERZOEKSDOELSTELLINGEN

In opdracht van de Vlaamse milieumaatschappij (VMM) werd in dit onderzoek nagegaan welke migratie methode gebruikt wordt voor stroomopwaartse migratie bij tijgebonden mondingen. Hiervoor werden twee waterbeheermethodes met elkaar vergeleken om na te gaan welke de beste connectiviteit realiseert tussen de Driesesloot en de Zeeschelde. De eerste methode is het huidige waterbeheer waarbij water gravitair afwatert (i.e. T0 situatie), en dus vissen enkel tegenstrooms kunnen optrekken mits de stroomsnelheid niet te hoog is. De tweede methode is een alternatief waterbeheer waarbij de terugslagkleppen wordt opengezet bij zowel afgaand tij als opkomend tij (i.e. T1 situatie). Hierdoor kunnen vissen zowel door middel van passief SGT als actief tegenstrooms optrekken in de Driesesloot terecht komen. Bovendien werd voor het alternatief beheer (T1) ook nagegaan wat het aandeel van actieve en passieve migratie is.

Het stroomgebied van de Kalkenvaart is in het stroomgebiedbeheerplan 2022-2027 aangeduid als speerpuntgebied klasse 2. Door de monitoring van de impact van de waterkwaliteit om het effect van het binnengelaten water op te volgen, kunnen we nagaan of de inlaat van Scheldewater een impact heeft op de kwaliteit in het stroomgebied van Kalkenvaart-Driesesloot.



2 MATERIAAL EN METHODE

2.1 STUDIEGEBIED

De afwateringsconstructie van de Driesesloot (Foto 2; coördinaten: 51.016917, 3.925337) bestaat uit twee kokers. Elke koker heeft aan de zijde van de Zeeschelde een bovenscharnierende, mechanische terugslagklep (

Foto 3). Stroomop van deze klep en in de koker in de dijk zit een mechanische schuif die permanent open staat (Figuur 1). Aan de stroomopwaartse zijde van beide kokers staan vervolgens twee vuilroosters zonder automatisch reinigingsmechanisme met spijlen op 10 cm van elkaar (Foto 4).

Onder het huidig beheer ontwatert de afwateringsconstructie van de Driesesloot gravitair de Kalkense Meerse op het moment dat het waterpeil van de Zeeschelde lager staat dan dat van de Driesesloot. Wanneer het water van de Zeeschelde stijgt tot boven het peil van de Driesesloot worden de terugslagkleppen dicht gedruwd en kan er dus geen water meer uit de Driesesloot naar de Zeeschelde stromen (Figuur 1).

Er staat een vistrap in de Driesesloot stroomop van de afwateringsconstructie. Echter, vissen moeten die afwateringsconstructie reeds gepasseerd zijn om de vistrap te kunnen gebruiken en het gebied dieper in te trekken (Foto 1). De vistrap werkt hier als een sluizensysteem om het waterpeil in de Kalkense Meersen hoger te houden, maar vismigratie toch mogelijk te maken. Tijdens eb én als het water van de Zeeschelde niet te laag staat kunnen er mogelijks vissen stroomopwaarts migreren via de afwateringsconstructie. Indien het water te laag staat, loopt het water over de stortstenen van de oever en is vismigratie nagenoeg onmogelijk. Bij vloed sluit de afwateringsconstructie en loopt de trap onder, waardoor vissen over de trap kunnen zwemmen.

2.2 DATAVERZAMELING

2.2.1 **Monitoring vissen**

Er werd nagegaan hoeveel vis, welke soorten en welke lengteklassen de Driesesloot opzwemmen als gevolg van het toegepaste waterbeheer. Hiervoor werden twee beheermethodes met elkaar vergeleken. De eerste methode is het huidige waterbeheer waarbij water gravitair afwatert (i.e. T0 situatie), en dus vissen enkel tegenstrooms kunnen optrekken mits de stroomsnelheid niet te hoog is (Figuur 1). De tweede methode is een alternatief waterbeheer waarbij de afwateringsconstructie werd opengezet door de terugslagkleppen manueel op te trekken en de hoeveelheid water in en uit de Driesesloot te regelen via de schuiven (i.e. T1 situatie) (

Foto 3). Hierdoor konden vissen zowel door middel van selectief getijden transport (SGT) als tegenstrooms optrekken in de Driesesloot (Figuur 1).

Omwille van het overstromingsrisico en de bewegingsvrijheid van de schuif bij een peilverschil tussen de Driesesloot en de Zeeschelde werd afgesproken met de VMM en DVW, respectievelijk de beheerders van de Driesesloot, uitwateringsconstructie en de Schelde, dat de schuiven 10 cm open staan wanneer de terugslagkleppen manueel opengezet worden (i.e. T1 situatie). Later werd beslist om de opening van de schuiven te verhogen naar 20 cm (i.e. T2 situatie) (

Foto 3: Rechts).



Om de binnengekomen vissen te bemonsteren werden er stroomop van de afwateringsconstructie fuiken geplaatst. Per koker werd een fuik voorzien. De ene fuik had een maaswijdte van 8 mm waardoor ook de kleine driedoornige stekelbaarzen bemonsterd konden worden. De andere fuik had een maaswijdte van 1 mm om glasaal te bemonsteren (Foto 4). De glasaalfuik werd enkel bemonsterd tijdens opkomend tij. De reden hiervoor is dat de zeer kleine mazen van deze fuik snel verstopten met drijfvuil, waardoor water moeilijker afgevoerd wordt tijdens afgaand tij en ook het net kan scheuren.

De andere fuik werd bij zowel het binnen laten als het afvoeren van water bemonsterd. De fuiken werden opgespannen aan de oever van de Driesesloot zodat ze zowel tijdens eb als vloed open staat. Wanneer er niet gevestigd wordt, worden de kaders met fuiken omhoog getakeld, zodat het huidig waterbeheer buiten de studieperiode niet beïnvloed wordt.

De gevangen vissen werden tot op soort gebracht waarna per soort de aantallen werden geteld. Per individu werd de vorklengte tot 1 mm nauwkeurig gemeten. Als een soort in zeer grote aantallen ($n > 100$) werd gevangen, werd een schatting gemaakt van het aantal vissen door 10 willekeurige vissen te wegen en vervolgens de overige vissen in bulk te wegen. Gevangen juveniele/larvale stadiums werden zo goed als mogelijk tot op soort of hoger taxonomisch niveau (genus, familie, orde) gedetermineerd. Bovendien werd genoteerd wanneer de in- en uitstroom van het water in de Driesesloot startte en stopte. Op deze manier kon worden nagegaan hoelang een visbemonstering duurde (Tabel 2)



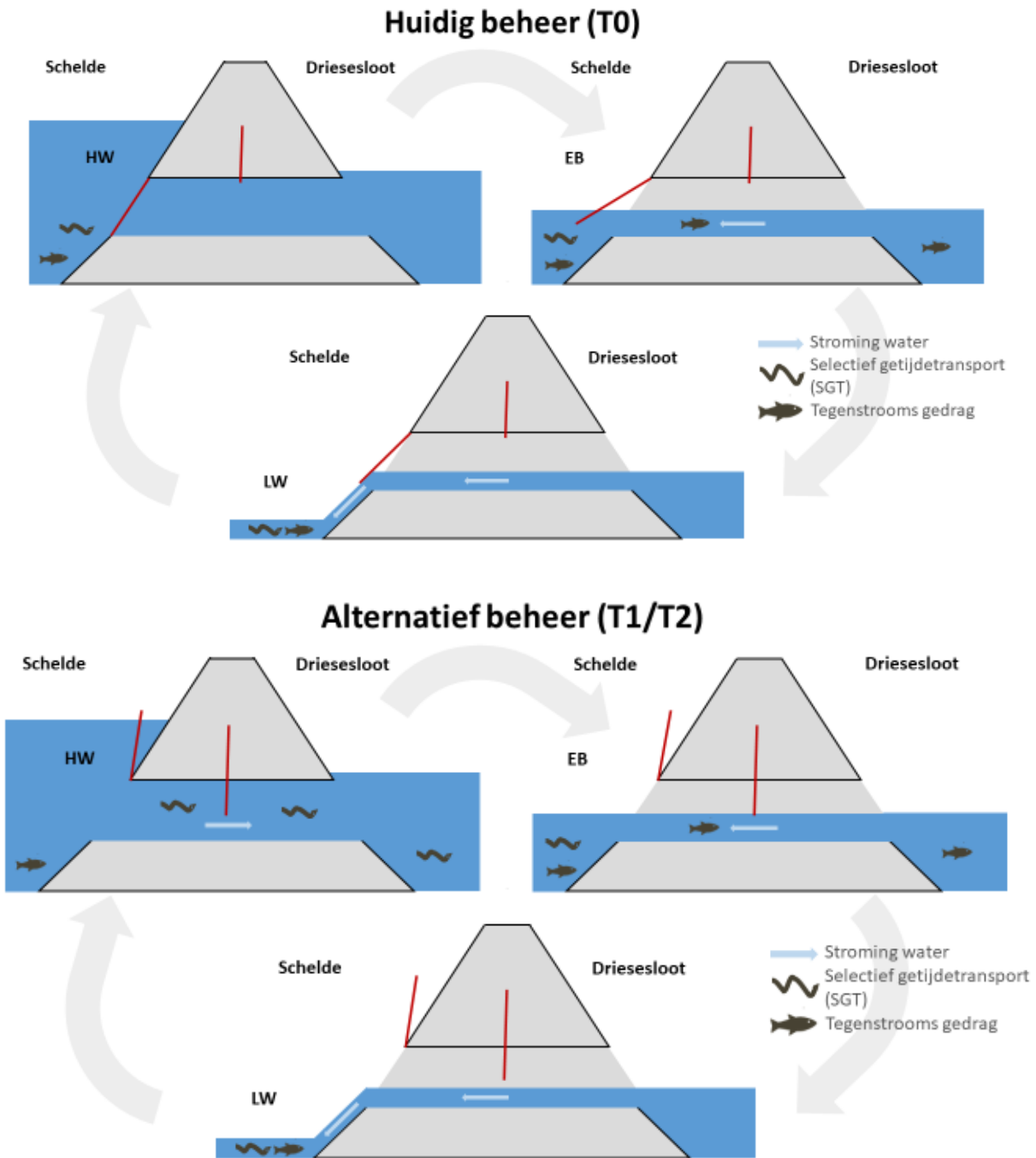
Foto 3: Links: De twee terugslagkleppen van de Driesesloot aan de zijde van de Zeeschelde. Door middel van een katrol werden deze manueel open gezet om het alternatief beheer (T1/T2) te testen. Rechts: de schuif in de uitwateringskoker die bij T0 volledig, T1 10cm en T2 20cm openstond.





Foto 4: De fuiken constructie stroomopwaarts van de Driesesloot. Onderaan zijn de krooshekken te zien. Links glasaalfuik, rechts normale fuik.





Figuur 1: Schematische weergaven van de proef opstelling bij hoogwater (HW), eb en laagwater (LW) voor het huidig beheer (T0) en alternatief beheer (T1/T2). Middelste rode lijn geeft de schuif weer die bij T1 10cm en bij T2 20cm openstond. Linkse rode lijn geeft de terugslagklep weer.

2.2.2 Monitoring waterpeil

Wanneer het alternatief beheer (T1/2) werd toegepast, werd het waterpeil opgevolgd door middel van continue meetstations. De data van deze stations is beschikbaar via www.waterinfo.be. Het waterpeil van de Driesesloot werd gemeten aan de uitwateringsconstructie (Station K04_00S), terwijl het waterpeil van de Kalkenvaart en de Schelde werd gemonitord aan het pompgemaal (Station K04_201). Tot 1 november 2022 waren de peilmetingen aan het pompgemaal niet digitaal beschikbaar. Om deze reden werd voor alle staalnames voor 1 november 2022 het waterpeil voor de Kalkenvaart ter plaatse afgelezen. Het waterpeil van de Schelde werd voor deze staalnames bepaald aan de hand van het meetstation te Wetteren Brug (Station zes55c-1066). Een overzicht van het waterpeil per staalnamen vindt u terug in Bijlage 2: Waterstand Kalkenvaart, Schelde, Driesesloot bij T1.

2.2.3 Monitoring waterkwaliteit

Om het effect van het binnengelaten Scheldewater op de waterkwaliteit van de Kalkense Meersen op te volgen, werd de waterkwaliteit op vier verschillende locaties continu gemonitord doorheen de testperiode. De gemeten waterkwaliteit parameters zijn: conductiviteit ($\mu\text{s}/\text{cm}$ bij 25°C), zuurstofgehalte (%), pH, watertemperatuur ($^\circ\text{C}$) en turbiditeit (g/l).

