

Vlaanderen
is wetenschap

Wetenschappelijke onderbouwing en ondersteuning van het visserijbeleid en het visstandbeheer – onderzoeksprogramma visserij 2014

Vught Inne, David Buysse, Daniel De Charleroy, Ivy Jansen, Ans Mouton, Isabelle Papadopoulos, Ine Pauwels, Johan Auwerx, Raf Baeyens, Nico De Marteleire, Emilie Gelaude, Bruno Picavet, Sebastien Pieters, Karen Robberechts & Johan Coeck

INSTITUUT
NATUUR- EN BOSONDERZOEK

Auteurs:
Vught Inne, David Buysse, Daniel De Charleroy, Ivy Jansen, Ans Mouton, Isabelle Papadopoulos, Ine Pauwels, Johan Auwerx, Raf Baeyens, Nico De Marteleire, Emilie Gelaude, Bruno Picavet, Sebastien Pieters, Karen Robberechts & Johan Coeck
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

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

Vestiging:
INBO Brussel
Kliniekstraat 25, 1070 Brussel
www.inbo.be

e-mail:
johan.coeck@inbo.be

Wijze van citeren:
Vught I., Buysse D., De Charleroy D., Jansen I., Mouton A., Papadopoulos I., Pauwels I., Auwerx J., Baeyens R., De Marteleire N., Gelaude E., Picavet B., Pieters S., Robberechts K. & Coeck J. (2015). Wetenschappelijke onderbouwing en ondersteuning van het visserijbeleid en het visstandbeheer - onderzoeksprogramma visserij 2014: eindrapport. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek jaar (11373725). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

D/2015/3241/389
INBO.R.2015.11373725
ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:
Maurice Hoffmann

Druk:
Managementondersteunende Diensten van de Vlaamse overheid

Foto cover:
Kwabaal opgroeigebied in de Grote Netevallei (©Inbo)

Dit onderzoek werd uitgevoerd in opdracht van:
Agentschap Natuur en Bos en het Visserijfonds

© 2015, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

Wetenschappelijke onderbouwing en ondersteuning van het visserij-beleid en het visstandbeheer

Onderzoeksprogramma visserij 2014

Eindrapport 22 juni 2015

Inne Vught, David Buysse, Daniel De Charleroy, Ivy Jansen, Ans Mouton, Isabelle Papadopoulos, Ine Pauwels, Johan Auwerx, Raf Baeyens, Nico De Maerteleire, Emilie Gelaude, Bruno Picavet, Sebastien Pieters, Karen Robberechts & Johan Coeck

INBO.R.2015.11373725

Onderzoek in opdracht van het Agentschap Natuur en Bos en het Visserijfonds

Samenvatting

De polder Noordwatering van Veurne is een uitermate geschikt opgroeigebied voor paling. Ter hoogte van de monding bevinden zich echter twee knelpunten: het schuivencomplex te Nieuwpoort en het pompgemaal Veurne-Ambacht. Eerder onderzoek op de IJzer toonde aan dat via omgekeerd spuibeheer een substantiële hoeveelheid glasaal kan worden binnengelaten ter hoogte van de Ganzepoot. In dit rapport onderzochten we de passeerbaarheid van het tweede knelpunt, namelijk het pompgemaal. Uit analyse van de pompactiviteit blijkt dat er het grootste deel van de tijd gravitair geloosd wordt maar dat er tijdens periodes van hoogwater toch ook aanzienlijke debieten verpompt worden. Op die momenten kunnen grote hoeveelheden paling uit de polder tijdens hun stroomafwaartse trek vermalen worden. Het gemaal vormt daarnaast ook een onpasseerbaar obstakel voor stroomopwaarts migrerende glasaal. Enkel bij gravitaire lozing, op het moment dat de stroming vanuit de polder relatief zwak is, kan glasaal stroomop migreren waardoor ze slechts beperkte kansen krijgen om richting polder te trekken. Afweging van de verschillende oplossingen en de randvoorwaarden (het behouden van een constant polderpeil) toont aan dat installatie van een visvriendelijke pomp en een aangepast spuibeheer waarbij een gelijk peil tussen de polder en het afvoerkanaal maximaal wordt nagestreefd, de meest haalbare oplossingen zijn voor respectievelijk de stroomaf- en stroomopwaartse migratie. Voor beide scenario's geldt dat een grondige hydraulische analyse dient te gebeuren vooraleer ze geïmplementeerd kunnen worden.

Voor de opvolging van de uitgevoerde herintroducties van kopvoorn, serpeling en kwabaal in de Ijse en Grote Nete worden in beide waterlopen jaarlijks drie trajecten elektrisch bevist om een goed beeld te kunnen vormen van de overleving, natuurlijke rekrutering en demografische structuur van de populaties. Aangezien door de sterkere rivierdynamiek, als gevolg van gewijzigd beheer, de bevisbare lengte van sommige van de vastgelegde trajecten op de Grote Nete steeds korter werd, selecteerden we na een intensieve afviscampagne in 2014 drie nieuwe trajecten op basis van de aanwezigheid en densiteiten van de doelsoorten en de afvisbaarheid. De vroegere trajecten aan de molen van Meerhout en Hoolstmolen bleven behouden en er werd een nieuw traject aan de Peer Luytendijk geselecteerd.

Uit de resultaten van de afvissingen blijkt dat de uitgezette kopvoorns en serpelingen goed overleven in de Ijse. Het aantal gevangen kwabalen in de Ijse blijft sinds het stopzetten van de uitzettingen echter dalen. In 2014 werd er voor geen van de doelsoorten natuurlijke reproductie vastgesteld. In de Grote Nete vingen we wel 0+ kopvoorns en serpelingen. We kunnen dan ook met zekerheid stellen dat er zich daar zichzelf instandhoudende kopvoorn- en serpelingpopulaties gevestigd hebben. Ook de uitgezette kwabalen overleven en groeien goed. Ze plantten zich in de winter van 2013-2014 ook voort in de Asbeek, een zijloop van de Grote Nete. In maart 2014 vonden we kwabaallarven in een poeltje dat met de Asbeek geconnecteerd is en in juni ook een juvenieltje in de Asbeek zelf stroomafwaarts van dat poeltje.

Ondanks dat de kwabaal zich onmiskenbaar voortplant in het gebied van de Grote Nete, lijkt het succes nog zeer laag. Volgens de literatuur gaat de kwabaal gedurende zijn volledige levenscyclus door een aantal flessenhalzen, de belangrijkste blijkt toch wel het larvale stadium te zijn. Daardoor heeft de soort ondanks zijn zeer hoge fecunditeit toch een zéér lage rekrutering tot geslachtsrijp dier. De belangrijkste oorzaken voor de achteruitgang van riviergebonden kwabaalpopulaties blijken verontreiniging en het verbreken van de eenheid van waterloop en overstromingsvlakte met zijn natuurlijke overstromingsdynamiek te zijn.

In 2014 volgden we de de evolutie in geschiktheid als paaigrond voor kopvoorn en serpeling van de kunstmatige paairiffles in de Dalemansloop (drie grindbedden vormen samen één riffle) en de IJse (2 aparte grindbedden) verder op. Opmetingen van de riffles enkele maanden na aanleg geven een idee van de evolutie en morfologie van de nieuw aangelegde riffles (stabiliteit, ingebedheid aanslibbing, begroeiing), en daarmee behoud van hun geschiktheid als paaigrond. Dit onderzoek loop ook verder in 2015. In dit rapport worden de

resultaten beschreven van de eerste opmeting na aanleg van de riffles in december 2013. Deze gebeurde in de lente van 2014. De riffles in de Dalemensloop liggen te diep, waardoor de standaard evaluatieprocedure niet verder toegepast kon worden. De huidige diepte is ongunstig voor hun geschiktheid als paaigrond voor stroomminnende soorten, te meer omdat de stroomsnelheid boven het stenig substraat veel te laag is en het substraat bedekt raakt onder een laag fijn sediment. De riffles zouden opgehoogd kunnen worden om de geschiktheid in de toekomst te verbeteren, maar sowieso is hun ligging in de korte bakken van de vistrap niet ideaal. De evaluaties van de riffles in de IJse geven voor alle geëvalueerde variabelen een verbetering weer van de veronderstelde geschiktheid als paairiffle voor stroomminnende soorten. Dit komt voornamelijk door de aanbreng van het nieuwe substraat dat in de geprefereerde grootteklasse valt voor kopvoorn en serpeling. De nieuwe stenen waren nog niet overgroeid met perilithon, dit komt vermoedelijk door de jonge leeftijd van de riffle, maar kan ook liggen aan de timing van de opmeting, die nog eerder vroeg in het voorjaar plaatsvond. De stenen zijn wel hoekig, en de kleinste geprefereerde grootteklasse ontbreekt. Over het effect van hoekige versus afgeronde stenen op de geschiktheid als paaisubstraat is tot heden slechts weinig gekend.

In dit rapport werd het eerste deel beschreven van het onderzoek naar de uitbreiding van het areaal van beekprik in Vlaanderen. Het onderzoek zal in 2015verdergezet worden. Er werd in 2014 een literatuurstudie gedaan naar de ecologie van beekprik enerzijds, en naar de onderzoeksmethodes die internationaal al toegepast werden om het habitatgebruik van beekprik te evalueren anderzijds. Daarnaast werd de status van beekprik in Vlaanderen tot 2014 in kaart gebracht. De literatuurstudie wijst er om te beginnen op dat zowel de hydromorfologie als de waterkwaliteit van een waterlooptraject van goede kwaliteit moeten zijn voor een succesvolle overleving van beekprik. De variabelen die in de ontwikkeling van een beoordelingsmethode best meegenomen worden zijn volgens deze studie: de lengte van het leefgebied (als de aanwezigheid van migratiebarrières), de diepte en breedte van de waterloop en eventueel de afstand tot de grootste waterloop, de graad van meandering, het verhang en eventueel de hoogteligging, de aanwezigheid van een artificiële bedding, het huidige beheer in de waterloop, de stroomsnelheid, de profielvorm, het substraat en de sedimentdiepte, de aanwezigheid van holle oevers, dood hout en beschaduwing en het landgebruik op de oevers. Daarnaast ook de zuurstofconcentratie, de pH, de temperatuur, de conductiviteit en de concentratie aan nutriënten zoals stikstof en fosfor. Voor elk van deze variabelen werd aan de hand van hun data-beschikbaarheid in Vlaanderen geëvalueerd of ze geïntegreerd kunnen worden in een beoordelingsmethode. Dit deel van het onderzoek wordt verder gezet in 2015, te meer omdat de literatuurstudie verder wees op de potenties van data-gedreven ontwikkeling van een beoordelingsmethode voor Vlaanderen. De update van de status van beekprik in Vlaanderen tot 2014 geeft weer dat beekprik met zekerheid aanwezig is in de Abeek, afloop van de Asbeek, Asbeek, Bezoensbeek, Bullenbeek, Desselse Neet, Gielisbeek, Grote Nete, Hanskenselsloop (Asbeek), Itterbeek, Kapittelbeek, Kleine Hoofdgracht, Kleine Nete, Krombeek, Laambeek, Molenbeek stroomaf de Sassegembeek, Molenbeek stroomaf de Terkleppenbeek, Munsterbeek, Sassegembeek, Schaagterziep, Steenputbeek, Terkleppenbeek, Vellerloop, Verrebeek, Voer, Voorste Neet, Warmbeek, Wijshagerbeek, Zeeploop, Ziepbeek, Zutendaalbeek, Zwarte beek, Zwarte Neet en Zwartebeek. Door een gebrek aan evaluaties is er onzekerheid over de aan- of afwezigheid van beekprik in de Looiendse Neet, Voorste Neet, Breiloop, Busselziep, Dalemansloop, Holvense Beek, Walebeek, De Vliet, Dorenbosbeek en Oude Beek. Beekprik is met zekerheid uitgestorven in de Achterste Neet, Demer, Dijle, Dommel, Maas en Zusterkloosterbeek.

Het doel van het onderzoeksluik rond hengelwateren is een inschatting maken van mogelijke trends in biomassa in de grote hengelwateren op basis van de beschikbare bemonsteringsdata. In 2014 hebben we de relatie tussen de waargenomen biomassa en dertien omgevingsvariabelen (het jaartal van de bemonstering, de maand waarin werd bemonsterd, het kanaal waarin werd bemonsterd, de voeding van dit kanaal, de verblijftijd van het water in dit kanaal, de ligging van het kanaal, de dominant waargenomen soort, het aantal soorten, het aantal exoten, de totale fosfor- en totale stikstofconcentratie in de waterloop, het bodemtype, de uitvoerder van de bemonsteringen en de gebruikte

vangsttechniek) onderzocht. Uit dit onderzoek blijkt vooral dat er nood is aan standaardisatie van de bemonsteringen zelf (methode, aantal meetpunten en hun locatie, het tijdstip van de afvissing, enz...) en van de methodes waarmee de biomassa geraamd werd. Mogelijk wordt de biomassa bepaald door een combinatie van meerdere variabelen. Om een empirisch model te kunnen opstellen dat de biomassa voorspelt op een bepaald kanaal zijn gegevens nodig van alle variabelen die een invloed zouden kunnen hebben op de draagkracht van de watersystemen. Voor het identificeren van deze variabelen kan best vertrokken worden van een voedselwebanalyse. Het aantal kanalen in Vlaanderen (ongeveer een 25-tal) waarvan biomassagegevens beschikbaar zijn, is bovendien te beperkt om een dergelijk verklarend model voor de biomassa te kunnen opstellen.

English abstract

The polder 'Noordwatering' in Veurne is an excellent nursery habitat for eel. Two migration barriers, a sluice at Nieuwpoort and the pumping station Veurne-Ambacht, however, make this area inaccessible. A previous study revealed that limited barrier opening of the sluice during tidal rise appeared to be a perfect option to improve upstream glass eel migration, without significant penetration of sea water. In this study we analysed the passability of the second migration barrier, the pumping station Veurne-Ambacht in both up- en downstream direction. Analysis of the pumping activity shows that most of the flow is discharged gravitationally. The fish-unfriendly pumps are only used in periods with high water levels. Nevertheless this pumping activity can have a large impact on downstream migrating eels. The upstream migration of glass eels is also considerably limited. The installation of a fish-friendly pump type and an adjusted sluice management so that an equal level between polder and discharge channel is pursued seem to be the most feasible solutions for an enhanced down- and upstream migration.

To assess the survival, demographic structure and recruitment success of chub, dace and burbot in the rivers Ijse and Grote Nete, three stretches are monitored each year by electrofishing. Since some of these original stretches in the river Grote Nete became less efficient to fish over the years, we selected new stretches based on the presence and density of the target species and on the efficiency to fish. The stretches at Meerhout and Hoolstmolen were retained, the stretch at the Straalmolen was replaced by a stretch at the Peer Luytendijk.

Target species were caught in both rivers. In the river Ijse, the reintroduced chub and dace seem to survive and grow well. The number of burbot however keeps on declining since they were no longer reintroduced. There was no evidence of natural reproduction for these three species. In the river Grote Nete, we caught juvenile chub and dace. So we can conclude that self-sustaining populations have established themselves. The reintroduced burbot survive and grow well. It seems they also reproduce in nature since we found burbot larvae in a small pool connected to the Asbeek in March and a juvenile burbot in the Asbeek in June.

Although natural reproduction of burbot occurs in the basin of the Grote Nete, the success is rather limited. Burbot pass through several bottlenecks during their life cycle, the larval stage appears the be the largest one. The main causes of decline for riverine burbot populations are pollution and the loss of suitable nursery habitat, such as inundated floodplains.

In 2014 we evaluated the suitability for chub and dace spawning and the evolution of the morphology and suitability of the riffles in the Dalemansloop (three riffles make one) and the IJse (two separate riffles). Sampling campaigns a few months after the creation of the riffles indicate the state of the compaction, pore space, embeddedness, substrate grain size and algae cover, among others. The study proceeds in 2015, however, here we describe the results of the first sampling campaign after the creation of the riffle in December 2013. The sampling took place in the spring of 2014 and indicated that the riffles in the Dalemansloop are too deep, the riffles are covered with silt and the stream velocity is too low. Consequently, the suitability for chub and dace spawning is bad. In contrast, the sampling campaigns in the IJse suggest an increased suitability by a shift to the preferred classes by chub and dace for compaction, pore space, embeddedness and grain size. The riffles were only little covered by algae. The latter might follow from the recent creation of the riffle, but could also follow from the timing of the sampling campaign, which was early in spring, when algae and macrophytes are not widespread yet. The suitable grain size follows from the fact that new substrate was imported in the river to create the riffles. The smallest preferred class by chub and dace is not present though. Further, the stones are not rounded, while rounded stones might be more beneficial as spawning fish do not harm themselves while spawning their eggs on the stones. However, detailed knowledge on the effect of the shape

of the stones on spawning fish is still missing. Future evaluations of these and other riffles' suitability and morphology will further indicate the effectiveness of this measure on the natural reproduction of chub and dace.

The first part of the research on the recolonisation by brook lamprey of the middle and upper reaches of the Flemish rivers is described in this report. The research proceeds in 2015. The first part of the research entails a literature review on the ecology of brook lamprey. Besides, an overview is given of the methods applied internationally to evaluate brook lamprey habitat use. One method applied in the Netherlands, and one method applied in Flanders in 1996 are described in detail. Lastly, an update is given on the status of brook lamprey in Flanders till 2014. Firstly, the literature review indicates that the hydromorphology as well as the water quality needs to be of good quality for brook lamprey to survive and successfully reproduce. Ideally, the following variables should be accounted for in the development of a habitat suitability model for brook lamprey: length of the freely available habitat (migration barriers), depth and width of the river, distance to the largest water body, level of meandering, slope, altitude, presence of artificial riverbed, present management type, stream velocity, profile, substrate and sediment depth, presence of concave banks, presence of dead wood and degree of shadowing, land use on the banks, oxygen concentration, pH, temperature, conductivity and the concentration of nutrients, such as phosphor and nitrogen. The potential to integrate the variables in a habitat suitability model was evaluated based on data availability. The literature review indicated the potential of data-driven methods to develop a habitat suitability model. This part of the research proceeds in 2015. The update of the status of brook lamprey indicated that the species is currently present in the following water bodies: Abeek, afloop van de Asbeek, Asbeek, Bezoensbeek, Bullenbeek, Desselse Neet, Gielisbeek, Grote Nete, Hanskenselsloop (Asbeek), Itterbeek, Kapittelbeek, Kleine Hoofdgracht, Kleine Nete, Krombeek, Laambeek, Molenbeek stroomaf de Sassegembeek, Molenbeek stroomaf de Terkleppenbeek, Munsterbeek, Sassegembeek, Schaagterziep, Steenputbeek, Terkleppenbeek, Vellerloop, Verrebeek, Voer, Voorste Neet, Warmbeek, Wijshagerbeek, Zeeploop, Ziepbeek, Zutendaalbeek, Zwarte beek, Zwarte Neet and Zwartebeek. The status of brook lamprey in the Looiendse Neet, Voorste Neet, Breiloop, Busselziep, Dalemansloop, Holvense Beek, Walebeek, De Vliet, Dorenbosbeek and Oude Beek is unsure due to infrequent sampling. Brook lamprey had disappeared from the Achterste Neet, Demer, Dijle, Dommel, Maas and Zusterkloosterbeek.

The goal of the research topic concerning the public angling waters is to discover and estimate possible tendencies in biomass based on the available data. We analysed the relation between the observed biomass and thirteen environmental variables. The study exhibited the need to standardize the methodology of the monitoring and of the calculation of the biomass. To built a biomass for canals in Flanders data from all variables that influences carring capacity of the water systems. To identify these variables a food web analysis is necessary. The number of canals with available biomass data (25) is currently to low to built a biomass model.

Inhoudstafel

Samenvatting **4**

English abstract **7**

1 Palingbeheerplan **13**

1.1 Intrek en uittrek van de paling in de Grote Beverdijkvaart 13
1.1.1 Situering 13
1.1.2 Doelstelling 13
1.1.3 Methodes 14
Studiegebied 14
Dataverzameling 14
1.1.4 Resultaten en bespreking 15
Stroomafwaartse migratie 15
1.1.4.1.1 Analyse van de gemaalwerking 15
1.1.4.1.2 Mogelijke oplossingen 20
1.1.4.1.2.1 Maximale buffering van hoge afvoeren 20
1.1.4.1.2.2 Afscherming van het gemaal en geleiding via aan te leggen nevengeul 20
1.1.4.1.2.3 Installatie van visvriendelijke pompen 21
Stroomopwaartse migratie 21
1.1.4.1.3 Installatie van een nevengeul 21
1.1.4.1.4 Installatie van een palinggoot 22
1.1.4.1.5 Nastreven van een gelijk peil tussen polder en afvoerkanaal 22
1.1.5 Conclusies en aanbevelingen voor beheer/verder onderzoek 23
1.2 Actualisatie fiches visvriendelijke pompgemalen 25
1.2.1 Doelstelling 25
1.2.2 Actualisatie 2014 25

2 Soortherstel **26**

2.1 Inleiding 26
2.2 Evaluatie van de uitgevoerde herintroducties van kopvoorn, serpeling en kwabaal 27
2.2.1 Doelstelling 27
2.2.2 Materiaal en methode 27
2.2.3 Ijse 30
Resultaten 30
Bespreking 39
2.2.4 Grote Nete 44
Resultaten 44
Bespreking 53
2.3 Onderzoek naar het voortplantingssucces van de kwabaal 56
2.3.1 Doelstelling 56
2.3.2 Evaluatie voortplantingssucces van kwabaal 56
Materiaal en methode 56
Resultaten 59
Bespreking 62
2.3.3 De efficiëntie van elektrisch vissen voor kwabaal onder experimentele omstandigheden 64
Doelstelling 64
Materiaal en methode 64
Bespreking resultaten 65
Conclusie 71
2.3.4 Mogelijkheden testen om de overleving van kwabaaleitjes in verschillende biotopen na te gaan 71
Doelstelling 71

Methodologie 72
Resultaten 72
Bespreking 73
2.3.5 In kaart brengen van potentiële knelpunten die een succesvolle herintroductie in de weg staan 76
Inleiding 76
Ecologie van de kwabaal 77
2.3.5.1.1 Paai 77
2.3.5.1.2 Eistadium 78
2.3.5.1.3 Larvaal stadium 79
2.3.5.1.4 Conclusie 81
Mogelijke oorzaken van verdwijnen van kwabaal wereldwijd 82
2.3.5.1.5 Verontreiniging 82
2.3.5.1.6 Verstoring van het habitat 82
2.3.5.1.7 Klimaatsverandering 83
2.3.5.1.8 Invasieve soorten 84
2.3.5.1.9 Ecologische interacties 84
2.3.5.1.10 Overexploitatie 84
2.3.5.1.11 Conclusie 84
Algemene herstelmaatregelen voor kwabaal 85
2.3.5.1.12 Verbetering waterkwaliteit 85
2.3.5.1.13 Herstel van de morfodynamische processen in de waterloop 85
2.3.5.1.14 Herstel van natuurlijke overstroombare valleigebieden 86
2.3.5.1.15 Ontsnippering 86
2.3.5.1.16 Uitzettingen 86
2.4 Evaluatie van paairiffles van stroomminnende soorten 87
2.4.1 Inleiding 87
2.4.2 Doelstelling 87
2.4.3 Onderzoeksvragen 87
2.4.4 Methode 87
2.4.5 Resultaten 92
Samenvatting 92
Kunstmatige riffle in de Ijse ter hoogte van de Beekstraat (Neerijse) 97
2.4.5.1.1 Afmeting riffle 98
2.4.5.1.2 Waterdiepte, stroomsnelheid en debiet 98
2.4.5.1.3 Korrelverdeling 98
2.4.5.1.4 Perilithon 100
2.4.5.1.5 Ingebedheid 100
2.4.5.1.6 Waterplantenbedekking en beschaduwing 102
2.4.5.1.7 Bodemprofiel 102
2.4.5.1.8 Bespreking 104
Kunstmatige riffle in de Ijse stroomafwaarts van de Elsenstraat (Neerijse) 105
2.4.5.1.9 Afmetingen riffle 105
2.4.5.1.10 Waterdiepte, stroomsnelheid en debiet 106
2.4.5.1.11 Korrelgrootteverdeling 106
2.4.5.1.12 Perilithon 107
2.4.5.1.13 Ingebedheid 108
2.4.5.1.14 Waterplantenbedekking en beschaduwing 109
2.4.5.1.15 Bodemprofiel 110
2.4.5.1.16 Bespreking 110
Conclusie 111
Bodemprofielen van de kunstmatige riffle in de Dalemansloop stroomop Beekhoek (Geel) 111
2.4.5.1.17 Bodemprofiel 111
2.5 Evaluatie geschiktheid habitat voor kwabaal in het werkingsgebied van Life-project 'Most-Keiheuvel' 116
2.5.1 Inleiding 116

2.5.2 Beoordeling habitat ... 116
Paai- en eiontwikkeling in de Eendenkom ... 117
Larvaal habitat in de Eendenkom ... 121
2.5.3 Conclusie ... 121
2.6 Onderzoek naar de potenties voor de uitbreiding van het areaal van de beekprik ... 122
2.6.1 Inleiding ... 122
2.6.2 Literatuurstudie ... 122
Ecologie van de beekprik, kwalitatieve en kwantitatieve habitatrelaties ... 122
Habitatgeschiktheidsmodellen ... 133
2.6.3 Voorstel voor de ontwikkeling van een methode voor toepassing op beekprik in Vlaanderen ... 143
Keuze beektrajecten ... 143
Keuze variabelen ... 152
2.6.4 Verder onderzoek ... 161

3 Hengelwateren ... 162

3.1 Draagkracht ... 162
3.1.1 Situering ... 162
3.1.2 Methode ... 162
3.1.3 Literatuurstudie draagkracht ... 162
3.1.4 Factoren die de draagkracht kunnen beïnvloeden (onderzoeksnoden) ... 168
Waterkwaliteit en nutriëntenstatus ... 168
Fysische habitatcondities ... 168
Voedselbeschikbaarheid ... 170
Ecologische interacties ... 171
Klimaatverandering ... 172
Invasieve soorten ... 172
3.1.5 Suggesties voor verder onderzoek ... 173
3.2 Biomassa ... 173
3.2.1 Situering ... 173
3.2.1 Methodes ... 174
Analyse van de beschikbare data ... 174
Omgevingsvariabelen ... 178
3.2.2 Resultaten ... 179
Relatie tussen biomassa en omgevingsvariabelen ... 179
3.2.2.1.1 Bemonsteringsjaar ... 179
3.2.2.1.2 Bemonsterde maand ... 180
3.2.2.1.3 Bemonsterd kanaal ... 181
3.2.2.1.4 Voeding van de bemonsterde kanalen ... 182
3.2.2.1.5 Verblijftijd ... 182
3.2.2.1.6 Ligging in Vlaanderen ... 183
3.2.2.1.7 Dominante soorten ... 184
3.2.2.1.8 Aantal waargenomen soorten ... 185
3.2.2.1.9 Aantal waargenomen invasieve vissoorten ... 186
3.2.2.1.10 Totaal fosfor en totaal stikstof ... 186
3.2.2.1.11 Bodemtype ... 189
3.2.2.1.12 Bevissende instantie ... 190
3.2.2.1.13 Vangsttechniek ... 191
Afweging van de verschillende kosten (Bijkerk, 2010) ... 194
3.2.3 Conclusies en aanbevelingen voor het beheer/verder onderzoek ... 195
3.2.3.1 Algemene besluiten ... 195
3.2.3.2 Aanbevelingen voor verder onderzoek en toekomstige bemonsteringen ... 195

Referenties 198
Bijlagen 208

1 Palingbeheerplan

Om de dramatische achteruitgang van de bestanden van de Europese paling (*Anguilla anguilla*) te stoppen, heeft de Europese ministerraad in 2007 de aalverordening uitgevaardigd (EG/1100/2007). De verordening verplicht alle lidstaten om tegen eind 2008 voor elk stroomgebied een beheerplan opt maken voor de bescherming en het herstel van de palingbestanden. De verordening stelt dat de lidstaten de nodige maatregelen moeten treffen om ervoor te zorgen dat op termijn minstens 40% van de volwassen zilverpaling (t.o.v. een natuurlijke referentiesituatie zonder menselijke impact) de open zee kan bereiken om zich voor te planten.