Meetsonde IMMO107 en IMMO106 bevinden zich beide in de Driesesloot. IMMO107 situeert zich aan de afwateringsconstructie, terwijl IMMO106 zich stroomopwaarts van de Driesesloot bevindt. Station IMMO108 en IMMO109 bevinden zich respectievelijk stroomaf- en stroomopwaarts in de Kalkenvaart (Foto 5).



Foto 5: Links: Meetsonde IMMO107 ter hoogte van de afwateringsconstructie van de Driesesloot. Rechts: Kaart met de locaties van de 4 meetsondes die continue de waterkwaliteit monitoren (©Google Maps).

2.2.4 Meetfrequentie en timing

De periode van stroomopwaartse vismigratie is soortspecifiek en kan het hele jaar rond plaatsvinden. Daarom werd ervoor gekozen om de metingen over een heel jaar te spreiden. De metingen vonden plaats in de maanden februari, maart, april, mei, augustus, september, oktober en november. In deze maanden werd om de andere week twee aaneensluitende dagen gevist: een dag om na te gaan hoeveel vis de Driesesloot opzweemt onder het huidige beheer (i.e. T0 situatie: sluis enkel open tijdens afvoer) en een dag waarbij de terugslagklep van de afwateringsconstructie werd opengezet bij zowel afgaand tij als opkomend tij en de schuif op 10 cm stond (i.e. T1 situatie). Ook werden er vier metingen gedaan waarbij drie aaneensluitende dagen werd gevist. Op de derde dag werd dezelfde opstelling als bij T1 gehanteerd, maar werd de schuif op 20 cm gezet (i.e. T2 situatie).

In totaal werd op 13 weken twee dagen per week en op vier weken drie dagen per week metingen uitgevoerd. Dit leverde 17 metingen op voor zowel T0 als T1 en vier metingen voor T2. Een meting omvat zowel vloed als eb, dit wil zeggen dat een meting start bij opkomend tij wanneer de Zeeschelde aan de onderkant van de terugslagklep staat, en eindigt bij afgaand tij wanneer de Zeeschelde terug aan de onderkant van de klep staat.

Omdat de metingen afhankelijk zijn van het moment waarop het laagwater is, is op basis van de astronomische getijvoorspellingen voor Wetteren nagegaan op welke dagen staalnames mogelijk zouden zijn. Een overzicht van de dagen waarop metingen werden uitgevoerd is terug te vinden in Tabel 1.

Tabel 1: Een overzicht van de dagen waarop staalnames werden uitgevoerd. De allereerste staalnamen (0) was om de proefopstelling te testen, en werd niet opgenomen in de dataverwerking.

Staalnamen	Datum	Beheer	Staalnamen	Datum	Beheer
0	20/09/2022	T1	10	30/05/2023	T1
	21/09/2022	T0		31/05/2023	T0
1	3/10/2022	T1	11	24/07/2023	T0
	4/10/2022	T0		25/07/2023	T1
2	13/10/2022	T1	12	7/08/2023	T0
	14/10/2022	T0		8/08/2023	T1
3	3/11/2022	T1		9/08/2023	T2
	4/11/2022	T0	13	23/08/2023	T0
4	7/11/2022	T0		24/08/2023	T1
	8/11/2022	T1		25/08/2023	T2
5	1/02/2023	T1	14	6/09/2023	T0
	2/02/2023	T0		7/09/2023	T1
6	13/02/2023	T1		8/09/2023	T2
	14/02/2023	T0	15	19/09/2023	T1
7	16/03/2023	T1		20/09/2023	T0
	17/03/2023	T0		21/09/2023	T2
8	28/03/2023	T1	16	25/09/2023	T0
	29/03/2023	T0		26/09/2023	T1
9	26/04/2023	T0			
	27/04/2023	T1			



2.3 DATA-ANALYSES

De vangsten werden gestandaardiseerd door het aantal te delen door de geviste tijd zodoende een catch per unit effort (CPUE) te bekomen. Door variatie in het getij verschilde namelijk de vistijd tussen de proeven. Bovendien verschilt de geviste tijd ook tussen instroom en uitstroom (Tabel 2). Vervolgens werd het aantal vissen per uur en soortenaantal per uur vergeleken tussen de verschillende beheertypes (T0/T1/T2). Om het effect van de beheertypes op deze parameters te bepalen, werd een gepaarde t-test gebruikt wanneer de parameter normaal verdeeld was voor elk beheertype en de data homogene varianties had. Wanneer niet aan deze voorwaarden werd voldaan, werd het effect van het beheertype op de parameter geanalyseerd met een niet-parametrische gepaarde Wilcoxon rank-sum test. Om het effect van de in- en uitstroom te achterhalen werd op dezelfde manier te werk gegaan. Om de invloed van de schuifopening te achterhalen werden T1 en T2 met elkaar vergeleken. Voor deze vergelijking werd voor T1 enkel staalnames gebruikt waar ook een T2 werd uitgevoerd (nl: 12, 13, 14, 15; Tabel 1).

Daarnaast werd per soort het aantal per uur over de gehele meetperiode geplot samen met de temperatuurmetingen van meetsonde IMM0107. Dit stelt ons in staat om migratieperiodes per soort te achterhalen. Om de lengteklassen tussen in- en uitstroom onder alternatief beheer visueel te vergelijken, werd per soort een lengtefrequentie plot opgesteld.

Om veranderingen in de visgemeenschappen ten gevolge van het beheer vast te stellen, werd multivariate statistiek toegepast. Hiervoor werd de relatieve abundantie berekend waarna de Bray-Curtis dissimilariteitsmatrix werd geconstrueerd. Niet-metrische multidimensionale schaling (NMDS) werd toegepast om patronen van dissimilariteit in de visgemeenschap tussen huidig (T0) en alternatief (T1) beheer te visualiseren en te evalueren.

Om te testen of het type van beheer een significant verschillende visgemeenschap veroorzaakt, werd een permutatie multivariate variantieanalyse (PERMANOVA) gebruikt. De p-waarde werd verkregen uit 999 permutaties. Vervolgens werd een similariteitspercentageanalyse (SIMPER) uitgevoerd om te bepalen welke soorten het meest bijdragen aan het verschil in visgemeenschap tussen de twee beheertypes.

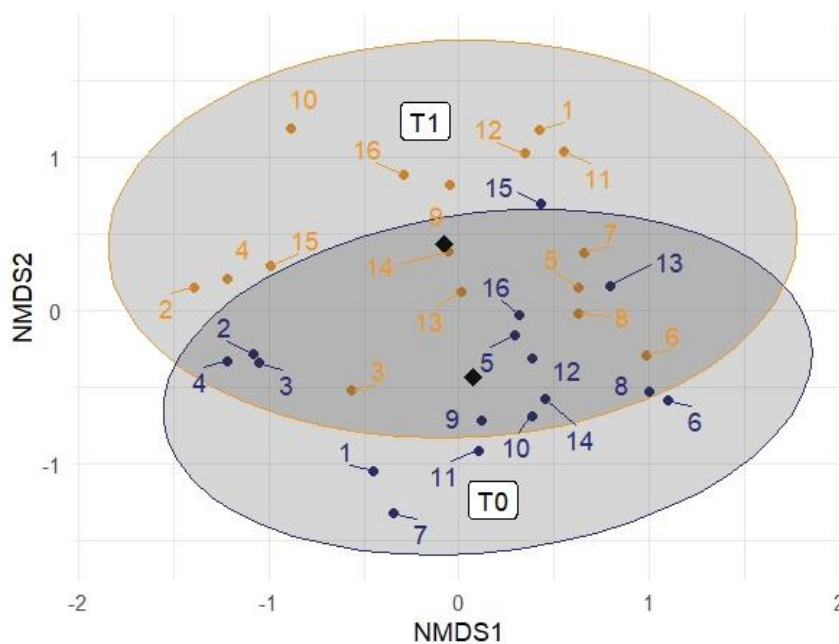
Tot slot werden ook de waterkwaliteitsparameters voor de verschillende meetstations geplot doorheen heel de meetperiode. Omdat deze parameters gecorreleerd zijn aan elkaar, werd aan de hand van PCA twee nieuwe niet-gecorrleerde parameters gecreëerd. Deze twee parameters werden door middel van een gepaarde t-test of Wilcoxon rank-sum test vergeleken tussen huidig (T0) en alternatief beheer (T1).



3 RESULTATEN

3.1 EFFECT VAN ALTERNATIEF BEHEER OP HET VISBESTAND (T1 VS T0)

De PERMANOVA uitgevoerd op de Bray-Curtis dissimilariteitsmatrix van de visgemeenschapssamenstelling van het huidig (T0) en alternatief (T1) beheer is significant verschillend ($p = 0,001$, Globale $R^2 = 0,73$). Zoals geïllustreerd wordt door de clusters in de NMDS-plot (stress = 16,4%), vertonen de gemeenschappen wel enige overlap. Bovendien geeft deze NMDS-plot ook de hoge variabiliteit weer binnen elk beheer type. Deze variabiliteit wordt mede veroorzaakt door de periode waarin de staalnamen gebeurde ($p = 0,004$, Globale $R^2 = 0,57$) (Figuur 2).

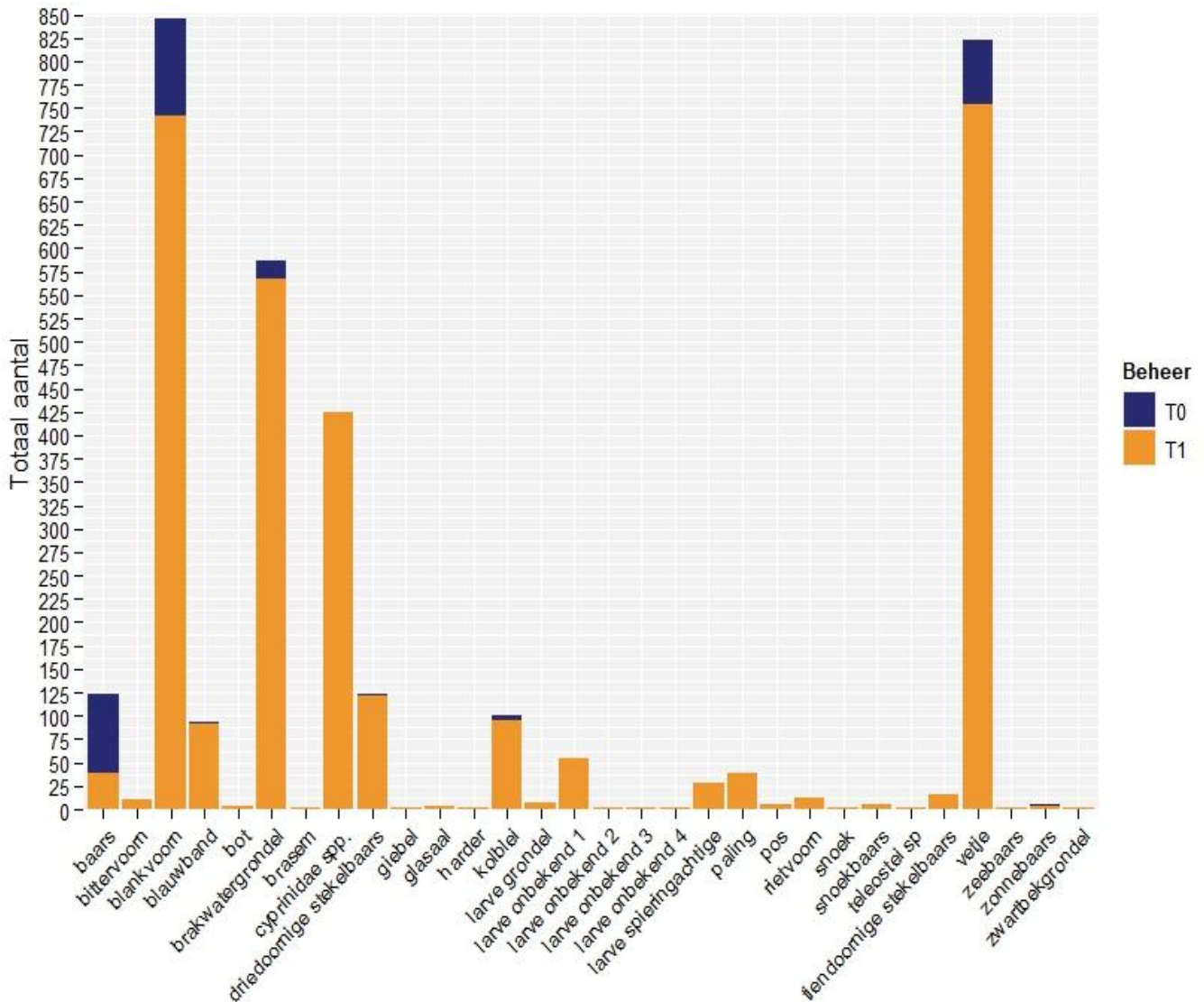


Figuur 2: NMDS plot van de visgemeenschappen (cirkels). Zwarte ruit geeft de gemiddelde samenstelling van de bijhorende gemeenschap weer. De cijfers geven de nummer van de staalnamen weer in geel en blauw voor respectievelijk alternatief beheer (T1) en huidig beheer (T0).