1.1 Intrek en uittrek van de paling in de Grote Beverdijkvaart

1.1.1 Situering

De Grote Beverdijkvaart en de Koolhofvaart zorgen voor de afwatering van de polder Noordwatering van Veurne. Ter hoogte van monding bevinden zich een pompgemaal (Veurne-Ambacht) en een schuivencomplex te Nieuwpoort. Eerder onderzoek aan de IJzermonding toonde aan dat een omgekeerd spuibeheer ter hoogte van de spuischuiven van de Grote Beverdijkvaart aan de Ganzepoot principieel mogelijk is omdat daar voldoende waterafvoer plaats vindt. Vooraleer een dergelijk regime in te stellen dient er gekeken te worden naar de passeerbaarheid van het volgende knelpunt, namelijk het pompgemaal van Veurne-Ambacht (Figuur 1).



Figuur 1: Stroomopwaartse zijde van het gemaal Veurne-Ambacht.

1.1.2 Doelstelling

Het onderzoek beoogt de optimalisatie van vismigratie door analyse van de afvoerregeling van de Polder Noordwatering van Veurne en van de werking van het pompgemaal Veurne-Ambacht. Op basis hiervan zullen mogelijke beheersopties worden geformuleerd. De onderzoeksvragen die hierbij geformuleerd worden, zijn:

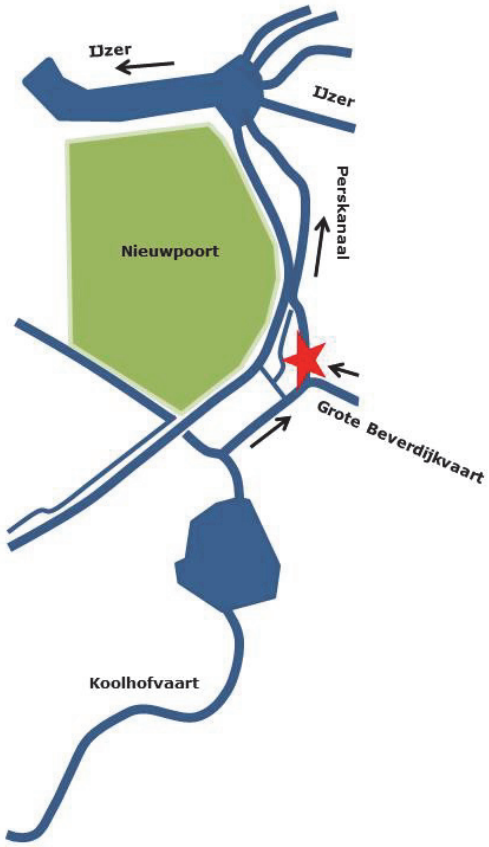
- Zijn er voldoende gegevens bekend om de afwatering van de polder efficiënt te sturen m.b.t. vismigratie?

- Wanneer kan glasaal (en andere vis) stroomopwaarts trekken ter hoogte van het pompgemaal Veurne Ambacht?
- Hoe groot is de geschatte schade van het gemaal op de aanwezige vissen in de polder en op de uittrekkende zilverpaling?
- Welke maatregelen kunnen worden genomen om de impact van het gemaal op de aanwezige vispopulaties te beperken?

1.1.3 Methodes

Studiegebied

Het Veurne-Ambachtgemaal heeft een capaciteit van 27,5 m³/s, en bemaalt een gebied van ongeveer 20.000 ha via de Grote Beverdijkvaart en de Koolhofvaart (Figuur 2). Een groot deel van het debiet (en van de tijd) wordt echter gravitair geloosd. Op basis van peilgegevens tussen december 2005 en oktober 2014 wordt bij benadering ca. 62% van de tijd gravitair geloosd ter hoogte van het Veurne Ambacht gemaal, waarbij het water van de Grote Beverdijkvaart en de Koolhofvaart via het perskanaal de spuisluizen van de Ganzepoot bereikt, en zo via de Ijzer naar de Noordzee stroomt.



Figuur 2: Het Veurne Ambacht gemaal (rode ster) in het studiegebied, met daarin de voornaamste waterlopen.

Dataverzameling

Om de voorgaande onderzoeksvragen optimaal te beantwoorden en inzicht te krijgen in de werking van het gemaal moeten een aantal relevante gegevens verzameld worden. Concreet leverde de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM) tijdreeksen van peilgegevens en afvoergegevens van de Polder Noordwatering van Veurne voor de periode december 2005 tot en met oktober 2014. Deze tijdreeksen volstaan om de werking van het gemaal in grote

lijnen te analyseren en bijgevolg was plaatsing van bijkomende meters niet vereist. Voor het doorrekenen van eventuele toekomstige, meer visvriendelijke beheersscenario's, beschikt de VMM over een hydraulisch model. Deze doorrekening valt buiten het bestek van deze studie, maar kan nuttig zijn om in de toekomst verschillende scenario's tegen elkaar af te wegen.

1.1.4 Resultaten en bespreking

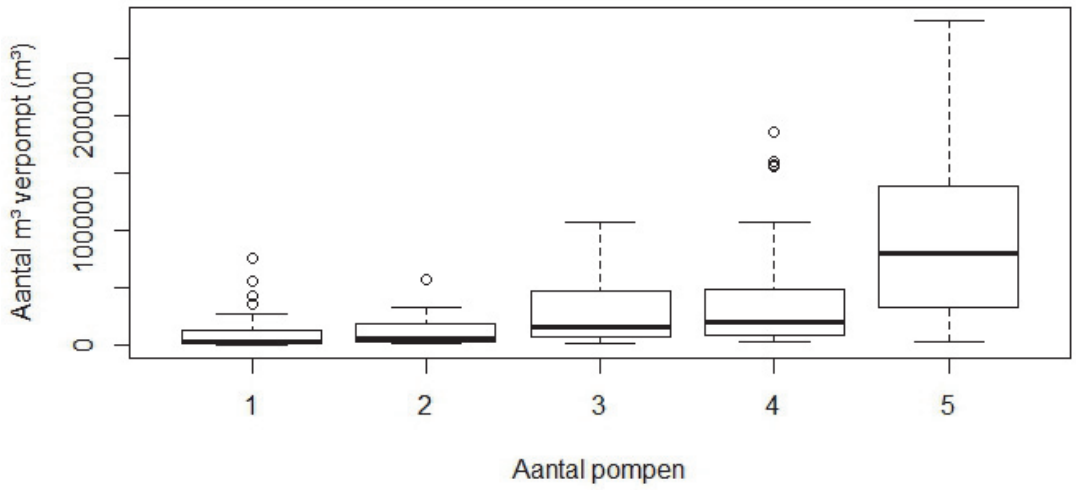
Stroomafwaartse migratie

1.1.4.1.1 Analyse van de gemaalwerking

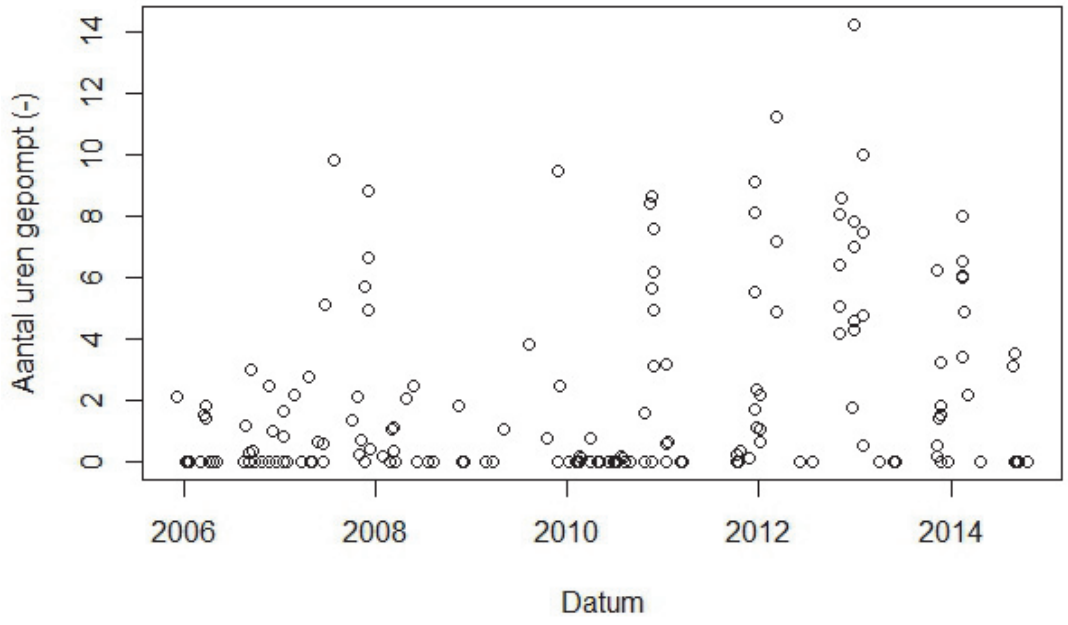
Analyse van de pompdata tussen december 2005 en oktober 2014 toont aan dat er in deze periode (in totaal 3.257 dagen) slechts op 213 dagen (6,54 %) werd gepompt. Meestal (57 % van de tijd) werden hierbij 4 of 5 pompen gebruikt. Er werd maximaal 282.341 m³ verpompt, wat overeenkomt met één pomp van 5,5 m³/s die 14,26 u constant zou draaien.

Tabel 1: Aantal pompdagen, verpompt volume en aantal pompuren per dag dat er gepompt wordt tussen december 2005 en oktober 2014. Alle getallen zijn cumulatief voor de verschillende ingezette pompen. Op basis van de pompgegevens werd afgeleid dat geen enkele pomp langer dan 1u aan een stuk draaide. Het maximum van 14,26 draaiuren bekomen met 5 pompen op één dag, wordt dus in korte pompperiodes van ca. 1u bereikt.

		Verpompt volume (m³)				Totaal aantal uren gepompt (u)			
Aantal pompen	Aantal dagen	Gemiddeld	Standaard-deviatie	Minimum	Maximum	Gemiddeld	Standaard-deviatie	Minimum	Maximum
1	44	10399	15703	385	75510	0,53	0,79	0,02	3,81
2	22	12180	14226	1072	28568	0,62	0,72	0,05	2,89
3	24	28568	29824	1815	107195	1,44	1,51	0,09	5,41
4	47	39918	47259	2370	185170	2,02	2,39	0,12	9,35
5	76	89834	64145	2860	282341	4,54	3,24	0,14	14,26



Figuur 3: Het cumulatief verpompte volume water (in m³) per dag in functie van het aantal pompen. Er werd bijvoorbeeld door 5 pompen samen maximaal 282341 m³ verpompt op één dag in de periode december 2005 tot en met oktober 2014.



Figuur 4: Aantal uren gepompt (u) per dag en cumulatief over de 5 pompen voor de periode tussen december 2005 en oktober 2014.

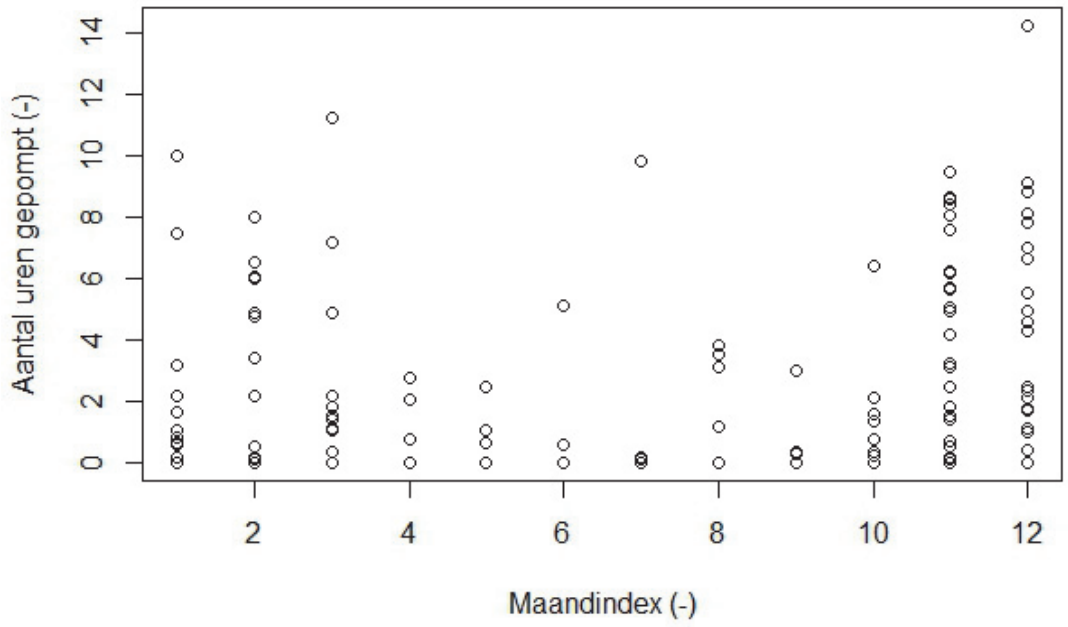
Op basis van voorgaand onderzoek weten we dat het zwaartepunt van de palingmigratie tussen juli en januari ligt. Analyse van de pompdata toont dat er meest gepompt wordt in de

maanden januari, februari, maart, november en december. Het zwaartepunt van de pompactiviteit overlapt dus voor een groot deel met de migratiepiek van paling.

Tabel 2: Aantal uren gepompt en verpompt volume per maand voor de periode tussen december 2005 en oktober 2014. Gemiddelde, minimum en maximum volumes zijn de volumes per dag, terwijl het totaalvolume het volume voor alle januarimaanden uit de studieperiode geeft. Dit beeld is enigszins vertekend aangezien de maand november eenmaal minder in de studieperiode voorkomt dan de andere periodes.

Maand		Uren gepompt (u)	Totaal volume verpompt (m^3)
Januari	Gemiddeld	1,74837913	34617,91
	Standaarddeviatie	2,34983259	46526,69
	Minimum	0,08333333	1650
	Maximum	10,02609259	198516,6
	Totaal	48,95461574	969301,4
Februari	Gemiddeld	2,54023991	50296,75
	Standaarddeviatie	2,59854457	51451,18
	Minimum	0,01944444	385
	Maximum	9,83278704	194689,2
	Totaal	71,12671759	1408309
Maart	Gemiddeld	2,30619583	45662,68
	Standaarddeviatie	3,26176767	64583
	Minimum	0,03333333	660
	Maximum	11,24226389	222596.8
	Totaal	46,12391667	913253,6
April	Gemiddeld	1,55652778	30819,25
	Standaarddeviatie	1,02557606	20306,41
	Minimum	0,66666667	13200
	Maximum	2,775	54945
	Totaal	6,22611111	123277
Mei	Gemiddeld	0,9484188	18778,69
	Standaarddeviatie	0,85119868	16853,73
	Minimum	0,025	495
	Maximum	2,88611111	57145
	Totaal	12,32944444	244123
Juni	Gemiddeld	1,28893519	25520,92
	Standaarddeviatie	1,77716595	35187,89
	Minimum	0,025	495
	Maximum	5,11305556	101238,5
	Totaal	14,17828704	280730,1

Juli	Gemiddeld	1,68714616	33405,49
	Standaarddeviatie	3,61828526	71642,05
	Minimum	0,03055556	605
	Maximum	9,86280093	195283,5
	Totaal	11,81002315	233838,5
Augustus	Gemiddeld	1,48233218	29350,18
	Standaarddeviatie	1,60823545	31843,06
	Minimum	0,0412963	817,6667
	Maximum	3,85277778	76285
	Totaal	17,78798611	352202,1
September	Gemiddeld	0,98940394	19590,2
	Standaarddeviatie	1,34962456	26722,57
	Minimum	0,11972222	2370,5
	Maximum	2,99583333	59317,5
	Totaal	3,95761574	78360,79
Oktober	Gemiddeld	1,51590909	30015
	Standaarddeviatie	1,84881055	36606,45
	Minimum	0,02777778	550
	Maximum	6,40833333	126885
	Totaal	16,675	330165
November	Gemiddeld	3,68409315	72945,04
	Standaarddeviatie	3,20038017	63367,53
	Minimum	0,05416667	1072,5
	Maximum	9,50043981	188108,7
	Totaal	121,5750741	2407186
December	Gemiddeld	3,3356789	66046,44
	Standaarddeviatie	3,52968261	69887,72
	Minimum	0,0625	1237,5
	Maximum	14,25966204	282341,3
	Totaal	140,0985139	2773951



Figuur 5: Aantal uren gepompt per dag in functie van de verschillende maanden (1 = januari, ... , 12 = december) voor de periode van december 2005 tot en met oktober 2014.

Analyse van de pompactiviteit toont dat er in minstens 75% van de gevallen voor minder dan 3,44 u per dag wordt gepompt. Algemeen wordt dus meestal op korte tijd een relatief grote hoeveelheid water verpompt van de polder naar het toevoerkanaal tussen het gemaal en de getijdenstuw t.h.v. de Ganzepoot. Dit volgt uit het feit dat er enkel tijdens laagtij kan worden gepompt.

Tabel 3: Minimum, 1e en 3e kwartiel, mediaan en maximum van het verpompte volume, het aantal uren gepompt en de gemiddelde pompduur per pomp en per dag.

	Volume verpompt (m^3)	Aantal uren gepompt (u)	Gemiddelde pompduur per pomp (u)
Minimum	385	0,02	0,02
1e kwartiel	6600	0,33	0,12
Mediaan	21917	1,11	0,34
3e kwartiel	68063	3,44	0,98
Maximum	282341	14,26	3,81

Samengevat kunnen we dus stellen dat het gemaal relatief weinig wordt gebruikt, en dat de gravitaire lozing instaat voor de afvoer van het grootste debiet uit de polder. Desalniettemin wordt het gemaal intensief gebruikt tijdens perioden van grote afvoer. Hieruit volgt ook dat er tijdens deze periodes mogelijks grote hoeveelheden paling uit de polder vermalen worden.

Uit vorig onderzoek (Buysse et al., 2009) weten we dat paling niet levend door dergelijk gemaaltype (een propellergemaal) kan passeren. Hoeveel paling er effectief door het gemaal wordt vermalen, is echter onduidelijk. Het huidige gemaalbeheer, waarbij vooral in een korte tijdsspanne een grote hoeveelheid water verpompt wordt, zorgt vermoedelijk voor minder vermalen paling. Specifiek zal slechts een korte periode een lokstroom ontstaan, en zullen dus enkel palingen die zich op het moment van verpompen ter hoogte van het gemaal bevinden, verpompt worden. Anderzijds wordt op dergelijke piekmomenten toch meestal langer dan 1u gepompt, en kunnen palingen zich bij hogere afvoer ook accumuleren t.h.v. de pomp, wat tot hogere aantallen vermalen paling zou kunnen leiden. Het stroomopwaartse gebied is bovendien qua habitat uitermate geschikt voor de opgroei van paling, waardoor een oplossing zich opdringt. Een aantal potentiële oplossingen voor dit probleem worden hieronder toegelicht en kunnen in een latere fase mogelijks onderzocht worden.

1.1.4.1.2 Mogelijke oplossingen

1.1.4.1.2.1 Maximale buffering van hoge afvoeren

Gezien de sporadische werking van het gemaal en de relatief kleine door het gemaal verpompte watervolumes, zou bufferen van het te verpompen volume mogelijks een oplossing kunnen zijn. Een hydraulische analyse zou de haalbaarheid van deze oplossing kunnen evalueren. VMM beschikt over een model van het stroomgebied, waarbij verschillende pompregimes kunnen worden afgewogen. Concreet stellen we volgende scenario's voor:

- volledige gravitaire lozing (jaarrond): in dit scenario fungeert het gemaal enkel als 'noodgemaal', om overstromingen te vermijden bij calamiteiten of overmacht (uitzonderlijk extreme weersomstandigheden)

- gravitaire lozing tijdens de paaimigratieperiode van paling (juli-januari)

- gravitaire lozing tijdens een deel van de paaimigratieperiode (bij voorkeur tijdens periodes dat er lange tijd een verhoogd debiet optreedt, dit i.t.t. periodes van piekdebieten over een korte tijd)

In eerste instantie kan dergelijke analyse verschillende scenario's vergelijken, waarbij bijvoorbeeld tijdens de palingmigratieperiode (juli-januari) maximaal gravitair wordt geloosd. Vervolgens dienen voor- en nadelen afgewogen en kan via overleg met verschillende belanghebbenden de optimale oplossing worden geselecteerd. Gezien de randvoorwaarden van het na te streven constant peil in de polder, kunnen we deze oplossing echter als praktisch minder haalbaar beschouwen.

1.1.4.1.2.2 Afscherming van het gemaal en geleiding via aan te leggen nevengeul

Wereldwijd wordt onderzoek uitgevoerd naar mogelijke afschrikkingsmethodes ter hoogte van een gemaal. Om technische redenen (verstopping) is mechanische afschrikking door een fijnmazig rooster onmogelijk, en moet dus gekeken worden in de richting van bellenschermen, LED stralers of geluid om vissen af te schrikken. Ook ter hoogte van het Veurne Ambacht gemaal werd destijds onderzoek uitgevoerd naar de afschrikking van vis door het Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer (IBW). Momenteel kan echter enkel geconcludeerd worden dat stroomafwaarts migrerende vissen (zoals paling) zeer moeilijk af te schrikken zijn. Gedetailleerde analyse van hun gedrag ter hoogte van een gemaal toont bv. dat paling verschillende toenaderingspogingen onderneemt, om dan vervolgens toch door het gemaal te migreren.

Naast afschrikking kan echter ook gekeken worden of geleiding van stroomafwaarts migrerende vissen naar een visnevengeul haalbaar is. Concreet bevindt zich op de linkeroever van het kanaal Veurne Ambacht een zijarm die mits aanpassing en voorziening van migratiefaciliteiten zou kunnen gebruikt worden als migratieroute. De kostprijs van deze aanpassingen is echter relatief hoog aangezien de nevengeul momenteel zeer ongunstig is ingeplant (zowel de in- als de uitstroom bevinden zich te ver van het gemaal). Het is bovendien twijfelachtig of stroomafwaarts migrererende vis deze route zal kiezen (zelfs bij aanwezigheid van geleiding), aangezien het grootste debiet steevast door de pompen zal gaan. Bovendien moet bij installatie van een nevengeul ook een technische installatie worden voorzien om te vermijden dat water uit het perskanaal via de nevengeul terug de polder instroomt wanneer er gepompt wordt. Om op dat moment ook stroomafwaartse vismigratie toe te laten, zou een vrij technische constructie zoals een hevel of een omgekeerde De Wit passage moeten worden voorzien. Door deze technische complexiteit is deze optie eveneens moeilijk haalbaar.

1.1.4.1.2.3 Installatie van visvriendelijke pompen

Gezien de overdimensionering van de pompen en de beperkte afvoer van de Polder Noordwatering van Veurne zou het polderpeil reeds kunnen worden gegarandeerd door één van de vijf aanwezige pompen. Vervanging van één pomp door een visvriendelijke pomp zou bijgevolg dus alle uittrekkende paling toelaten visvriendelijk te migreren. De andere pompen zouden dan fungeren als noodpompen. Er zijn een aantal visvriendelijke pomptypes op de markt die als vervanging in de huidige pompinstallatie zouden kunnen geplaatst worden (o.a. de visvriendelijke Flygt pompen met uitwaaierende schroeven), maar de visvriendelijkheid van deze pompen moet nog uitgebreider onderzocht worden. Gezien de relatief beperkte kostprijs en de technische haalbaarheid, lijkt dit de meest haalbare en efficiënte oplossing.

Tot slot zijn er nog een aantal alternatieve scenario's zoals alternerend pompen of het afschermen van het gemaal, zodat stroomafwaarts migrerende vis enkel tijdens de gravitaire lozing migratie onderneemt. Implementatie van deze scenario's zal minder kosten dan de installatie van een visvriendelijke pomp, maar er is onvoldoende geweten over de effectiviteit van deze maatregelen. Hierdoor moet verder onderzoek, bijvoorbeeld op basis van akoestische telemetrie, uitwijzen of dergelijke ingreep haalbaar en effectief kan zijn.

Stroomopwaartse migratie

Het gemaal Veurne Ambacht vormt een onpasseerbaar obstakel voor stroomopwaartse migratie van juveniele paling. Enkel bij gravitaire lozing, op het moment dat de stroming vanuit de polder relatief zwak is, kunnen minder goede zwemmers zoals glasaal stroomop migreren. Bijgevolg krijgt glasaal slechts beperkte kansen om richting de polder te migreren. Anderzijds werd in eerder onderzoek op de IJzer aangetoont dat ter hoogte van de Ganzepoot via omgekeerd spuibeheer een substantiële hoeveelheid glasaal kan worden binnengelaten. Het is dus aangewezen om na te gaan hoe stroomopwaartse migratie kan verbeterd worden ter hoogte van het gemaal.

Concreet lijkt omgekeerd spuibeheer in combinatie met een migratievoorziening ter hoogte van het gemaal de beste oplossing. Voor deze migratievoorziening zijn er drie opties.

1.1.4.1.3 Installatie van een nevengeul

De eerder vernoemde zijgeul op linkeroever zou kunnen worden omgevormd tot een visnevengeul. Nadelen zijn hier echter dat er steeds een peilverschil tussen de polder en de stroomafwaartse zijde van het gemaal zal moeten overbrugd worden, waardoor een extra vistrap moet worden voorzien. Voor de goede werking van deze vistrap zou deze idealiter ter hoogte van het gemaal moeten worden ingeplant. Dit is niet mogelijk met de huidige nevengeul aangezien deze verder stroomaf het gemaal pas raakt aan het afvoerkanaal.

Om een efficiënte nevengeul te construeren, maw. een nevengeul met een goede attractiviteit die een brede waaier van soorten toelaat stroomopwaarts te migreren, kan een

specifieke migratievoorziening, zoals bijv. een omgekeerde De Wit vistrap, oplossingen bieden. Deze voorziening dient echter vlakbij het gemaal ingeplant te worden, om een goede attractiviteit te garanderen. Opnieuw kan hier dus geconcludeerd worden dat deze oplossing suboptimaal is gezien het feit dat de huidige (nog niet aangetakte) nevengeul ongunstig gesitueerd is en er vrij veel dure en bedrijfsonzekere technische aanpassingen dienen te gebeuren om de nevengeul in alle omstandigheden operationeel te maken.

1.1.4.1.4 Installatie van een palinggoot

Palinggoten hebben hun nut bewezen ter hoogte van talrijke gemalen, stuwen, waterkrachtcentrales en andere obstakels (Environment Agency, 2015). Ook ter hoogte van het gemaal Veurne Ambacht zou een palinggoot mogelijks de stroomopwaartse migratie versterken, en het is technisch vrij eenvoudig om glasaal naar de stroomopwaartse zijde van het gemaal te laten migreren door de aanwezigheid van noodafvoerriolen (Figuur 6) aan beide zijden van het gemaal. Deze riolen dienen om overtollig water uit het afvoerkanaal terug naar de polder te laten lopen wanneer de pompen door calamiteit zouden blijven pompen terwijl de spuideuren aan de Ganzepoot gesloten zijn. Dit is een vrij eenvoudige oplossing om stroomopwaartse migratie voor paling te voorzien, maar voorziet enkel in stroomopwaartse migratie voor één soort (paling). Bovendien kan de correcte inplanting van de gootinlaat complex zijn, gezien er alternerend gepompt en gravitair geloosd wordt in het gebied. Hierdoor zijn mogelijks relatief dure technische oplossingen vereist.



Figuur 6: Situering van de noodriolen aan de stroomafwaartse zijde van het gemaal Veurne-Ambacht. Via deze riolen en een glasaalgoot kan glasaalmigratie mogelijks gefaciliteerd worden.

1.1.4.1.5 Nastreven van een gelijk peil tussen polder en afvoerkanaal

De meest duurzame oplossing lijkt een aangepast spuibeheer van de spuien ter hoogte van de Ganzepoot en het gemaal. Via omgekeerd spuibeheer kan glasaal worden binnengelaten ter hoogte van de Ganzepoot. Wanneer vervolgens na gravitaire lozing van het polderwater het peil in de polder en het afvoerkanaal op gelijke hoogte wordt gehouden (en m.a.w. de gravitaire schuiven gedurende de volledige tijcyclus geopend blijven), wordt stroomopwaartse migratie van glasaal en alle andere vissoorten mogelijk. Dit scenario is zonder grote kosten in te voeren, maar een uitgebreide test, met opvolging van de impact van deze maatregel op de conductiviteit stroomopwaarts het gemaal, dringt zich op.

Tabel 4: De vier fases van het aangepast spuibeheer van de spuien ter hoogte van de Ganzepoot en het gemaal (* = deze fase wordt enkel uitgevoerd wanneer er polderwater dient geloosd te worden; ** = deze fase wordt enkel uitgevoerd wanneer er tegelijkertijd polderwater moet geloosd worden maar waarbij de volledige laagtijcyclus niet dient benut te worden omdat er slechts een geringe hoeveelheid water dient geloosd te worden.