De SIMPER-analyse toonde aan dat het algemeen verschil in visgemeenschapssamenstelling tussen de twee beheertypes 89% bedraagt. Figuur 3 met de absolute abundantie per soort vat de verschillen in soortensamenstelling samen. In deze figuur valt meteen op dat er zowel meer soorten als aantallen gevangen werden bij het alternatief beheer (T1). Ook blijkt uit de SIMPER-analyse dat gemiddeld meer individuen per soort werden gevangen bij T1. Enkel baars (*Perca fluviatilis*) was abundanter onder het T0 scenario. Echter, binnen deze T0 metingen werden maar 11 van de 39 baarzen gevangen bij uitstroom. De soorten die de grootste bijdragen leverden aan het verschil tussen de gemiddelde visgemeenschappen bij verschillende beheertypes zijn vetje (*Leucaspius delineatus*) (25%), brakwatergrondel (*Pomatoschistus microps*) (19%), blankvoorn (*Rutilus rutilus*) (18%), blauwband (*Pseudorasbora parva*) (8%) en driedoornige stekelbaars (*Gasterosteus aculeatus*) (7%). De vangst bij T1 bevatte zowel glasaal ($n = 3$) als gele paling ($n = 38$), twee levensstadia van paling. Bovendien werden bij T1 ook vislarven gevangen van zeven verschillende vissoorten, waaronder bot, haringachtigen en grondellarven (*Gobiidae*) (Foto 6). Bij T0 werden geen vislarven noch palingen gevangen (Figuur 3). Bovendien werden op enkele driedoornige stekelbaarzen na, geen diadrome vissoorten gevangen bij huidige beheer (T0), maar wel bij het alternatief beheer (T1).

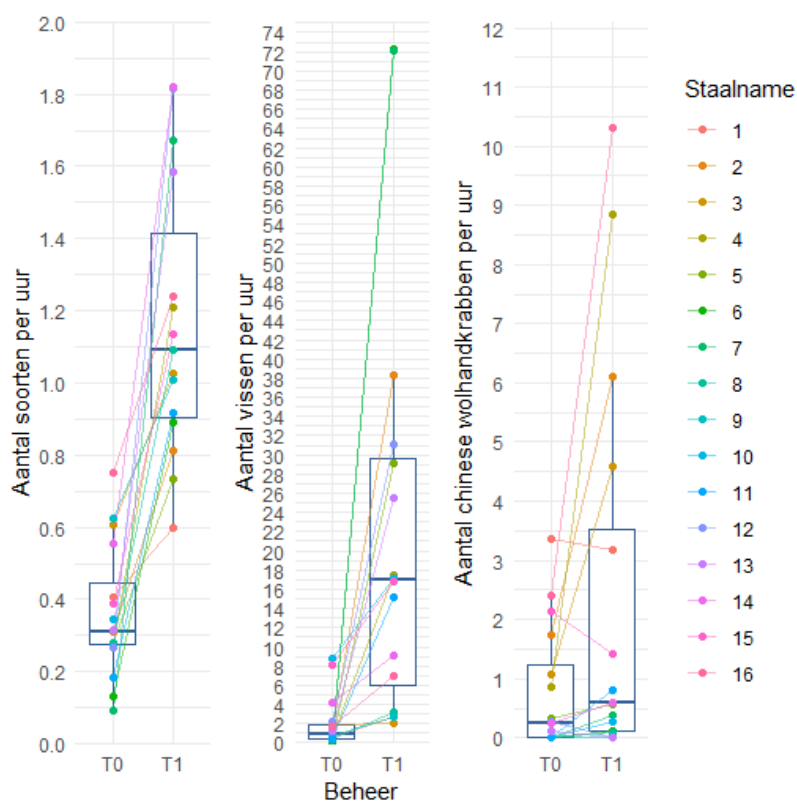


Echter was het aantal gevangen Chinese wolhandkrabben bij alternatief beheer (T1) significant hoger dan bij huidig beheer (T0) (Wilcoxon-test, $p = 0.02$). De gemiddelde CPUE bij alternatief beheer (T1) was 2,33 Chinese wolhandkrabben per uur (SD: 3,36; range: 0 – 10,31) wat bijna drie keer hoger is dan de gemiddelde CPUE van het huidig beheer (T0) van 0,78 krabben per uur (SD: 1,07; range: 0 – 3,38) (Figuur 4: rechts).



Figuur 3: Overzicht van de vangstaantallen per soort onder de twee geteste beheertypes, namelijk T0 (huidig beheer) en T1 (alternatief beheer). Wanneer een organisme niet tot op soortniveau geïdentificeerd kon worden, werd de soortgroep bepaald en 'sp' (species) toegevoegd. De niet te determinerende soorten zijn in deze figuur altijd juveniele. Botlarven ($n \pm 3000$) werden gevangen onder het T1 scenario, maar zijn niet weergegeven om de figuur overzichtelijk te houden.

Onder het T0-scenario was de CPUE gemiddeld 0,9 vissen per uur (SD: 2,7; range: 0,1 – 8,8), terwijl dit onder het T1-scenario 17 keer hoger lag met gemiddeld 21,8 vissen per uur (SD: 22,7, range: 2,1– 72). De CPUE van het alternatief beheer (T1) was dan ook significant hoger dan het huidig beheer (T0) (Wilcoxon-test, $p = 0.0002$) (Figuur 4:midden). Daarnaast werden ook significant meer soorten per uur gevangen bij het alternatief beheer (T1) (t-test, $p < 0.0001$). Het T1-scenario had gemiddeld 1,2 soorten per uur (SD: 0,4; range: 0,6– 1,8). Dit ligt 3 keer hoger dan het huidig beheer (T0) met gemiddeld 0,4 soorten per uur (SD: 0,2; range: 0,1– 0,8) (Figuur 4: links).



Figuur 4: Boxplot van de vergelijking tussen huidig beheer (T0) en alternatief beheer (T1) voor het aantal soorten per uur (links) , het aantal vissen per uur (midden) en het aantal Chinese wolhandkrabben per uur (rechts).



Foto 6: Variatie aan gevangen levensstadia. Van links naar rechts: Adulte snoekbaars (*Sander lucioperca*); vislarven; botlarven (*Platichthys flesus*) in glasaalfuik (witte vlekjes)

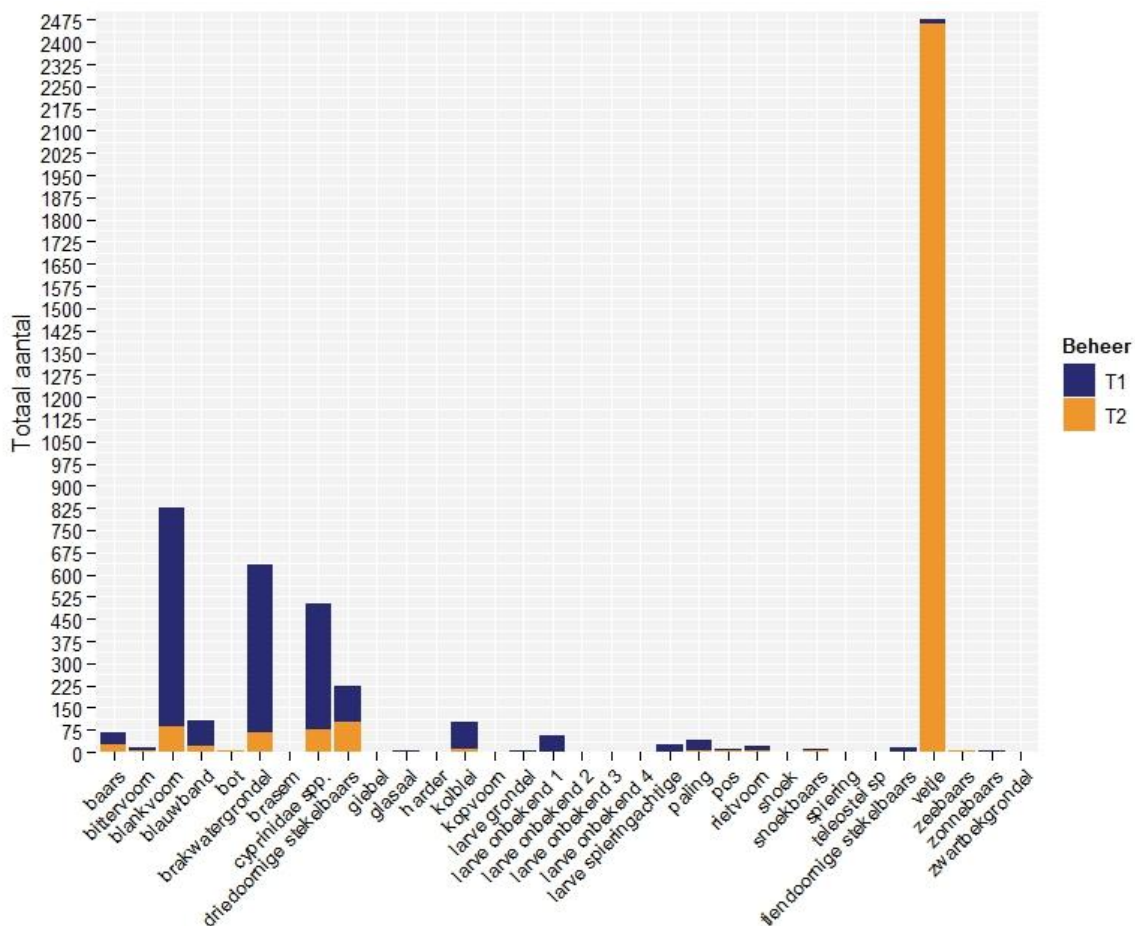


3.1.1 Invloed van de schuifopening op de effectiviteit

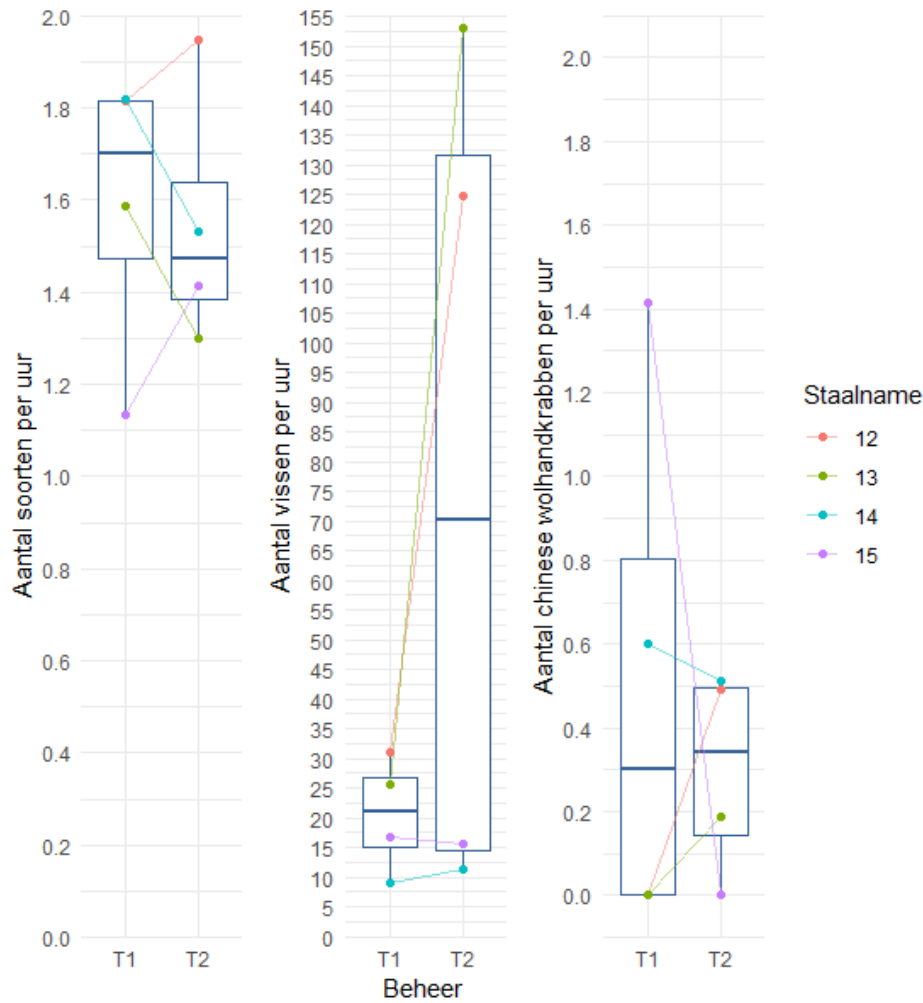
Met een schuifopening van 20 cm (T2) was de CPUE gemiddeld 76,2 vissen per uur (SD: 73,3; range: 11,3 – 152,9). Dit is meer dan drie keer hoger dan een schuifopening van 10 cm met gemiddeld 20,7 vissen per uur (SD: 9,7, range: 9,1– 31,1). Echter door de grote variatie is de CPUE niet significant hoger onder het 20 cm schuifopening (T2) vergeleken met 10 cm schuifopening (T1) (Wilcoxon-test, $p = 0,13$) (Figuur 6: midden).