Fase	Peil zee	Spui Ganzepoot	Peil perskanaal	Spui gemaal	Peil polder
1	> peil polder	Kier	= peil polder	Open	peil polder
2*	≤ peil polder	Open	= peil polder	Open	peil polder
3	< peil polder	Open	= peil zee	Dicht	peil polder
4*	= peil polder	Kier	= peil zee	Open	peil polder

Dit beheer zou bestaan uit vier verschillende fases:

- In fase 1 staat de zee hoger dan het gewenste polderpeil. De spui ter hoogte van de Ganzepoot staat op een kier. Glasaal kan vrij migreren richting het perskanaal en de polder. De peilstijging en de zoutintrusie in de polder blijft beperkt.
- In fase 2 zakt het zeewater tot onder het polderpeil. Wanneer er polderwater dient geloosd te worden, worden alle spuien geopend. Indien er geen polderwater dient gespuid te worden, wordt deze fase overgeslagen.
- In fase 3 stijgt het zeewater terug. Op het moment dat er voldoende polderwater geloosd is, worden de spuien aan het gemaal gesloten. Indien er meer moet geloosd worden, wordt deze fase overgeslagen.
- In fase 4 stijgt de zee verder en bereikt deze het peil van de polder. Kort voor dat moment worden de spuien ter hoogte van de Ganzepoot op een kier gezet.

De twee laatstvermelde scenario's zijn vrij eenvoudig en tegen relatief lage kosten te verwezenlijken. Verder onderzoek kan de concrete uitwerking van deze scenario's verfijnen en de efficiëntie kwantificeren.

1.1.5 Conclusies en aanbevelingen voor beheer/verder onderzoek

Analyse van de pompactiviteit leert dat er het grootste deel van de tijd gravitair wordt geloosd, maar dat het gemaal toch ook aanzienlijke debieten verpompt tijdens periodes van hoogwater. Hieruit volgt ook dat er tijdens deze periodes mogelijks grote hoeveelheden paling uit de polder vermalen worden. Uit vorig onderzoek (Buysse et al., 2009) weten we dat paling niet levend door dergelijk gemaaltype (een propellergemaal) kan passeren. Het stroomopwaartse gebied is bovendien qua habitat uitermate geschikt voor de opgroei van paling, waardoor een oplossing zich opdringt.

Het gemaal Veurne Ambacht vormt bovendien een onpasseerbaar obstakel voor stroomopwaartse migratie van juveniele paling en andere stroomopwaarts trekkende vissoorten. Enkel bij gravitaire lozing, op het moment dat de stroming vanuit de polder relatief zwak is, kunnen minder goede zwemmers zoals glasaal stroomop migreren. Bijgevolg krijgt glasaal slechts beperkte kansen om richting de polder te migreren. Anderzijds werd in eerder onderzoek op de IJzer aangetoont dat ter hoogte van de Ganzepoot via omgekeerd spuibeheer een substantiële hoeveelheid glasaal kan worden binnengelaten. Het is dus aangewezen om na te gaan hoe stroomopwaartse migratie kan verbeterd worden ter hoogte van het gemaal.

Afweging van de verschillende oplossingen en de randvoorwaarden (het behouden van een constant polderpeil) toont dat installatie van een visvriendelijke pomp en een aangepast

spuibeheer waarbij een gelijk peil tussen de polder en het afvoerkanaal maximaal wordt nagestreefd, de meest haalbare oplossing is (Tabel 5).

Tabel 5: De verschillende voorgestelde oplossingen, met daarbij een inschatting van de mate waarin ze stroomopwaartse (SO) en stroomafwaartse (SA) migratie toelaten, de kostprijs, de effectiviteit en de compatibiliteit met de randvoorwaarde van een vast peil in de polder. Op basis van deze elementen werd de uiteindelijke haalbaarheid van de verschillende opties ingeschat.

Voorgestelde oplossing	SO migratie opgelost?	SA migratie opgelost?	Kosten	Effectiviteit	Randvoorwaarden vervuld?	Haalbaarheid
Installatie visvriendelijke pomp	Nee	Ja	Gemiddeld	Hoog	Ja	Hoog
Gelijk peil tussen polder en afvoerkanaal	Ja	Nee	Laag	Hoog	Ja	Hoog
Volledig gravitaire lozing	Ja	Ja	Laag	Hoog	Nee	Laag
Gravitaire lozing in palingmigratieperiode	Nee	Ja	Laag	Gemiddeld	Nee	Laag
Aanleg nevengeul	Ja	Deels	Hoog	Gemiddeld	Ja	Laag
Aanleg aalgoot	Deels	Nee	Laag	Gemiddeld	Ja	Gemiddeld

Het vervangen door één van de (uiterst visonvriendelijke) propellerpompen door een visvriendelijke pomp kan ervoor zorgen dat alle stroomafwaarts migrerende vis veilig het gemaal passeert. Hiervoor is wel vereist dat alle afvoer prioritair via de visvriendelijke pomp wordt verpompt, en dat de andere vier pompen enkel fungeren als noodpompen in situaties van overmacht. Dit scenario vereist een eenmalige investeringskost, en vervolgens onderhouds- en energiekosten die de huidige kosten zullen benaderen.

Om stroomopwaartse migratie te garanderen kan een maximaal gelijk peil tussen de polder en het perskanaal, in combinatie met omgekeerd spuibeheer, worden gerealiseerd. Via omgekeerd spuibeheer wordt glasaal binnengelaten ter hoogte van de Ganzepoot. Wanneer vervolgens na gravitaire lozing van het polderwater het peil in de polder en het afvoerkanaal op gelijke hoogte wordt gehouden (en maw. de gravitaire schuiven gedurende de volledige tijcyclus geopend blijven), wordt stroomopwaartse migratie van glasaal mogelijk.

Voor beide scenario's geldt dat een grondige hydraulische analyse dient te gebeuren vooraleer ze kunnen worden geïmplementeerd. VMM beschikt over een model van het stroomgebied, waarmee de impact van deze scenario's op het stroomgebied en de stroomopwaartse waterpeilen, alsook de stroomsnelheid ter hoogte van het gemaal (afkalving oevers) kan worden gekwantificeerd. Op die manier kunnen verschillende scenario's tegen elkaar worden afgewogen.

Concreet stellen we voor om de technische haalbaarheid en hydraulische impact van volgende scenario's door te rekenen, zodat de wijzigingen in peil en afvoer, en de verwachte tijd dat het gemaal uit overmacht moet worden ingezet gekend zijn:

- maximale afvoer van het debiet via één visvriendelijke pomp met dezelfde capaciteit als de huidige pomp. In dit scenario fungeren de andere pompen enkel als noodpompen om overstromingen te vermijden bij calamiteiten of overmacht (uitzonderlijk extreme weersomstandigheden).

- maximaal nastreven van een gelijk peil tussen polder en afvoerkanaal, in combinatie met aangepast spuibeheer.

1.2 Actualisatie fiches visvriendelijke pompgemalen

1.2.1 Doelstelling

De bestaande fiches uit Stevens et al. (2011) actualiseren en aanvullen met fiches van nieuwe technieken om pompgemalen visvriendelijk te maken. Bij de fiches worden praktische toepassingen vermeld en of er reeds evaluatiestudies van de betreffende techniek op terrein uitgevoerd werden om na te gaan of de techniek daadwerkelijk visvriendelijk is.

1.2.2 Actualisatie 2014

Geactualiseerde fiches werden opgemaakt voor de buisvijzels, de Wit-vijzel, de visvriendelijke Hidrostal-pomp en de visvriendelijke axiaalpomp (zie bijlage).

2 Soortherstel

2.1 Inleiding

Heel wat stroomminnende vissoorten zijn al geruime tijd plaatselijk of volledig verdwenen uit de waterlopen van het Vlaamse Gewest. Aan de basis hiervan liggen meestal het onbereikbaar worden van typische paaigronden en een verslechterde water- en habitatkwaliteit (Dillen et al., 2005a,b; 2006). In het kader van natuurontwikkeling en integraal waterbeheer, maakten de verschillende overheden de voorbije jaren werk van het structureel herstel van een aantal prioritaire waterlopen. Ook de waterkwaltiteit van tal van waterlopen verbeterde de voorbije jaren sterk door de uitbouw van de waterzuiveringsinfrastructuur.

Het INBO werkte de voorbije jaren in opdracht van ANB onder andere al herstelprojecten uit voor kopvoorn, serpeling en kwabaal. Op basis van de bevindingen uit de haalbaarheidsstudies voerde ANB herintroducties van deze soorten uit in verschillende waterlopen van het Vlaamse Gewest.

Een herintroductie is pas volledig geslaagd als de uitgezette populaties zich ook succesvol reproduceren en een aanzienlijk deel van die nakomelingen kan doorgroeien tot paairijpe dieren. Alleen op die manier kan er zich een gezonde, duurzame populatie vestigen. Door jaarlijkse opvolging van de nieuwe populaties krijgen we een beeld van de overleving, de verspreiding en de demografische structuur. Op basis daarvan kunnen we de status van de populatie en dus ook het succes van de herintroductie bepalen, merken we eventuele flessenhalzen op en kunnen we, indien nodig, de herintroductiestrategie bijsturen of andere herstelmaatregelen nemen.

Uit de opvolgingsafvissingen van kopvoorn, serpeling en kwabaal van de voorbije jaren blijkt dat de uitgezette dieren goed groeien en overleven. Voor de kwabaal is er, buiten de vangst van één juveniel op de Asbeek in 2010 (Van den Neucker et al., 2010b), echter nog geen aanwijzing dat de soort zich succesvol voortplant. Via gericht onderzoek wil INBO nagaan waar de knelpunten die het welslagen van het herintroductieprogramma in de weg staan juist liggen. Voor kopvoorn en serpeling dienen voortplantingslocaties geëvalueerd of aangelegd te worden, om na te gaan of er voldoende rekrutering is en om de kansen op een succesvolle voortplanting te maximaliseren (Van den Neucker et al., 2013).

Naast de lopende herstelprojecten willen ANB en INBO ook nieuwe herstelprojecten opstarten voor andere belangrijke soorten zoals o.a. de beekprik. De beekprik zou in principe het volledige boven- en middenlopengebied van onze rivieren moeten kunnen bevolken. Zowel in eigen land als op Europees vlak is de soort echter sterk achteruitgegaan. Voor de realisatie van de instandhoudingsdoelstelling (IHD) is een areaaluitbreiding noodzakelijk.

2.2 Evaluatie van de uitgevoerde herintroducties van kopvoorn, serpeling en kwabaal

2.2.1 Doelstelling

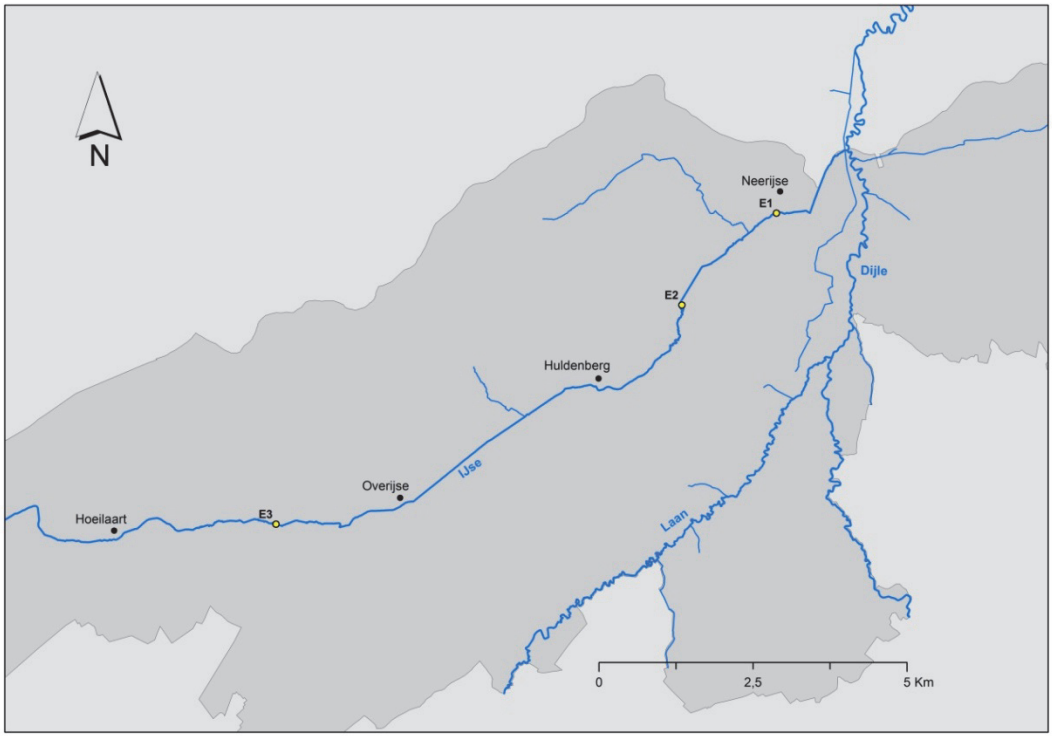
Voor de opvolging van de uitgevoerde herintroducties van kopvoorn, serpeling en kwabaal werden jaarlijks drie trajecten op de Ijse en drie op de Grote Nete afgevist. Deze trajecten waren initieel gekozen omdat ze goed bevisbaar waren en omdat daar de hoogste densiteiten kopvoorn, serpeling en kwabaal aanwezig waren. Door de sterkere rivierdynamiek, als gevolg van gewijzigd beheer, werden verschillende van de vastgelegde afvistrajecten op de Grote Nete de laatste jaren echter moeilijker en minder efficiënt af te vissen waardoor de bevisbare lengte steeds korter werd. Daarom hebben we in 2014 naast deze punten ook verschillende andere trajecten op de Grote Nete elektrisch bevist. Op basis van de vangstresultaten zullen we, indien nodig en mogelijk, nieuwe trajecten vastleggen die én efficient af te vissen zijn én waar we voldoende informatie over de drie doelsoorten kunnen verzamelen zodat we een goed beeld kunnen vormen van de overleving, natuurlijke rekrutering en demografische structuur van de geïntroduceerde populaties.