Als we kijken naar specifieke soorten, werd met een schuifopening van 20 cm (T2) drie keer zoveel vetjes ($n = 2460$) gevangen als bij een schuifopening van 10 cm (T1) ($n = 754$). Kolblei (*Blicca bjoerkna*) werd 12 keer meer gevangen bij 10 cm dan bij 20 cm opening. Ook blankvoorn en brakwatergrondel werden vaker gevangen bij 10 cm opening, namelijk 8 keer meer (Figuur 5). Ook voor Chinese wolhandkrabben is er geen significant verschil tussen 20 cm (T2) en 10 cm (T1) schuifopening (t-test, $p = 0,60$). Bij 10 cm bedroeg CPUE gemiddeld 0,5krabben per uur (SD: 0,67; range: 0– 1,41) en bij 20 cm gemiddeld 0,3 krabben per uur (SD: 0,67; range: 0-0,51) (Figuur 6: links).

Het gemiddeld aantal soorten per uur was vergelijkbaar en dus niet significant verschillend (t-test, $p = 0,60$) tussen 20 cm (T2) en 10 cm (T1) schuifopening met respectievelijk 1,6 soorten per uur (SD: 0,3; range: 1,3– 2,0) en 1,6 soorten per uur (SD: 0,3; range: 1,1– 1,8) (Figuur 6: rechts).



Figuur 5: Overzicht van de vangstaantallen per soort onder twee geteste schuifopeningen, namelijk 10 cm (T1) en 20 cm (T2). Wanneer een organisme niet tot op soortniveau geïdentificeerd kon worden, werd de soortgroep bepaald en 'sp' (species) toegevoegd. De niet te determinerende soorten zijn in deze figuur altijd juveniele. Botlarven werden gevangen bij zowel T1 als T2, maar zijn niet weergegeven om de figuur overzichtelijk te houden.

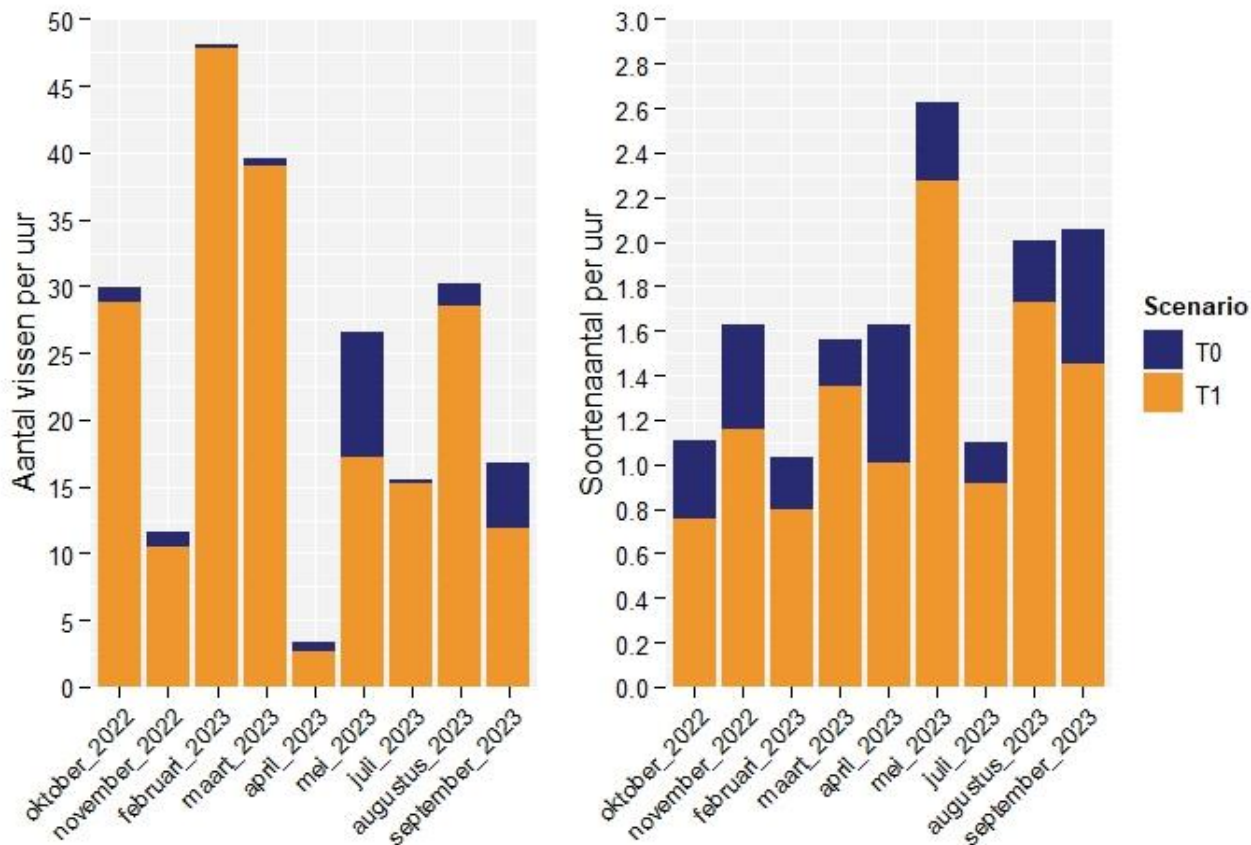


Figuur 6: Boxplot van de vergelijking tussen alternatief beheer met 10 cm schuifopening (T1) en 20 cm schuif opening (T2) voor het aantal vissen per uur (midden), het aantal soorten per uur (links) en het aantal chinese wolhandkrabben per uur (rechts).

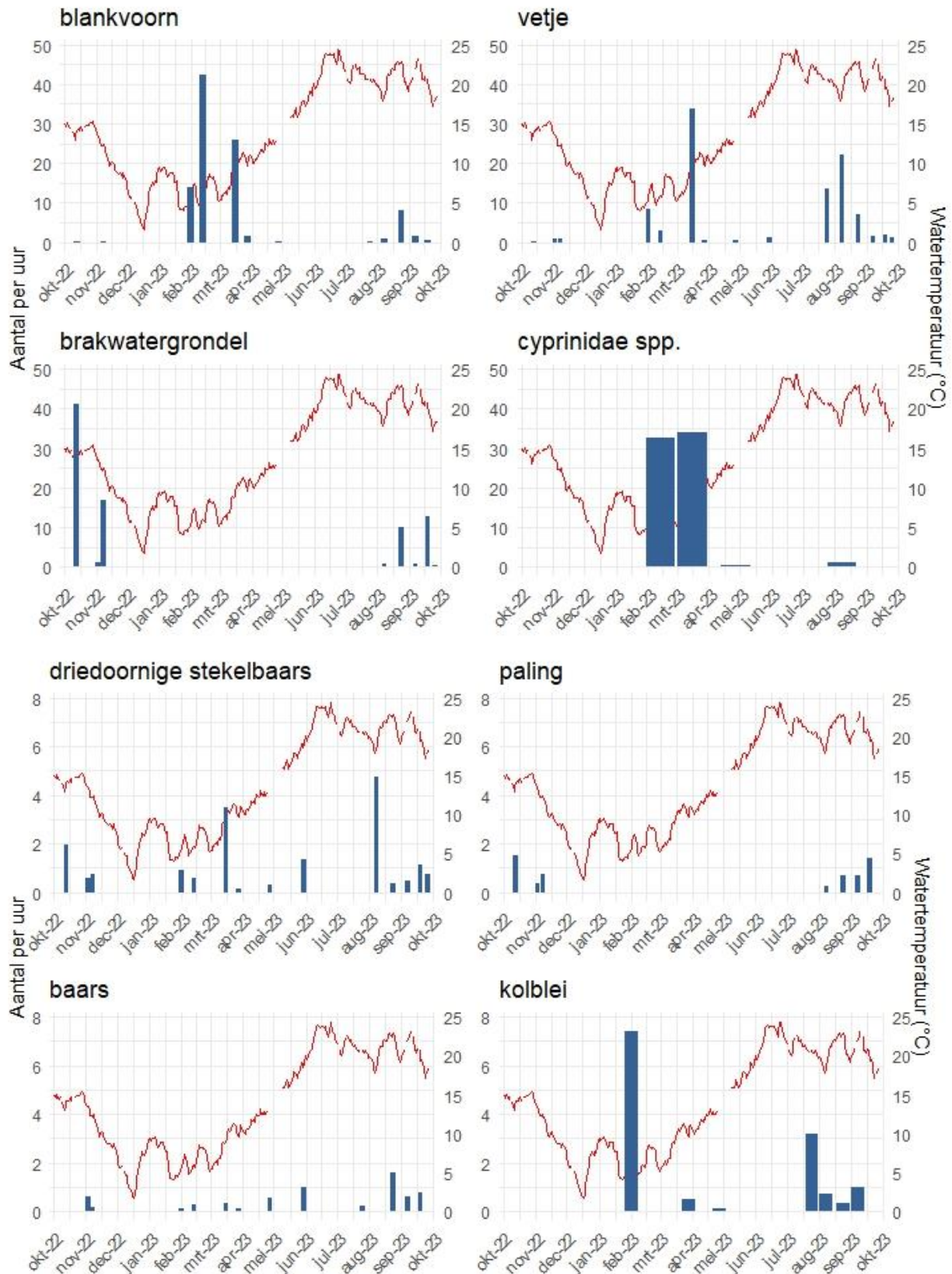
3.1.2 Invloed van de meetperiode op de effectiviteit

In februari en maart werd het hoogste aantal vis per uur gevangen bij het alternatief beheer (T1), terwijl in deze maanden ten opzichte van andere maanden minder soorten per uur werd gevangen (Figuur 7). De hoge waarden voor februari en maart komen overeen met de migratie piek van juveniele cypriniden spp., blankvoorn, kolblei en vetje. Bovendien vertoonden deze soorten, op de juveniele cypriniden spp na, een tweede migratie piek in het najaar. Gele paling en brakwatergrondel werden enkel geobserveerd in het najaar. Baars en driedoornige stekelbaars hadden geen uitgesproken migratie periode (Figuur 8). Bij het huidig beheer (T0) werden de hoogste aantallen in mei gevangen (Figuur 7).





Figuur 7: Weergaven per maand van het aantal vissen per uur (links) en het soorten aantal per uur (rechts) voor huidig (T0) en alternatief beheer (T1).



Figuur 8: Per soort waarvan $n > 15$, het aantal per uur doorheen de meetperiode gecombineerd met de watertemperatuur van de Driesesloot (Station = IMMO107).

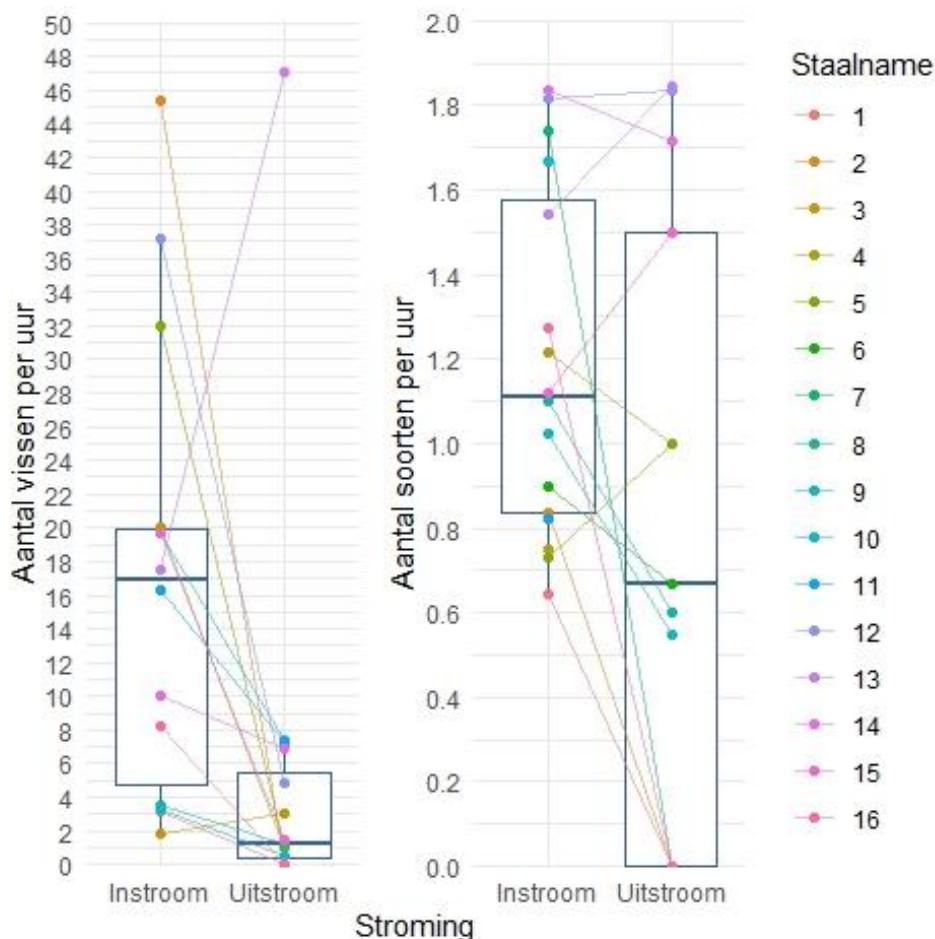


3.2 MIGRATIE TEGEN DE STROOM VS SGT

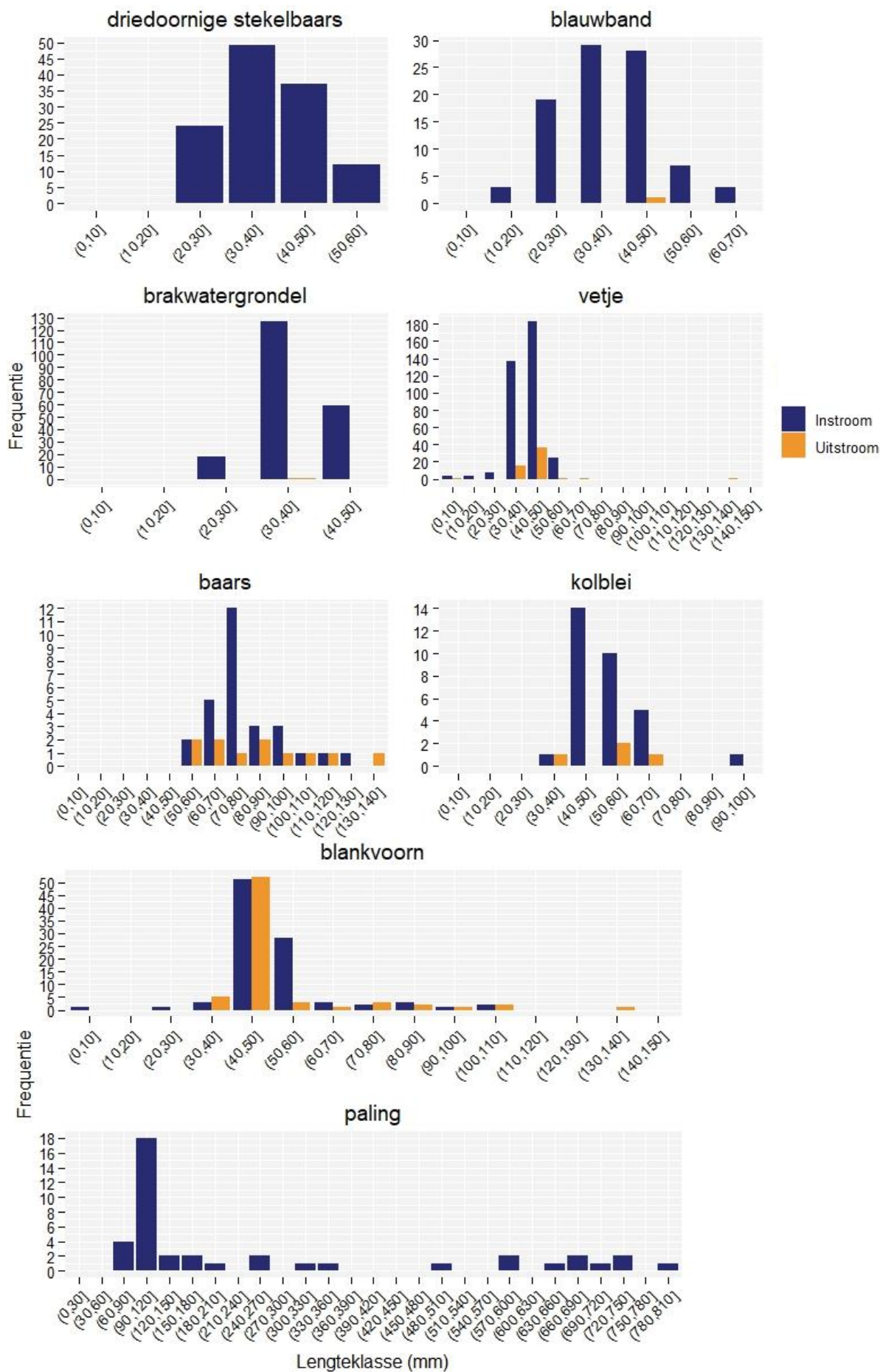
3.2.1 Vergelijking van het visbestand bij instromend en uitstromend water bij alternatief beheer (T1).

Bij instromend water was de CPUE gemiddeld 26,7 vissen per uur (SD: 29,3; range: 1,9-100,4). Dit is meer dan vijf keer hoger dan bij uitstromend water met gemiddeld 5,2 vissen per uur (SD: 11,4; range: 0– 47,1). Ondanks de grote variatie is de CPUE significant hoger bij instromend water (Wilcoxon-test, $p = < 0.01$) (Figuur 9: links).

De soorten driedoornige stekelbaars, bittervoorn (*Rhodeus amarus*), brasem (*Abramis brama*), cyprinidae spp., gibel (*Carassius gibelio*), harder (*Mugilidae sp.*), pos (*Gymnocephalus cernua*), snoek (*Esox lucius*), tiendoornige stekelbaars (*Pungitius pungitius*), zeebaars (*Dicentrarchus labrax*), snoekbaars (*Sander lucioperca*) en paling werden enkel gevangen bij instroom. Echter is het gemiddeld aantal soorten per uur vergelijkbaar (Wilcoxon-test, $p = 0,60$) tussen in- en uitstroom met respectievelijk 1,3 soorten per uur (SD: 1,4; range: 0– 5,3) en 1,2 soorten per uur (SD: 0,4; range: 0,6– 1,8) (Figuur 9: rechts).



Figuur 9: Boxplot van de vergelijking tussen instromend en uitstromend water bij alternatief beheer (T1) voor het aantal vissen per uur (links) en het aantal soorten per uur (rechts).



Figuur 10: Per soort waarvan n > 8, de lengtefrequentie verdeling bij in- en uitstroom

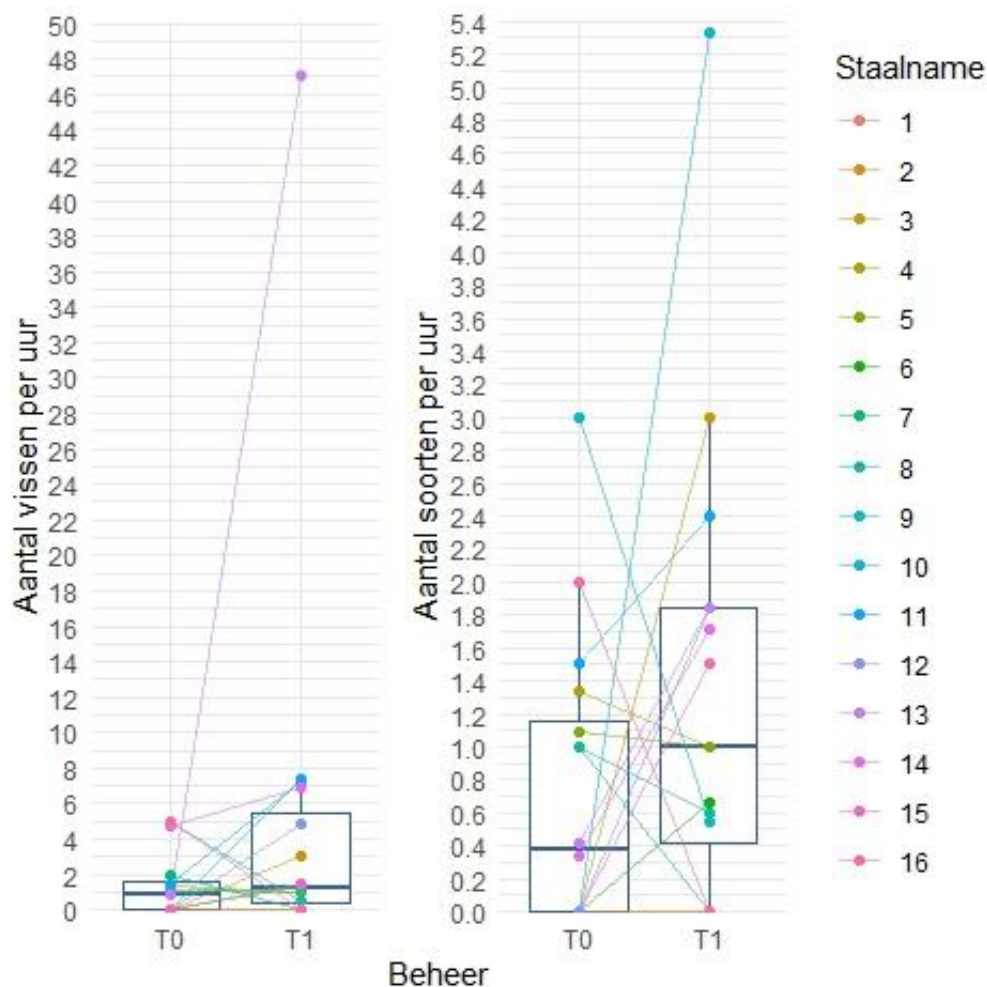


De hogere aantallen vissen gevangen bij instroom valt ook op in Figuur 10. Voor blauwband en brakwatergrondel werd een klein aantal gevangen bij uitstroom, deze gevangen individuen liggen rechts op de lengtefrequentie en zijn dus grotere exemplaren. Zowel bij vetje als blankvoorn is duidelijk te zien dat bij uitstromend water de grootste individuen werden gevangen, al is er ook overlap tussen de lengteverdelingen bij in- en uitstroom voor de kleinere individuen. De allerkleinste individuen werden bij instromend water gevangen. Bij baars een kolblei is de spreiding van de lengtefrequentie verdelingen gelijkaardig voor in- en uitstroom.

3.2.2 Vergelijking van het visbestand bij huidig (T0) en alternatief beheer (T1) bij uitstromend water.

Bij uitstromend water was de CPUE onder huidig beheer (T0) gemiddeld 1,4 vissen per uur (SD: 1,9; range: 0 – 5,0), terwijl dit onder het alternatief beheer (T1) meer dan 3 keer hoger lag met gemiddeld 5,2 vissen per uur (SD: 11,5, range: 0– 47,1). De CPUE van het alternatief beheer (T1) was niet significant hoger dan het huidig beheer (T0) (Wilcoxon-test, $p = 0.08$) (Figuur 11: links).