2.2.2 Materiaal en methode

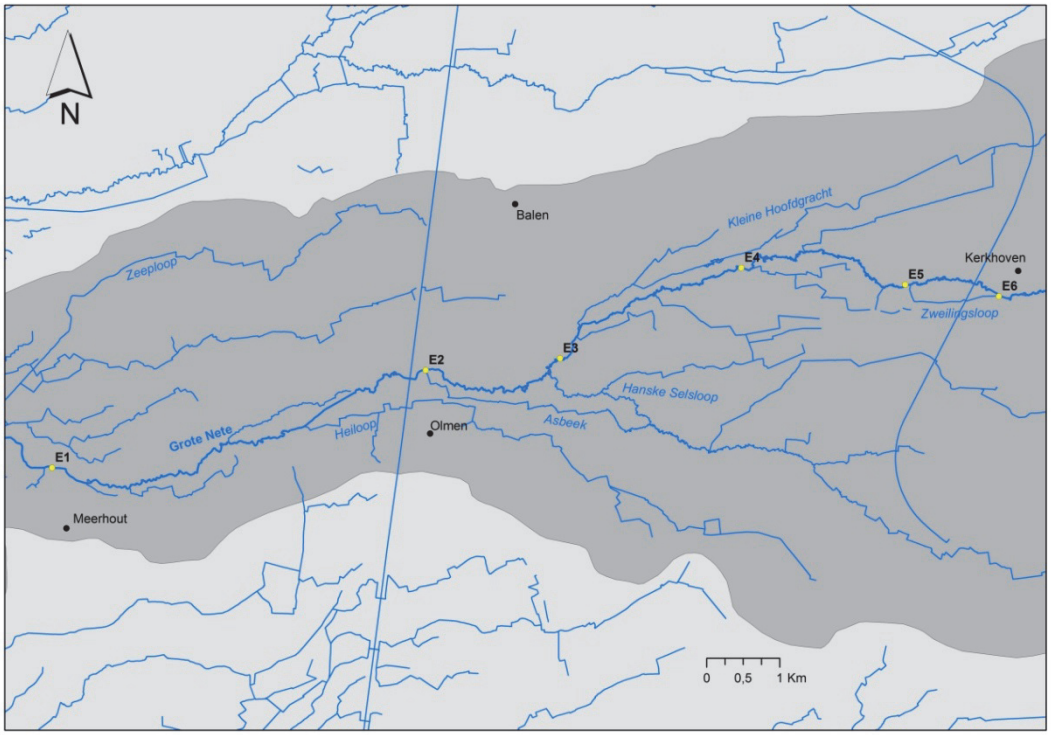
Eind augustus/begin september 2014 werden in het kader van de evaluatie van de uitgevoerde herintroducties verschillende trajecten op de IJse en Grote Nete elektrisch bevist. De trajecten van de Ijse bleven dezelfde als de voorbije jaren (Figuur 7). In de Grote Nete bevisten we, naast de vastgelegde trajecten, ook verschillende nieuwe trajecten gelegen tussen Meerhout en Kerkhoven (Figuur 8). Tabel 6 geeft een overzicht van alle trajecten en de beviste afstand weer. Op het traject Margijsbos kon maar 250m bevist worden i.p.v. de normale 500m wegens de aanwezigheid van beekwandelaars.

Tabel 6: Overzicht van de trajecten die in het kader van de evaluatie van de uitgevoerde herintroducties van kopvoorn, serpeling en kwabaal in het najaar 2014 (NJ) en voorjaar 2015 (VJ) op de Ijse en Grote Nete afgevist zijn en de lengte ervan. De trajecten zijn per waterloop gerangschikt van meest stroomafwaarts naar meest stroomopwaarts. - = niet gevist.

Waterloop	Traject	Beviste lengte NJ (m)	Beviste lengte VJ (m)
Ijse	Beekstraat (E1)	500	500
Ijse	Margijsbos (E2)	250	500
Ijse	S.A. E411 (E3)	500	500
Grote Nete	S.A. molen Meerhout (E1)	500	500
Grote Nete	S.A. Hoolstmolen (E2)	200	200
Grote Nete	St.-Odrada kapel (E3),SO brugje aan pad	120	-
Grote Nete	Peer Luytendijk (E4), SA en SO brug	100	100
Grote Nete	Topmolen (E5), SA monding Zweilingsloop	50	-
Grote Nete	N746 (E6), SO weg	90	-



Figuur 7: Ligging van de trajecten op de Ijse die i.k.v. de evaluatie van de uitgevoerde herintroducties van kopvoorn, serpeling en kwabaal in het najaar 2014 en voorjaar 2015 elektrisch afgevist zijn.



Figuur 8: Ligging van de trajecten op de Grote Nete die i.k.v. de evaluatie van de uitgevoerde herintroducties van kopvoorn, serpeling en kwabaal in het najaar 2014 en voorjaar 2015 elektrisch afgevist zijn.

We visten elektrisch volgens de methode beschreven in Coeck et al. (2000) waarbij alle trajecten éénmalig met dezelfde inspanning bevist werden om een idee te krijgen van de aanwezige soorten en de relatieve densiteit ervan op de verschillende trajecten.

Elke gevangen vis werd gedetermineerd en de aantallen per soort geteld. Van alle gevangen kopvoorns, serpelingen en kwabalen bepaalden we de individuele lengtes (vorklengte voor kopvoorn en serpeling en totale lengte voor kwabaal) en gewichten respectievelijk tot op 1mm en 0,1g nauwkeurig. Nadien werden de vissen teruggezet.

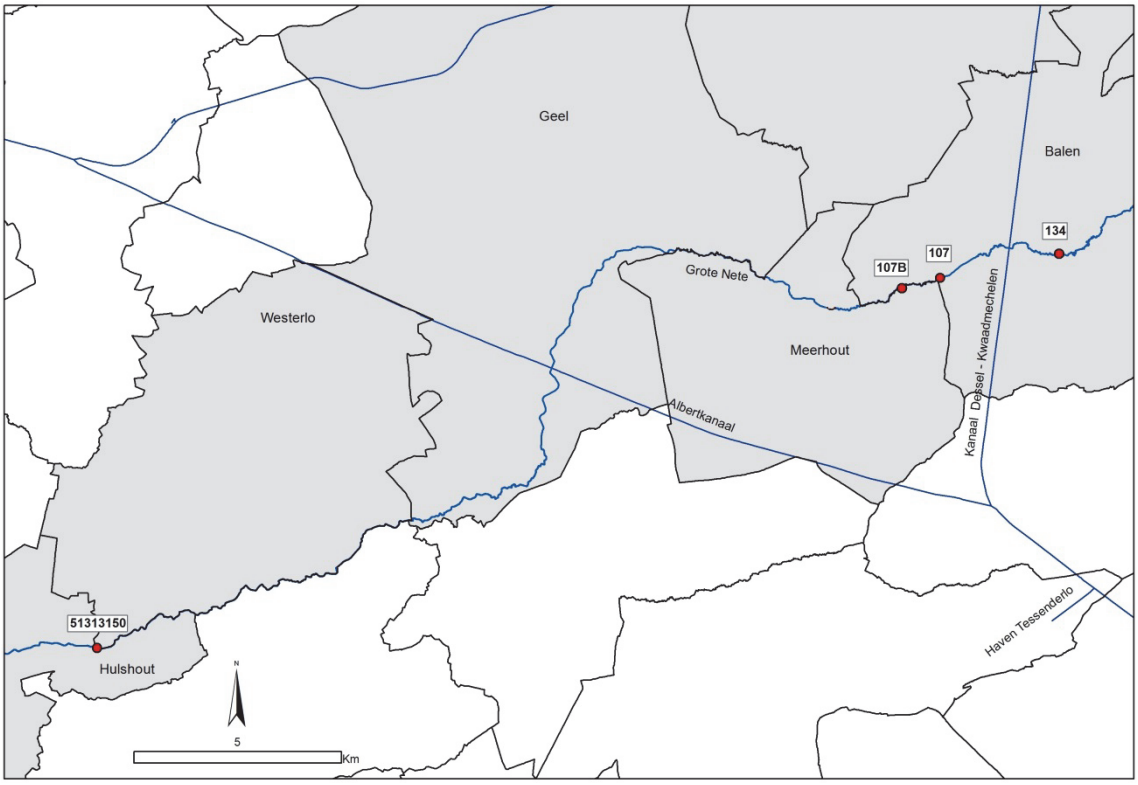
Waar mogelijk werden de aantallen van de drie doelsoorten die we in het najaar van 2014 vingen, vergeleken met de aantallen die we volgens de habitatgeschiktheidsmodellen voor kopvoorn (Dillen et al., 2005b), serpeling (Dillen et al., 2006) en kwabaal (Dillen et al., 2005a) verwachtten. We gebruikten daarvoor de gegevens van de habitatopmetingen die reeds vroeger uitgevoerd zijn. Op de Ijse konden we enkel voor het traject aan de Beekstraat en het traject aan het Margijsbos verwachte aantallen berekenen. Voor dat laatste traject werd er rekening mee gehouden dat in 2014 slechts de helft van het traject bevist kon worden. Op het traject stroomafwaarts van de E411 werden tot nu toe nog geen habitatopmetingen uitgevoerd. Op de Grote Nete konden we enkel verwachte aantallen berekenen voor het traject aan de molen van Meerhout aangezien dit het enige traject is dat onveranderd is gebleven t.o.v. de voorbije jaren wat betreft ligging en lengte. Er zijn nog geen nieuwe habitatopmetingen uitgevoerd aangezien de focus in 2014 lag op het vastleggen van nieuwe afvistrajecten.

De gevangen kwabalen scanden we ook op de aanwezigheid van een PIT-tag. De voorbije jaren werden de meeste gevangen kwabalen hiermee gemerkt om de groei, verspreiding en maximaal bereikbare leeftijd van deze soort na te gaan.

Naast deze afviscampagne beviste het INBO in 2014 ook nog enkele andere punten op de Grote Nete in het kader van V.I.S./meetnet zoetwatervis (Tabel 7 en Figuur 9). We hebben deze gegevens meegenomen in onze zoektocht naar nieuwe geschikte afvistrajecten. Op het eerste traject werden enkel de oevers bevist met twee anodes vanop een boot. Op de overige locaties werd de totale breedte wadend afgevist met twee elektroden over een afstand aangegeven in Tabel 7. De afvissingen op het traject 1km stroomafwaarts van de Straalmolen en het traject stroomopwaarts van de Hoolstmolen gebeurden in het kader van depletie beekprik, daarbij werden de trajecten 5 keren na elkaar bevist (Tabel 7). Op alle plaatsen werden de gevangen aantallen van onze doelsoorten geregistreerd maar tijdens de depletie-afvissingen voor beekprik werden enkel de grote kopvoorns, serpelingen en kwabalen gemeten. We hebben dus enkel van het traject net stroomafwaarts van de Straalmolen een volledige dataset met lengtes en gewichten van de gevangen doelsoorten.

Tabel 7: Overzicht van de trajecten op de Grote Nete die in het kader van VIS/meetnet zoetwatervis in 2014 bemonsterd zijn, de afgeviste lengte ervan en het aantal keren dat het traject na elkaar afgevist werd.

Traject (puntcode op Figuur 9)	beviste lengte (m)	aantal afvissingen
Werstmeerse brug, Hulshout (51313150)	100	1
1km S.A. Straalmolen (107B)	100	5
100m S.A. Straalmolenkom (107)	100	1
1ste brug 700m S.O. Hoolstmolen (134)	100	5



Figuur 9: Ligging van de trajecten die in 2014 i.k.v. V.I.S./meetnet zoetwatervis op de Grote Nete elektrisch afgevist zijn.

Midden februari 2015 bemonsterden we de Ijse en Grote Nete opnieuw. De drie trajecten op de Grote Nete werden op basis van de vangstresultaten in het najaar (aanwezigheid en densiteiten van de drie doelsoorten) en de efficiëntie waarmee de trajecten bevist konden worden, geselecteerd. De trajecten en hun afvislengte worden in tabel 1 weergegeven. Tijdens de afvissingen in februari was de waterstand uitzonderlijk laag en waren de trajecten goed te bevissen.

2.2.3 Ijse

Resultaten

Tabel 8 geeft voor elk afvistraject de effectieve vangst per soort per afvisperiode weer. De aantallen per 100m laten ons toe de vangstaantallen tussen de verschillende trajecten en afvisperiodes te vergelijken.

In het najaar van 2014 vingen we op het afvistraject Beekstraat in totaal 711 vissen over een afstand van 500m waarvan 67 kopvoorns, 22 serpelingen en 11 kwabalen. Op het afvistraject Margijsbos haalden we over een afstand van slechts 250m 962 vissen uit het water waaronder 134 kopvoorns en 39 serpelingen maar geen enkele kwabaal. Op het meest stroomopwaarts gelegen traject aan de E411 vingen we over een afstand van 500m slechts 131 vissen waaronder 7 kopvoorns en geen enkele serpeling of kwabaal. We vingen drie kwabalen terug met een PIT-tag. Twee ervan waren getagd in 2013 en waren op één jaar gegroeid van 25,9cm/89,6g en 33,3cm/192,5g tot respectievelijk 28,3cm/127g en 35,8cm/222g. De derde kwabaal werd in 2012 getagd, hij was toen 29,2cm lang en woog 174,8g. Op twee jaar tijd groeide hij tot een lengte van 36,4cm en een gewicht van 322g. De kwabalen groeiden gemiddeld 2,8cm per jaar.

In het voorjaar van 2015 vingen we in totaal 249 vissen op het traject aan de Beekstraat, 311 vissen aan Margijsbos en 494 vissen op het traject stroomafwaarts van de E411. Op het

traject aan de Beekstraat werden 17 kopvoorns, 9 serpelingen en 3 kwabalen gevangen, op het traject aan Margijsbos haalden we 114 kopvoorns, 24 serpelingen en 1 kwabaal boven water en op het meest stroomopwaartse traject vingen we wel 195 kopvoorns maar, net al in het najaar, geen serpelingen of kwabalen. We vonden tijdens deze afvissingen geen kwabalen terug die een PIT-tag hadden.

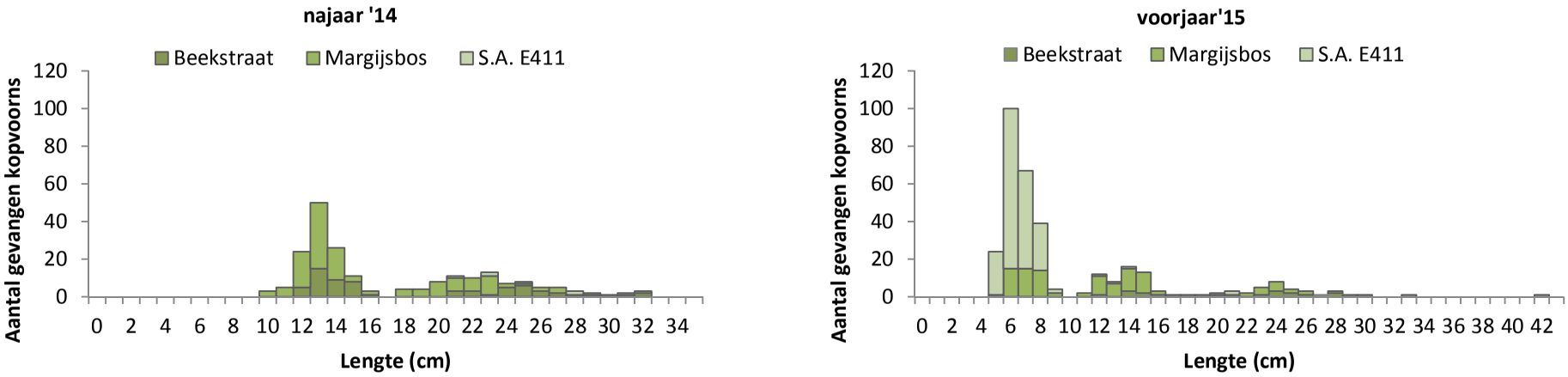
In de lengte frequentieverdelingen van de kopvoorns en kwabalen die in het najaar gevangen zijn(Figuur 10 en Figuur 12), vinden we geen aanwijzing terug dat deze doelsoorten zich in de Ijse gereproduceerd hebben. Opvallend is dat we net als de voorbije jaren ook dit jaar maar zeer weinig oudere kopvoorns vingen. Het grootste gevangen exemplaar was maar 32,7cm. In de lengte frequentieverdeling van de serpelingen die in het najaar gevangen zijn (Figuur 11), valt vooral de kleine serpeling met een lengte van 8,7cm op die op het traject Margijsbos gevangen werd.

Ook bij de afvissingen in het voorjaar vingen we zeer weinig grote kopvoorns (Figuur 10). Het grootste individu (42,3cm) troffen we op het traject aan de E411 aan. Een groot deel van de gevangen kopvoorns behoorden tot de klasse 0+, namelijk 41% van het aantal gevangen kopvoorns aan het traject van het Margijsbos en 96% aan de E411. Bij de serpeling was het aandeel aan 0+ dieren in de vangst veel kleiner (Figuur 11). In totaal vingen we ook nog vier kwabalen, merkwaardig genoeg was er op het traject aan het Margijsbos wel een dier bij van maar 16,1cm (Figuur 12).

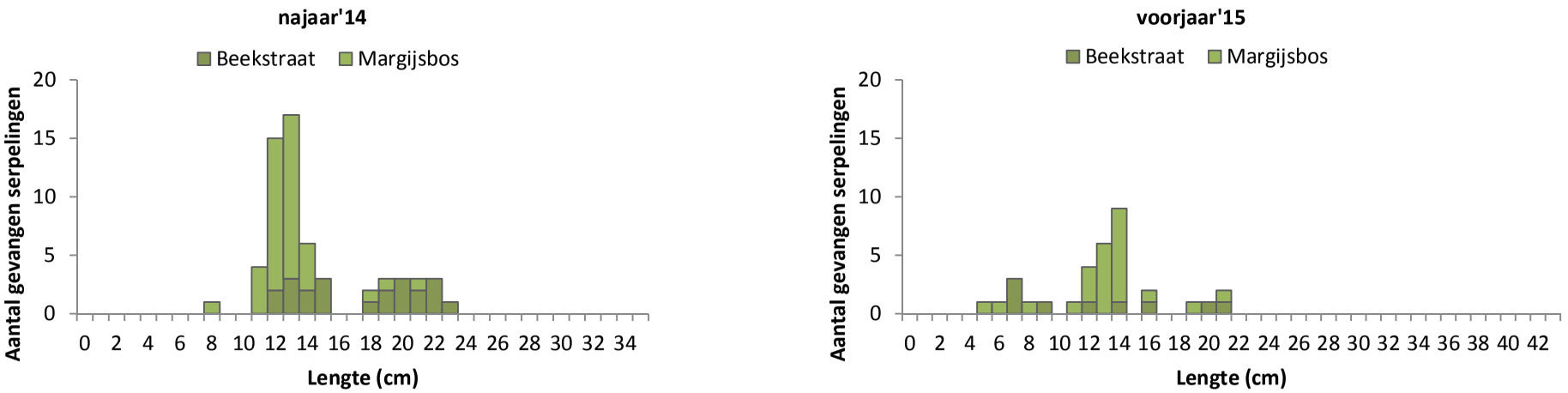
Tabel 8: De effectieve vangst per soort en per afvistraject uitgedrukt in absolute aantallen (N) en aantallen per 100m (N/100m). De doelsoorten zijn in groen aangeduid.

	Beekstraat				Margijsbos				S.A. E411			
	najaar '14		voorjaar '15		najaar '14		voorjaar '15		najaar '14		voorjaar '15	
soort	N	N/100m	N	N/100m	N	N/100m	N	N/100m	N	N/100m	N	N/100m
kopvoorn	67	13,4	17	3,4	134	53,6	114	22,8	7	1,4	195	39
serpeling	22	4,4	9	1,8	39	15,6	24	4,8	0	0	0	0
kwabaal	11	2,2	3	0,6	0	0	1	0,2	0	0	0	0
3D stekelbaars	7	1,4	0	0	171	68,4	23	4,6	96	19,2	144	28,8
paling	94	18,8	9	1,8	1	0,4	1	0,2	13	2,6	3	0,6
baars	11	2,2	7	1,4	71	28,4	9	1,8	3	0,6	12	2,4
beekforel	67	13,4	21	4,2	33	13,2	15	3	6	1,2	82	16,4
snoek	1	0,2	0	0	0	0	0	0	1	0,2	0	0
bermpje	252	50,4	50	10	387	154,8	88	17,6	0	0	0	0
riviergrondel	96	19,2	105	21	70	28	28	5,6	0	0	2	0,4
blauwbandgrondel	44	8,8	0	0	23	9,2	2	0,4	0	0	0	0
zeelt	6	1,2	0	0	0	0	0	0	5	1	3	0,6
giebel	14	2,8	12	2,4	1	0,4	0	0	0	0	1	0,2
rietvoorn	1	0,2	0	0	10	4	1	0,2	0	0	0	0
blankvoorn	18	3,6	12	2,4	22	8,8	4	0,8	0	0	51	10,2

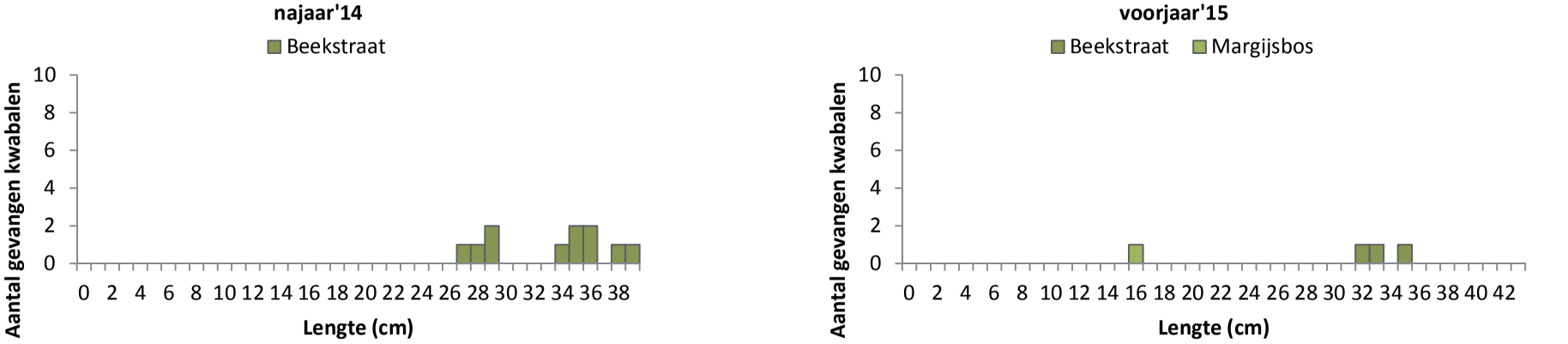
	Beekstraat				Margijsbos				S.A. E411			
	najaar '14		voorjaar '15		najaar '14		voorjaar '15		najaar '14		voorjaar '15	
bittervoorn	0	0	1	0,2	0	0	0	0	0	0	1	0,2
rivierdonderpad	0	0	3	0,6	0	0	0	0	0	0	0	0
zonnebaars	0	0	0	0	0	0	1	0,2	0	0	0	0
Totaal aantal vissen	711		249		962		311		131		494	
Totaal aantal soorten	15		12		12		13		7		10	



Figuur 10: Lengte frequentieverdelingen van de kopvoorns die in najaar '14 en voorjaar'15 gevangen zijn op de verschillende afvistrajecten op de Ijse.

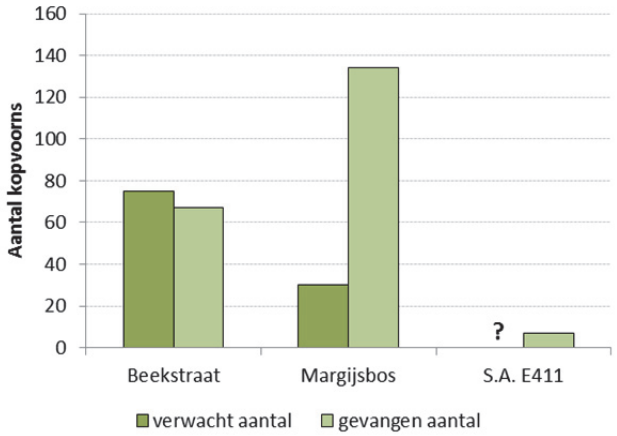


Figuur 11: Lengte frequentieverdelingen van de serpelingen die in het najaar ’14 en voorjaar ’15 gevangen zijn op de verschillende afvistrajecten op de IJse.

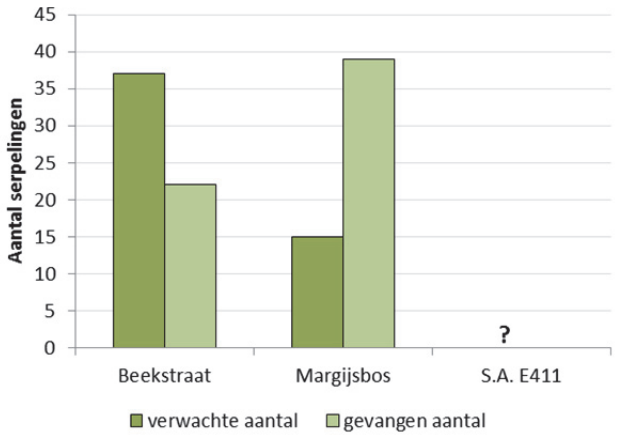


Figuur 12: Lengte frequentieverdelingen van de kwabalen die in het najaar ’14 en voorjaar ’15 gevangen zijn op de verschillende afvistrajecten op de Ijse.

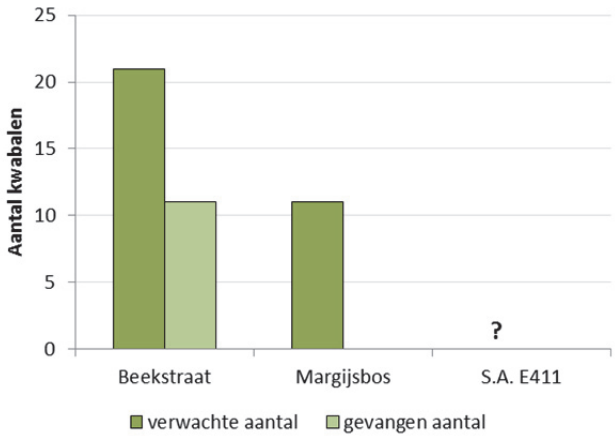
Uit Figuur 13 en Figuur 14 blijkt dat op het traject van de Beekstraat de gevangen aantallen (sub)adulte kopvoorns en serpelingen lager liggen dan de aantallen die verwacht worden op basis van de habitatgeschiktheidsmodellen. Op het traject aan het Margijsbos liggen de gevangen aantallen van deze doelsoorten dan weer hoger dan de verwachte aantallen. Er werden in het najaar enkel kwabalen gevangen op het traject aan de Beekstraat. Het gevangen aantal ligt lager dan het verwachte aantal (Figuur 15). Aangezien we geen 0+ dieren gevangen hebben, worden nergens de verwachte aantallen bereikt.



Figuur 13: Het aantal (sub-)adulte kopvoorns dat we per afvistraject volgens het HGI-model van Dillen et al. (2005b) verwachten en het effectieve aantal dat er in het najaar gevangen is.



Figuur 14: Het aantal (sub-)adulte serpelingen dat we per afvistraject volgens het HGI-model van Dillen et al. (2006) verwachten en het effectieve aantal dat er in het najaar gevangen is.

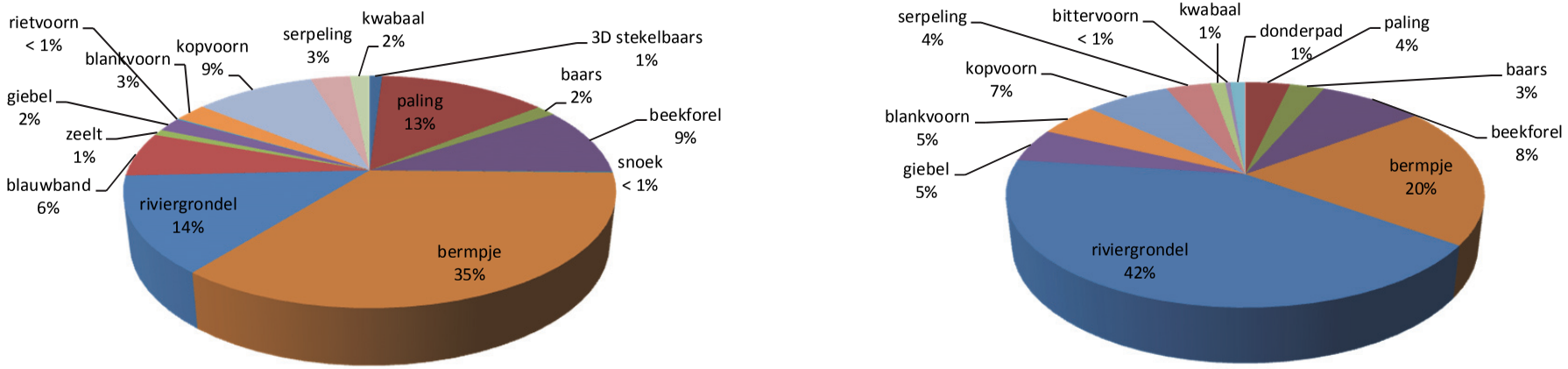


Figuur 15: Het aantal (sub-)adulte kwabalen dat we per afvistraject volgens het HGI-model van Dillen et al. (2005a) verwachten en het effectieve aantal dat er in het najaar gevangen is.