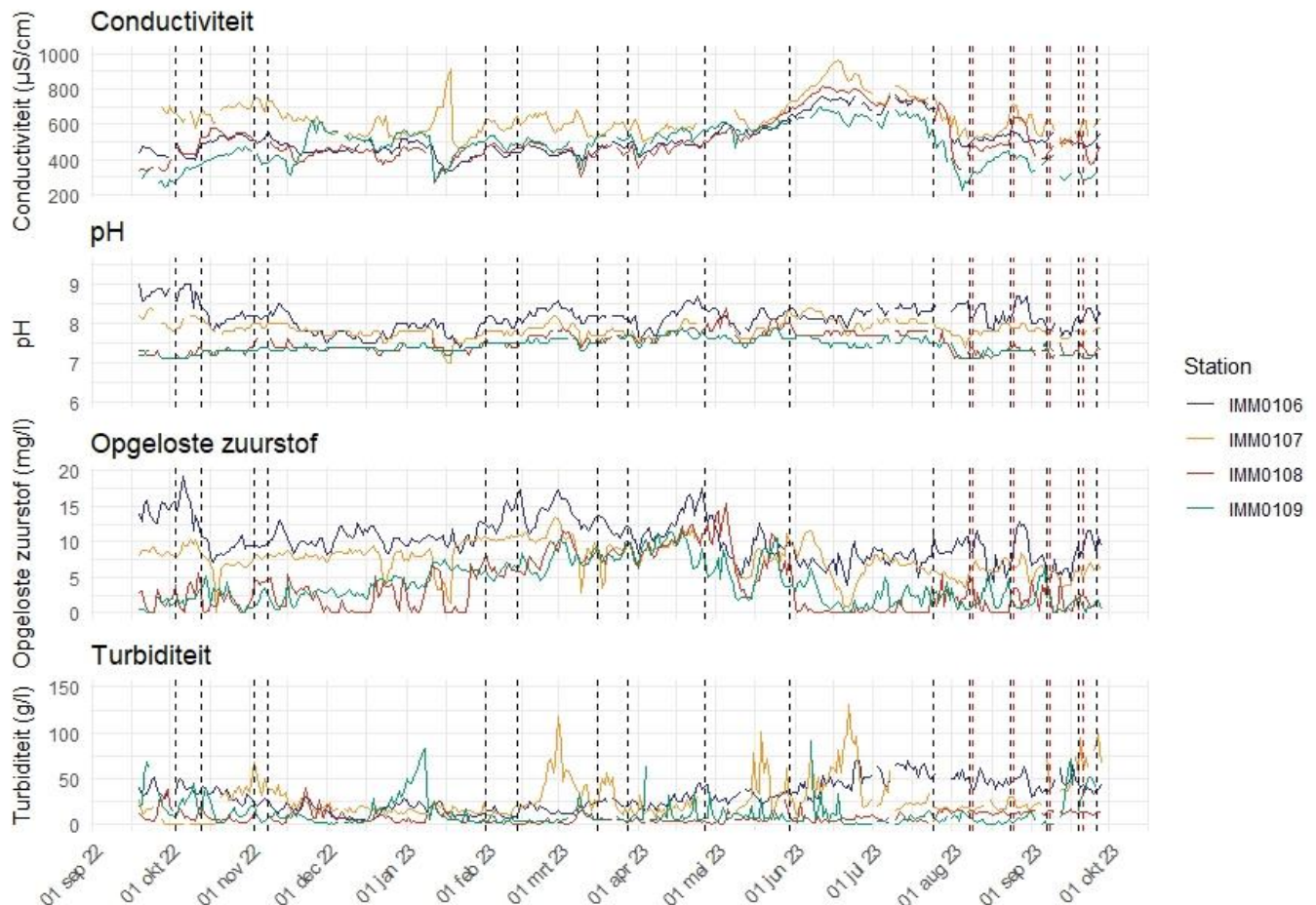
Daarnaast is ook het aantal soorten per uur niet significant hoger bij het alternatief beheer (T1) (Wilcoxon-test, $p = 0.07$). Het T1-scenario had gemiddeld 1,3 soorten per uur (SD: 1,4; range: 0– 5,3). Het huidig beheer (T0) heeft gemiddeld 0,7 soorten per uur (SD: 0,9; range: 0– 3,0) (Figuur 11: rechts).



Figuur 11: Boxplot van de vergelijking tussen huidig beheer (T0) en alternatief beheer (T1) voor het aantal vissen per uur (links) en het aantal soorten per uur (rechts) bij uitstromend water.

3.3 EFFECT VAN ALTERNATIEF BEHEER OP DE WATERKWALITEIT

Voor alle waterkwaliteit parameters, namelijk conductiviteit, pH, opgeloste zuurstof en turbiditeit is er een grote fluctuatie doorheen de tijd waar te nemen. Deze fluctuatie is ook aanwezig in de maanden waarin geen experimenten werden uitgevoerd en het water dus beheerd werd onder de T0-situatie. De T1-scenarios lijken geen invloed uit te oefenen op de bestaande fluctuaties (Figuur 12).



Figuur 12: Weergaven van de waterkwaliteit doorheen de proefperiode per meetstation. Verticale stippellijnen geven de dagen weer waarop Schelde water werd binnengelaten in de Driesesloot (T1/2). Zwarte lijnen = T1; rode lijnen = T2.

3.3.1 **Vergelijking van de waterkwaliteit bij huidig en alternatief beheer bij de afwateringsconstructie.**

Ter hoogte van de afwateringsconstructie werden de waterkwaliteit van het T0- en T1-scenario met elkaar vergeleken. De parameters pH en conductiviteit ($r = 0,83$) en de parameters turbiditeit en opgeloste zuurstof ($r = -0,46$) waren gecorreleerd met elkaar.

Bij het T1-scenario was de opgeloste zuurstof gemiddeld 7,9 mg/l (SD: 1,9; range: 4,8-10,8). Het T0-scenario heeft vergelijkbare waarden met gemiddeld 7,9 mg/l (SD: 1,8; range: 5,1– 10,9). Deze gemiddeldes zijn niet significant verschillend van elkaar (t-test, $p = 0,93$).



De turbiditeit was onder het T1-scenario gemiddeld 32 g/l (SD: 28; range: 0-90). Dit is vergelijkbaar met het T0 scenario met gemiddeld 33 g/l (SD: 29; range: 0– 95). Deze gemiddeldes zijn niet significant verschillend van elkaar (t-test, $p = 0,35$).

Voor de conductiviteit was onder het T1-scenario gemiddeld 644 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (SD: 83; range: 512-767). Dit is vergelijkbaar met het T0 scenario met gemiddeld 622 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (SD: 69; range: 520– 752). Deze gemiddeldes zijn niet significant verschillend van elkaar (t-test, $p = 0,18$).

De pH was onder het T1 scenario gemiddeld 7,9 (SD: 0,2; range: 7,6-8,3). Dit is gelijkaardig aan het T0 scenario met gemiddeld 7,9 (SD: 0,2; range: 7,6– 8,2). Deze gemiddeldes zijn niet significant verschillend van elkaar (t-test, $p = 0,72$).



4 DISCUSSIE

4.1 HET GUNSTIG EFFECT VAN WATER BINNEN LATEN (T1-SITUATIE)

Eerder onderzoek toonde aan dat een constructie van terugslagkleppen de habitatconnectiviteit voor vissen met meer dan 50% reduceert, met habitat verlies tot gevolg (Vermeersch *et al.*, 2021). Dit zorgt ervoor dat bepaalde vissoorten (vb. diadrome soorten zoals paling en bot) verdwijnen, maar ook dat de ecologische waarde van het gebied daalt (Smit *et al.*, 1997; Vermeersch *et al.*, 2021). Het herstel van deze connectiviteit draagt dan ook bij aan een verhoogde biodiversiteit (Greene *et al.*, 2012). Dit werd bevestigd met ons onderzoek waarbij het soortenaantal en aantal individuele vissen (per uur) respectievelijk 3 en 17 keer hoger lag bij het alternatief beheer (i.e. terugslagkleppen staan open; T1) dan bij het huidig beheer (i.e. normaal gebruik van de terugslagkleppen; T0).

Deze verschillen worden ook weerspiegeld in de visgemeenschap waarbij het alternatief beheer een veel diverse gemeenschapssamenstelling kan realiseren dan het huidig beheer. Soorten die enkel voorkomen bij het alternatief beheer (T1) zijn: bot, brasem, gibel, harder, pos, rietvoorn, snoek, snoekbaars, tiendoornige stekelbaars, zeebaars, zwartbekgrondel en paling. Van paling werden twee levensstadia gevangen, namelijk glasaal (n = 3) en gele paling (n = 38). Opmerkelijk is dat er enkel diadrome soorten werden gevangen bij het alternatief beheer (T1). Bovendien werd ook enkel bij het alternatief beheer (T1) vislarven gevangen. De vislarven waren van zeven verschillende vissoorten, waaronder bot, haringachtigen en grondels (Foto 6). De soorten die de grootste bijdragen leverden door hun abundantie aan het verschil tussen de gemiddeldes van de visgemeenschappen bij verschillend beheer waren vetje (25%), brakwatergrondel (19%), blankvoorn (18%), blauwband (8%) en driedoornige stekelbaars (7%).

Een verhoogde connectiviteit resulteert niet enkel in een hogere diversiteit en abundantie van inheemse vissoorten, het kan ook de kolonisatie van exoten faciliteren (Kerby *et al.*, 2005). In deze case studie was de instroom van zwartbekgrondel verwaarloosbaar onder de T1-situatie, maar Chinese wolhandkrabben werden significant meer waargenomen. Ook blauwband werd in hogere aantallen gevangen onder de T1-situatie. Welke exoten alsook het aantal zijn waarschijnlijk locatie-afhankelijk, maar het is aan te raden om maatregelen te nemen indien mogelijk, zoals het plaatsen van krabbensleuven. Daarenboven is een goed functionerend ecosysteem met inheemse soorten meer robuust tegen de kolonisatie van invasieve exoten (Verhelst *et al.*, 2016).

4.1.1 De effectiviteit in functie van de migratie periodes

De CPUE was het hoogst in het voorjaar (februari en maart). Enerzijds door paaimigratie van onder meer blankvoorn en anderzijds door migratie van juveniele vis naar opgroei habitat. Een tweede migratiepiek deed zich voor in het najaar (september, oktober) waarbij zowel witvis als paling en brakwatergrondel werden gevangen. Andere vissen werden heel het jaar door gevangen. De aanwezigheid van verschillende migratie types geeft het grote potentieel weer van de Driesesloot en Kalkense vaart als paai-, foerageer en opgroei habitat. Het bevestigd daarmee ook verschillende vissoorten kleine waterlopen op regelmatige basis opzwemmen om te foerageren. Door deze verschillende migratie/vangst patronen is het aan te raden om heel het jaar stroomopwaartse migratie te voorzien. Indien dit niet mogelijk is, wordt er best gefocust op het voor- en najaar.



4.1.2 Optimalisatie van schuifopeningen

Het positief effect van een grotere schuifopening (T2 situatie) kon niet worden uitgesloten in deze studie door de kleine steekproef en de grote variatie van het T2-scenario. In eerder uitgevoerd onderzoek werd wel vastgesteld dat hoge inwateringsvolumes (i.e. schuifopening) verschillende soorten met verschillende stromings-, paai- en voedingsvoorkeuren ten goede komt (van de Wolfshaar *et al.*, 2011). Bovendien geeft een grotere schuifopening ook grotere vissen de kans om stroomopwaarts te migreren.

4.1.3 Het belang van selectief getijden transport

In getijdegebieden maken veel vissen gebruik van SGT om zich in een bepaalde richting voort te bewegen. Dit was ook het geval voor de vismigratie in de Driesesloot, waarbij het aantal vissen per uur vijf keer hoger lag bij instromend water (i.e. SGT) dan bij uitstromend water (i.e. actieve migratie). Deze resultaten zijn in lijn met eerder uitgevoerd onderzoek op de Bergenmeersen en zoetwatergetijden gebied niet ver van de Driesesloot, waar 75% van de waargenomen soorten passief het gebied intrekt (Vermeersch *et al.*, 2021).

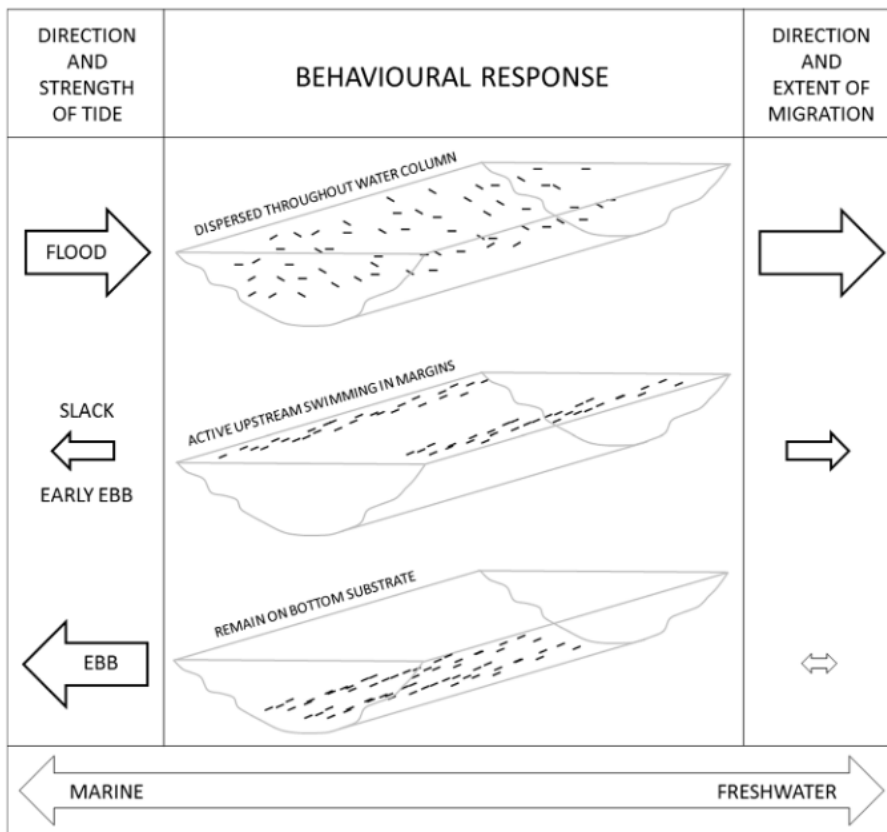
Wanneer het migratiegedrag van vissen verandert van SGT naar actieve stroomopwaartse migratie is niet gekend, maar het experimenteel onderzoek van Trancart *et al.* (2014) toonde aan dat deze verandering in migratiegedrag plaatsvindt bij oudere grotere vissen en niet binnen het eerste levensjaar van een vis. Waarschijnlijk werden daarom meer juveniele en kleine soorten gevangen bij instromend water. Zowel bij blauwband, brakwatergrondel, vetje als blankvoorn werden de allerkleinste individuen, alsook vissenlarven, gevangen bij instromend water. Voor vetje en blankvoorn werden de grootste individuen bij uitstromend water gevangen. Voor blauwband en brakwatergrondel werden zowel bij in- als uitstroom de grootste individuen gevangen. Bij baars en kolblei is de spreiding van de lengtefrequentie verdelingen gelijkaardig voor in en uitstroom, al kan dit ook komen door een gebrek aan data van juveniele vissen van deze soort.

Ondanks dat de soorten driedoornige stekelbaars, bittervoorn, brasem, cyprinidae spp., gibel, harder, pos, snoek, tiendoornige stekelbaars, zeebaars, snoekbaars en paling enkel werden gevangen bij instromend water kon er in deze studie geen verschil in soortenaantal per uur worden aangetoond. Waarschijnlijk is dit het gevolg van de grote variatie bij instromend water. Aangezien SGT vooral door juveniele en kleine vissen wordt toegepast, heeft het faciliteren van deze migratievorm een zeer gunstig effect op de vispopulaties.

Om SGT te faciliteren, dient men rekening te houden met het mechanisme van dit type migratie. Harrison *et al.* (2014) beschreef het mechanisme voor SGT toegepast door glasaal zoals weergegeven in Figuur 13: tijdens vloed verspreiden glasalen zich door de waterkolom en migreren ze passief stroomopwaarts, waarbij ze profiteren van de vloedstroom. Wanneer het tij keert, bewegen de glasalen naar de randen en zwemmen ze actief stroomopwaarts gedurende een korte periode, totdat de stroomsnelheid hun duurzame zwemvermogen overstijgt. Bij eb zoeken de glasalen de bodem op en blijven ze op of in het substraat om hun positie in het estuarium te handhaven en te voorkomen dat ze stroomafwaarts worden meegenomen door de ebstroom en de rivierstroming.

Het is essentieel om de hoogte van de instroomopening nauwkeurig af te stemmen op het gemiddelde moment van eb en vloed. Op deze manier wordt voorkomen dat er een discrepantie ontstaat tussen de positie in de waterkolom van de juveniele vissen en het gedrag tijdens het SGT, om zo de beste omstandigheden te waarborgen. Deze bevindingen zijn in lijn met eerder onderzoek van het INBO aan de vismigratieschuif Maertensas, waar met een zeer beperkt tijdsvenster rond gelijke waterstand en dicht bij laagtij, zeer veel vis (vnl. glasaal) vanuit de Noordzee stroomopwaarts kan migreren (Vandamme *et al.*, 2020).





Figuur 13: De werking van selectief getijden transport (SGT) bij glasaal. (bron: Harrison *et al.* (2014))

4.1.4 Het effect van langere tijdsvensters voor actieve stroomopwaartse migratie

Ondanks de afwezigheid van een continue lokstroom bleek actieve stroomopwaartse migratie wel voor te komen, al was het in veel mindere mate dan SGT. Deze bevindingen liggen in lijn met eerder uitgevoerd onderzoek op de Bergenmeersen (Vermeersch *et al.*, 2021).

Zowel het aantal vissen per uur als het soortenaantal per uur was niet significant hoger voor actieve stroomopwaartse migratie bij het alternatief beheer (T1) dan voor het huidig beheer (T0). De p-waarden bevonden zich echter in het bereik van 0,05 tot 0,10, met respectievelijke waarden van $p = 0,08$ en $p = 0,06$. Dit wordt soms aangeduid als "marginaal significant." Marginaal significante waarden zijn niet strikt significant maar benaderen de drempelwaarde van 0,05. Het is van belang deze waarden te rapporteren, omdat ze kunnen duiden op een trend, maar er niet voldoende statistische kracht is om dit te bevestigen. Hieruit kan worden afgeleid dat het aantal vissen per uur en het soortenaantal per uur mogelijk hoger waren bij actieve stroomopwaartse migratie in het alternatieve beheer (T1) in vergelijking met het huidige beheer. Echter, er is onvoldoende data beschikbaar om dit met zekerheid te stellen. Bovendien werd in het onderzoek van Vermeersch *et al.* (2021) significant hogere aantallen gevangen bij een langere uitstroom.

De hogere aantallen kunnen aantonen dat langere tijdsvensters voor actieve stroomopwaartse migratie ook meer vissen binnenlaten. Daarom is het aan te raden om bij vernieuwingen of toekomstige ontwerpen lichtere terugslagkleppen te gebruiken. Deze zijn geschikter omdat ze sneller openen en trager sluiten,



met als gevolg dat actieve stroomopwaartse migratie langer mogelijk is. HPDE-kleppen krijgen dus de voorkeur op zware metalen-kleppen.

Echter kunnen de hogere aantallen en soorten voor actieve stroomopwaartse migratie bij het alternatief beheer (T1) ook wijzen op een lagere stroomsnelheid van het uitstromend water waardoor soorten met een lage sprintsnelheid en kleinere individuen ook de kans krijgen om actief in de Driesesloot te migreren. De lagere stroomsnelheid wordt veroorzaakt doordat het water niet doorheen de terugslagklep wordt geperst. Deze lagere stroomsnelheid zou ook het voorkomen van kleinere lengteklassen voor vetje en blankvoorn gevangen tijdens de uitstroom van water kunnen verklaren (Figuur 10). Ook in de studie van Vermeersch *et al.* (2021) werd er aangetoond dat een lagere stroomsnelheid een positieve invloed heeft op een wijde range aan soorten die actief stroomopwaarts migreren.

4.2 INVLOED VAN SCHELDE WATER OP DE WATERKWALITEIT

Kenmerkend aan de Schelde is de eeuwenlange ernstige vervuiling. Deze vervuiling bereikte een climax in de jaren 70 met een anoxische zone net boven de zoet- en zoutgrens. Ten gevolge van deze anoxische zone was er een drastische daling in het visbestand van de Zeeschelde waar te nemen (Van Damme *et al.*, 2005). Dankzij vele inspanningen om afvalwater beter te behandelen, verlaagde de vervuilingsgraad op de Schelde en steeg de gemiddelde opgeloste zuurstof (DO) met ongeveer 1 mg/l per decennium. Deze stijging in opgeloste zuurstof wordt ook weerspiegeld in het visbestand die terug toeneemt (Maes *et al.*, 2004, p. 200; Van Damme *et al.*, 2005; Maes, Stevens and Breine, 2007, 2008). Ook diadrome vispopulaties nemen geleidelijk in omvang toe. Zo neemt na lange afwezigheid de verspreiding van de fint (*Alosa fallax*) terug toe in de Zeeschelde (Maes, Stevens and Breine, 2008). Opgeloste zuurstof is dan ook de belangrijkste voorspeller voor de abundantie van vissen (Maes *et al.*, 2004; Maes, Stevens and Breine, 2007)

In deze studie kon geen rechtstreeks verband worden aangetoond tussen de waterkwaliteit en het binnenlaten van schelde water. Ook de gemiddelde zuurstofwaarden was voor beide beheertypes gelijkaardig en boven de grenswaarde van 5mg/l. Echter is het raadzaam bij een permantente waterinlaat of inlaat aan hogere frequentie de waterkwaliteit, waaronder de stikstof-, fosfor-, en saliniteitswaarde te monitoren.



5 CONCLUSIE

Het herstel van connectiviteit door het openen van de terugslagkleppen en water binnen te laten in tijgebonden waterlopen (T1-situatie) draagt bij aan een significant verhoogde soortenrijkdom en abundantie van vissen in vergelijking met het normale gebruik van de kleppen (T0-situatie). Diadrome soorten en larvale vissen bleken uitsluitend de Driesesloot op te trekken wanneer water werd binnen gelaten, wat wijst op het toepassen van SGT. Het voorkomen van deze soorten benadrukt het belang van de connectiviteit tussen de Driesesloot en Zeeschelde om soorten te kunnen voorzien van opgroei habitat en meer weerbare vispopulaties.

Vissen komen vooral in de Driesesloot terecht met de stroming mee en dus door middel van SGT. Het alternatief beheer faciliteert ook een langere tijdspanne om stroomopwaarts te zwemmen en een lagere stroomsnelheid, al was het effect hiervan op het visbestand eerder gering ten opzichte van het SGT.

Verder onderzoek is nodig om het effect van grotere schuifopeningen (T2-situatie) te bevestigen, maar eerdere onderzoeken suggereren dat deze aanpassingen de diversiteit en de grootte van vispopulaties positief kunnen beïnvloeden. Onder andere omdat ze grotere vissen toelaten, bijvoorbeeld adulte vissen van grotere soorten (vb. snoek, brasem en winde) die een beek optrekken om te gaan paaien.

Bovendien wijst het onderzoek op het belang van migratieperiodes, waarbij het voor- en najaar piekmomenten zijn voor vismigratie in functie van paai, foerageren en overwintering. Er zijn ook vissoorten die heel het jaar door werden gevangen. Door deze verschillende vangstpatronen is het aan te raden om heel het jaar door stroomopwaartse migratie te faciliteren. Indien dit niet mogelijk is moet men zich focussen op het voor- en najaar.

Tot slot kon in deze studie geen rechtstreeks verband worden aangetoond tussen de waterkwaliteit en het binnenlaten van schelde water. Echter is het raadzaam bij een permantente waterinlaat of inlaat aan hogere frequentie de waterkwaliteit, waaronder ook de stikstof-, fosfor- en saliniteitswaarde te monitoren.



Referenties

- Beaulaton, L. and Castelnaud, G. (2005) 'THE EFFICIENCY OF SELECTIVE TIDAL STREAM TRANSPORT IN GLASS EEL ENTERING THE GIRONDE (FRANCE)', *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, (378–379), pp. 5–21. Available at: <https://doi.org/10.1051/kmae:2005001>.
- Boets, P. *et al.* (2019) 'Visstandsonderzoek in de Kalkense Meersen: op zoek naar de kleine modderkuiper'.
- Breine, J. *et al.* (2019) 'Visbestandopnames in Sigmagebieden. Viscampagnes uitgevoerd in 2018'. Available at: <https://doi.org/10.21436/inbor.15925242>.
- Brooks, T.M. *et al.* (2002) 'Habitat Loss and Extinction in the Hotspots of Biodiversity', *Conservation Biology*, 16(4), pp. 909–923. Available at: <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.00530.x>.
- Duncan, J.R. and Lockwood, J.L. (2001) 'Extinction in a field of bullets: A search for causes in the decline of the world's freshwater fishes', *Biological Conservation*, 102(1), pp. 97–105. Available at: [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00077-5](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00077-5).
- Greene, C. *et al.* (2012) *Biological and Physical Effects of "Fish-Friendly" Tide Gates*.
- Harrison, A. *et al.* (2014) 'A review of glass eel migratory behaviour, sampling techniques and abundance estimates in estuaries: implications for assessing recruitment, local production and exploitation', *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 24. Available at: <https://doi.org/10.1007/s11160-014-9356-8>.
- Kelly, J. *et al.* (2020) 'Estimating the energetic savings for green sturgeon moving by selective tidal stream transport', *Environmental Biology of Fishes*, 103. Available at: <https://doi.org/10.1007/s10641-020-00969-6>.
- Kerby, J.L. *et al.* (2005) 'Barriers and flow as limiting factors in the spread of an invasive crayfish (*Procambarus clarkii*) in southern California streams', *Biological Conservation*, 126(3), pp. 402–409. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.06.020>.
- Kroes, M.J. and Monden, S. (2005) 'Vismigratie, een handboek voor herstel in Vlaanderen en Nederland. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap.'
- Maes, J. *et al.* (2004) 'Statistical modeling of seasonal and environmental influences on the population dynamics of an estuarine fish community', *Marine Biology*, 145, pp. 1033–1042. Available at: <https://doi.org/10.1007/s00227-004-1394-7>.
- Maes, J., Stevens, M. and Breine, J. (2007) 'Modelling the migration opportunities of diadromous fish species along a gradient of dissolved oxygen concentration in a European tidal watershed', *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 75(1), pp. 151–162. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.03.036>.
- Maes, J., Stevens, M. and Breine, J. (2008) 'Poor water quality constrains the distribution and movements of twaite shad *Alosa fallax fallax* (Lacépède, 1803) in the watershed of river Scheldt', in, pp. 129–143. Available at: https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8548-2_10.
- McCleave, J.D. *et al.* (1984) 'Fish Migration Studies: Future Directions', in J.D. McCleave *et al.* (eds) *Mechanisms of Migration in Fishes*. Boston, MA: Springer US (NATO Conference Series), pp. 545–554. Available at: https://doi.org/10.1007/978-1-4613-2763-9_31.



- McCleave, J.D. and Kleckner, R.C. (1982) 'Selective tidal stream transport in the estuarine migration of glass eels of the American eel (*Anguilla rostrata*)', *ICES Journal of Marine Science*, 40(3), pp. 262–271. Available at: <https://doi.org/10.1093/icesjms/40.3.262>.
- Silva, A.T. *et al.* (2018) 'The future of fish passage science, engineering, and practice', *Fish and Fisheries*, 19(2), pp. 340–362. Available at: <https://doi.org/10.1111/faf.12258>.
- Simons, K. (2018) *Verslag van kwalitatief onderzoek werking vistrappen Kalkense Meersen: Staalnames Bellebeek & Paardeweide.*, p. 145.
- Smit, H. *et al.* (1997) 'Ecosystem responses in the Rhine-Meuse delta during two decades after enclosure and steps toward estuary restoration', *Estuaries*, 20(3), pp. 504–520. Available at: <https://doi.org/10.2307/1352610>.
- Trancart, T. *et al.* (2014) 'From selective tidal transport to counter-current swimming during watershed colonisation: an impossible step for young-of-the-year catadromous fish?', *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, (412), p. 04. Available at: <https://doi.org/10.1051/kmae/2013086>.
- Van Damme, S. *et al.* (2005) 'Spatial and temporal patterns of water quality along the estuarine salinity gradient of the Scheldt estuary (Belgium and The Netherlands): results of an integrated monitoring approach', *Hydrobiologia*, 540(1), pp. 29–45. Available at: <https://doi.org/10.1007/s10750-004-7102-2>.
- Van Wichelen, J. *et al.* (2021) 'Glass eel (*Anguilla anguilla* L.) behaviour after artificial intake by adjusted tidal barrage management', *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 249, p. 107127. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.107127>.
- Vandamme, L. *et al.* (2020) *Wetenschappelijke onderbouwing en ondersteuning van het visserijbeleid en het visstandbeheer*. België, type =: Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. Available at: <https://doi.org/10.21436/inbor.28808440>.
- Verhelst, P. *et al.* (2016) 'The distribution of an invasive fish species is highly affected by the presence of native fish species: evidence based on species distribution modelling', *Biological Invasions*, 18(2), pp. 427–444. Available at: <https://doi.org/10.1007/s10530-015-1016-y>.
- Vermeersch, S. *et al.* (2021) 'Evaluatie van de in- en uitwateringssluizen van overstromingsgebieden voor vismigratie: Een case studie voor Bazel en Bergenmeersen'. Available at: <https://doi.org/10.21436/inbor.39514496>.
- van de Wolfshaar, K.E. *et al.* (2011) 'Linking Flow Regime, Floodplain Lake Connectivity and Fish Catch in a Large River-Floodplain System, the Volga–Akhtuba Floodplain (Russian Federation)', *Ecosystems*, 14(6), pp. 920–934. Available at: <https://doi.org/10.1007/s10021-011-9457-3>.



BIJLAGE 1: DUUR VAN DE BEMONSTERING PER DAG EN STROOMRICHTING

Tabel 2: Een overzicht van de dagen waarop staalnames werden uitgevoerd en de duur van de bemonstering per stroomrichting. Allereerste staalnames (0) wordt niet weergegeven aangezien deze ook niet op is genomen in de dataverwerking. Deze allereerste staalnames was om de proefopstelling te testen.

Staalname	Datum	Beheer	Stroming	Duur
1	3/10/2022	T1	instroom	4:40
			uitstroom	1:00
	4/10/2022	T0	instroom	7:05
			uitstroom	0:55
2	13/10/2022	T1	instroom	7:10
			uitstroom	1:20
	14/10/2022	T0	instroom	9:00
			uitstroom	2:00
3	3/11/2022	T1	instroom	5:20
			uitstroom	1:00
	4/11/2022	T0	instroom	6:35
			uitstroom	NA
4	7/11/2022	T0	instroom	8:35
			uitstroom	0:45
	8/11/2022	T1	instroom	6:35
			uitstroom	1:00
5	1/02/2023	T1	instroom	9:35
			uitstroom	1:00
	2/02/2023	T0	instroom	8:30
			uitstroom	0:55
6	13/02/2023	T1	instroom	6:40
			uitstroom	1:30
	14/02/2023	T0	instroom	6:20
			uitstroom	1:10
7	16/03/2023	T1	instroom	5:45
			uitstroom	2:15
	17/03/2023	T0	instroom	9:45
			uitstroom	1:00
8	28/03/2023	T1	instroom	8:10
			uitstroom	1:40
	29/03/2023	T0	instroom	8:30
			uitstroom	1:00



Staalname	Datum	Beheer	Stroming	Duur
9	26/04/2023	T0	instroom	8:55
			uitstroom	1:00
	27/04/2023	T1	instroom	6:50
			uitstroom	1:50
10	30/05/2023	T1	instroom	6:00
			uitstroom	1:30
	31/05/2023	T0	instroom	8:30
			uitstroom	0:30
11	24/07/2023	T0	instroom	10:10
			uitstroom	0:40
	25/07/2023	T1	instroom	8:30
			uitstroom	1:15
12	7/08/2023	T0	instroom	11:15
			uitstroom	NA
	8/08/2023	T1	instroom	7:10
			uitstroom	1:38
	9/08/2023	T2	instroom	7:07
			uitstroom	1:00
13	23/08/2023	T0	instroom	6:45
			uitstroom	2:25
	24/08/2023	T1	instroom	5:50
			uitstroom	2:10
	25/08/2023	T2	instroom	9:17
			uitstroom	1:15
14	6/09/2023	T0	instroom	5:00
			uitstroom	3:00
	7/09/2023	T1	instroom	6:00
			uitstroom	2:20
	8/09/2023	T2	instroom	7:10
			uitstroom	2:38

////////////////////////////////////

Staalname	Datum	Beheer	Stroming	Duur
15	19/09/2023	T1	instroom	7:09
			uitstroom	1:20
	20/09/2023	T0	instroom	7:25
			uitstroom	1:00
	21/09/2023	T2	instroom	7:40
			uitstroom	1:20
16	25/09/2023	T0	instroom	7:20
			uitstroom	1:00
	26/09/2023	T1	instroom	5:30
			uitstroom	1:00



Datum	Proef	TAW (m)			Tijd	Beschrijving
		Kalkenvaart	Schelde	Driesesloot		
13/02/2023	T1	2,91			7:30	Voor binnenlaten water
			2,62	2,69	8:00	Moment water instroomt
		2,95			10:45	Hoogste waterstand Kalkenvaart
			4,54	3,65	11:00	Hoogwater Schelde
			3,07	3,07	14:40	Moment water uitstroomt
		2,91	2,46	2,70	16:10	Stop uitstroom (kleppen dicht)
16/03/2023	T1	3,01				Voor binnenlaten water
			2,80	2,87	8:45	Moment water instroomt
		3,07			13:45	Hoogste waterstand Kalkenvaart
			4,69	3,45	12:00	Hoogwater Schelde
			3,14	3,10	16:30	Moment water uitstroomt
		3,01	2,48	2,75	18:45	Stop uitstroom (kleppen dicht)
28/03/2023	T1	3,01			7:30	Voor binnenlaten water
			2,44	2,76	8:00	Moment water instroomt
		3,05			17:00	Hoogste waterstand Kalkenvaart
			4,94	3,44	11:45	Hoogwater Schelde
			3,12	3,09	16:10	Moment water uitstroomt
		3,01	2,57	2,76	17:50	Stop uitstroom (kleppen dicht)
27/04/2023	T1	3,01			8:30	Voor binnenlaten water
			2,88	2,92	9:10	Moment water instroomt
		3,05			13:15	Hoogste waterstand Kalkenvaart
			4,65	3,46	12:00	Hoogwater Schelde
			3,10	3,08	16:00	Moment water uitstroomt
		2,97	2,52	2,71	17:50	Stop uitstroom (kleppen dicht)
30/05/2023	T1	2,99			11:00	Voor binnenlaten water
			2,39	2,68		Moment water instroomt
		2,99			16:00	Hoogste waterstand Kalkenvaart
			4,33	3,54		Hoogwater Schelde
			3,05	3,02		Moment water uitstroomt
		2,99	2,57	2,72	21:00	Stop uitstroom (kleppen dicht)
25/07/2023	T1	2,91			7:30	Voor binnenlaten water
			2,34	2,66	8:00	Moment water instroomt
		3,01			14:45	Hoogste waterstand Kalkenvaart
			4,81	3,59	12:00	Hoogwater Schelde
			3,00	2,98	16:30	Moment water uitstroomt
		3,01	2,46	2,72	17:45	Stop uitstroom (kleppen dicht)



Datum	Proef	TAW (m)			Tijd	Beschrijving
		Kalkenvaart	Schelde	Driesesloot		
8/08/2023	T1	3,01			9:00	Voor binnenlaten water
			1,69	2,89	9:20	Moment water instroomt
						Hoogste waterstand
		3,05			12:15	Kalkenvaart
			4,98	3,55	12:30	Hoogwater Schelde
			3,17	3,12	16:30	Moment water uitstroomt
9/08/2023	T2	2,97	2,48	2,71	18:08	Stop uitstroom (kleppen dicht)
		3,01			9:30	Voor binnenlaten water
			2,79	2,86	10:08	Moment water instroomt
						Hoogste waterstand
		3,05			13:00	Kalkenvaart
			4,92	3,52	15:00	Hoogwater Schelde
24/08/2023	T1		3,21	3,16	17:15	Moment water uitstroomt
		3,00	2,78	2,81	18:15	Stop uitstroom (kleppen dicht)
		2,93	NA		9:00	Voor binnenlaten water
			NA	1,63	9:30	Moment water instroomt
						Hoogste waterstand
		2,93	NA		/	Kalkenvaart
25/08/2023	T2		NA	NA	NA	Hoogwater Schelde
			NA	2,07	15:20	Moment water uitstroomt
		2,93	NA	1,62	17:30	Stop uitstroom (kleppen dicht)
		2,93	NA		8:30	Voor binnenlaten water
			NA	1,57	8:58	Moment water instroomt
						Hoogste waterstand
7/09/2023	T1	2,93	NA		/	Kalkenvaart
			NA	NA	NA	Hoogwater Schelde
			NA	1,62	17:15	Moment water uitstroomt
		2,93	NA	1,61	18:30	Stop uitstroom (kleppen dicht)
						Hoogste waterstand
		3,01			15:15	Kalkenvaart
8/09/2023	T2		4,56	2,15	12:30	Hoogwater Schelde
			3,29	2,01	15:30	Moment water uitstroomt
		3,01	2,36	1,65	17:50	Stop uitstroom (kleppen dicht)
		2,99			9:00	Voor binnenlaten water
			2,19	1,62	9:20	Moment water instroomt
						Hoogste waterstand
8/09/2023	T2	3,05			14:45	Kalkenvaart
			4,40	2,26	15:00	Hoogwater Schelde
			3,14	2,02	16:30	Moment water uitstroomt
		2,97	2,42	1,63	18:08	Stop uitstroom (kleppen dicht)

////////////////////////////////////

Datum	Proef	TAW (m)			Tijd	Beschrijving
		Kalkenvaart	Schelde	Driesesloot		
19/09/2023	T1	3,01			6:30	Voor binnenlaten water
			2,83	2,02	7:01	Moment water instroomt
		3,01			/	Hoogste waterstand Kalkenvaart
			4,08	2,50	12:00	Hoogwater Schelde
			3,04	2,02	14:10	Moment water uitstroomt
		3,01	2,51	1,66	15:30	Stop uitstroom (kleppen dicht)
21/09/2023	T2	3,01			8:00	Voor binnenlaten water
			2,54	1,80	8:30	Moment water instroomt
		3,07			12:30	Hoogste waterstand Kalkenvaart
			4,85	2,52	11:00	Hoogwater Schelde
			3,11	2,01	16:10	Moment water uitstroomt
		3,01	2,89	1,80	17:30	Stop uitstroom (kleppen dicht)
26/09/2023	T1	2,93			12:30	Voor binnenlaten water
			2,59	1,61	13:10	Moment water instroomt
		3,01			19:00	Hoogste waterstand Kalkenvaart
			4,67	2,52	16:45	Hoogwater Schelde
			3,72	2,34	19:00	Moment water uitstroomt
		3,01	3,25	2,10	20:00	Stop uitstroom (kleppen dicht)

////////////////////////////////////