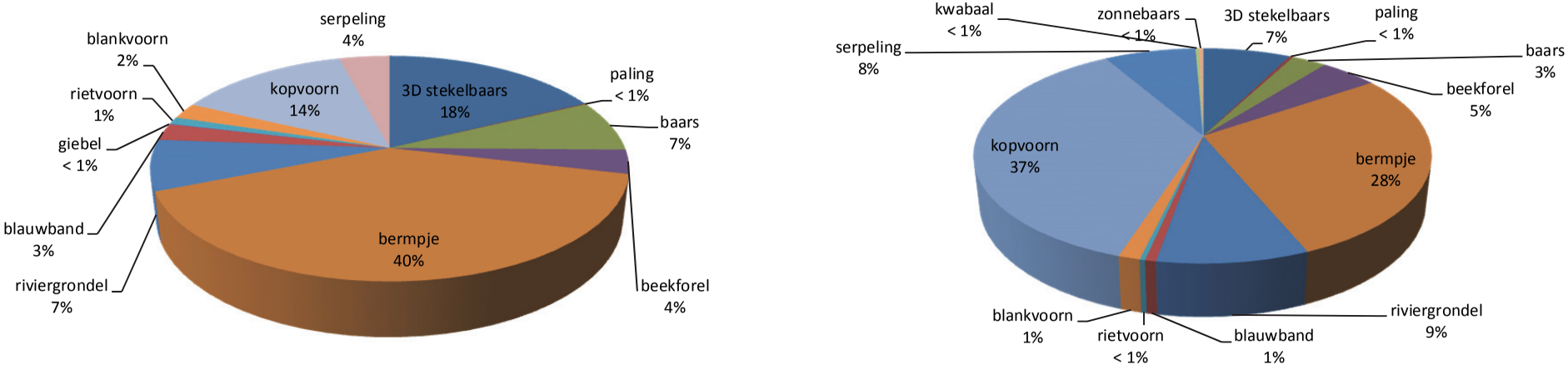
In het najaar vingen we in totaal 15 verschillende vissoorten op de IJse, in het voorjaar waren dat er 17 (Tabel 8). In het voorjaar vingen we, in tegenstelling tot het najaar, geen snoek maar wel bittervoorn, zonnebaars en zelfs rivierdonderpad op het meest stroomafwaartse afvistraject. De soortenrijkdom schommelt tussen 15 en 7 vissoorten per locatie. Op het meest stroomopwaartse traject lag het aantal gevangen vissoorten telkens lager dan op de overige twee trajecten.

Figuur 16 tot en met Figuur 18 geven de aantalsverhoudingen van de gevangen vissoorten op de drie staalnamepunten in de Ijse grafisch weer voor zowel het najaar als voorjaar. De soortensamenstelling op de trajecten Beekstraat en Margijsbos lijkt sterk op elkaar, de aantalspercentages per soort verschillen onderling wel wat. Het traject stroomafwaarts van E411 verschilt meer wat betreft gevangen soorten en aantallen.

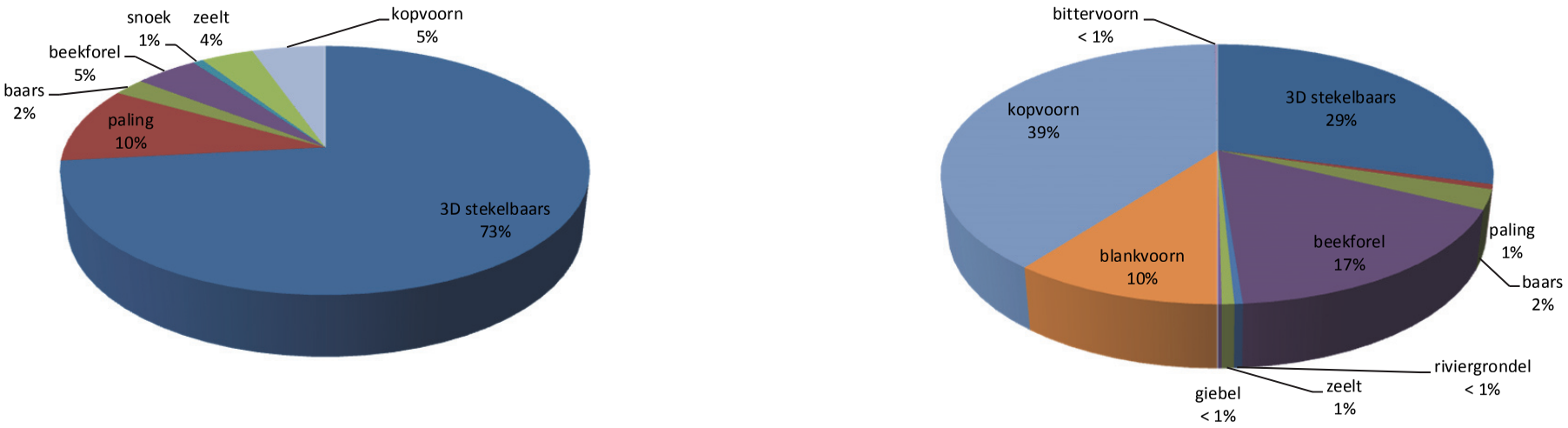
De aantalsverhoudingen per afvistraject variëren lichtjes tussen na- en voorjaar. In het najaar vingen we aan de Beekstraat vooral bermpjes, riviergrondel en paling (aantalspercentage respectievelijk 35%, 14% en 13%). In het voorjaar was het aandeel aan riviergrondel gestegen tot 42% van de gevangen vissen en het aandeel aan bermpjes iets verminderd (tot 20%). Op het traject aan het Margijsbos haalden we in het najaar vooral bermpjes (40% van de gevangen vissen), driedoornige stekelbaars (18%) en kopvoorn (14%) boven water. In het voorjaar was het aandeel aan bermpjes en driedoornige stekelbaars gedaald tot respectievelijk 28% en 7% van de gevangen vissen en steeg het aandeel aan kopvoorn tot 37%. Op het meest bovenstroomse traject bestond 73% van de vangst in september uit driedoornige stekelbaars. In het voorjaar was hun aandeel sterk afgenomen tot 29% en vingen we daarnaast vooral kopvoorns en beekforel, respectievelijk 39% en 17% van de gevangen vissen.



Figuur 16: Aantalsverhouding van de soorten die in het najaar '14 (links) en voorjaar '15 (rechts) gevangen zijn op het afvistraject Beekstraat.



Figuur 17: Aantalsverhouding van de soorten die in het najaar '14 (links) en voorjaar '15 (rechts) gevangen zijn op het afvistraject Margijsbos.



Figuur 18: Aantalsverhouding van de gevangen soorten die in het najaar '14 (links) en voorjaar '15 (rechts) gevangen zijn op het afvistraject S.A. E411.

Bespreking

We evalueerden de drie trajecten in de Ijse zowel in september 2014 als midden februari 2015. In september vingen we op alle trajecten met uitzondering van het traject aan de E411 meer vis dan in februari. Een mogelijke verklaring voor de lage vangst op dat traject in september is de aanwezigheid van een overstort dat op het moment van de afvissingen zo gestut was dat het constant open stond. Het stonk tijdens het afvissen ook op dit traject. Ook in 2010 maakten Van den Neucker et al. daar melding van.

Het totaal aantal vissoorten dat in na- en voorjaar gevangen werd op de verschillende trajecten verschillen onderling slechts heel weinig, net als de soortensamenstelling. Er waren wel wat verschuivingen in de aantalspercentages van de gevangen soorten per traject. Ondanks het feit dat het visbestand niet wijzigt tussen de seizoenen (Breine et al., 2001), kunnen de soorten en aantallen ervan die in verschillende seizoenen bovengehaald worden, wel verschillen. Deze verschillen worden veroorzaakt door verschillen in activiteit van vissoorten waardoor sommige soorten in een bepaald seizoen beter gevangen kunnen worden dan andere en door verschillen in de effectiviteit van het elektrisch vissen door de omstandigheden zoals zichtbaarheid, stroming, diepte. In dit geval bepalen ook de jaarlijkse uitzettingen in oktober mee welke soorten er in het voorjaar op de verschillende trajecten teruggevonden worden en in welke mate. In oktober 2014 werd in de Ijse beekforel, kopvoorn en serpeling uitgezet in de omgeving van het Margijsbos en het traject stroomafwaarts van de E411. De uitzetting van de 0+ kopvoorns, vertaalt zich in het groter aandeel van kopvoorn in de vangst op beide trajecten in het voorjaar. Een groot deel van de gevangen kopvoorns waren uitgezette juvenielen. De uitzetting van beekforel resulteerde op het traject aan het Margijsbos niet echt in een stijging in het aandeel aan beekforel bij de vangst. Ondanks de grote uitzettingsinspanning, werden er niet zoveel serpelingen gevangen in het voorjaar en al helemaal niet op het traject aan de E411.

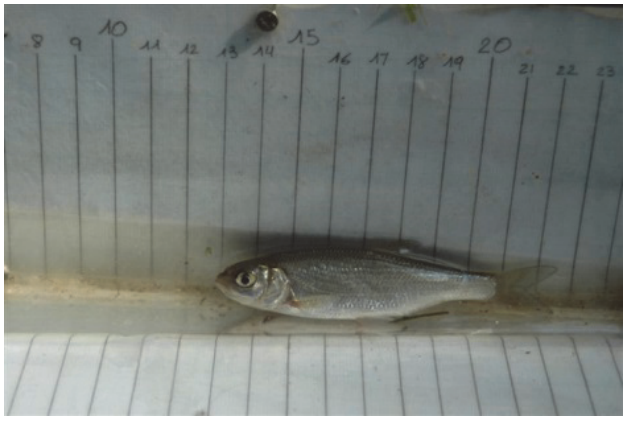
Wanneer we de aantallen kopvoorns en serpelingen die we in het najaar op de trajecten Beekstraat en Margijsbos vingen, vergelijken met de gevangen aantallen van de voorbije jaren dan liggen deze ondanks de lagere vangstinspanning aanzienlijk hoger (Tabel 9). Enkel in 2009 werden er meer serpelingen gevangen op het traject aan de Beekstraat. Ook op het traject aan het Margijsbos lag het effectief gevangen aantal in 2009 hoger maar toen werd er 500m afgevist i.p.v. slechts 250m. Het aantal kwabalen neemt, sinds het stopzetten van de uitzettingen van deze soort in de Ijse, jaar na jaar af. Dit is logisch aangezien de kwabaal zich (nog) niet (succesvol) voorplant in de IJse waardoor de populatie zich zonder uitzettingen niet in stand kan houden.

Tabel 9: Overzicht van de aantallen kopvoorns, serpelingen en kwabalen die van 2008 tot en met 2014 jaarlijks in september op de drie afvistrajecten in de Ijse gevangen werden. / = niet gevist.

	Beekstraat			Margijsbos			S.A. E411		
	kopv	serp	kwab	kopv	serp	kwab	kopv	serp	kwab
2014	67	22	11	134	39	0	7	0	0
2013	13	2	20	78	2	0	22	0	0
2012	11	2	35	71	32	9	2	3	5
2011	15	1	129	41	10	24	0	0	7
2010	29	1	32	29	18	4	1	0	1
2009	23	29	40	35	51	35	/	/	/
2008	6	20	22	2	24	10	/	/	/

Sinds het begin van de opvolging worden op het traject net stroomafwaarts van de E411 telkens minder kopvoorns, serpelingen en kwabalen gevangen dan op de overige trajecten. Enkel in 2013 werden er redelijk wat kopvoorns gevangen. Dit jaar was hun aantal echter weer sterk afgenomen. Sinds 2013 worden op dit traject al geen kwabalen en, ondanks de uitzettingen, ook geen serpelingen meer gevangen. Ook de totale vangstaantallen en het aantal gevangen soorten lagen op dit traject meestal lager dan op de andere trajecten. Een mogelijke oorzaak is de aanwezigheid van een overstort.

We kunnen besluiten dat de kopvoorns en serpelingen goed overleven in het traject aan het Margijsbos. De gevangen aantallen (sub)adulten zijn groter dan de verwachte aantallen. Het habitat lijkt op dat traject dus zeker geschikt voor de (sub)adulten van deze soorten. Op het traject aan de Beekstraat werden, ondanks het feit dat de vangstaantallen van kopvoorn en serpeling sterk gestegen waren in vergelijking met de voorbije jaren, de verwachte aantallen (nog) niet bereikt. Voor kopvoorn lag het gevangen aantal sterk in de buurt van het verwachte aantal, voor serpeling daarentegen nog niet. We vingen in het najaar, net als de voorbije jaren, geen enkele juveniele kopvoorn. Er is dus ook dit jaar geen aanwijzing dat de kopvoorn zich reproduceert in de IJse. Op het traject Margijsbos vingen we in het najaar een serpeling van 8,7cm (Figuur 19). Het kan hier gaan om een snelgroeiend juveniel, zeker omdat op dit traject in 2011 al juveniele serpelingen gevangen werden (Van den Neucker et al., 2012). Ook op de viskwekerij in Linkebeek waren de serpelingen dit jaar na één zomer gemiddeld 10cm. Het blijft natuurlijk ook mogelijk dat het hier toch om een dier gaat dat in oktober 2013 is uitgezet en in zijn groei is blijven steken alhoewel het dier in een uitstekende conditie verkeerde. We kunnen dus niet met zekerheid stellen dat de serpeling zich in 2014 succesvol reproduceerde in de IJse.



Figuur 19: De serpeling van 8,7cm in september 2014 gevangen op de Ijse.

Op de trajecten stroomafwaarts van de E411 en aan het Margijsbos kan het ontbreken van (succesvolle) natuurlijke reproductie van kopvoorn en serpeling te wijten zijn aan de beperkte aanwezigheid of afwezigheid van geschikte paaigronden binnen deze geïsoleerde stukken. Voor de kopvoorn kan de afwezigheid van oudere dieren een extra reden zijn. De kopvoorn is een langlevende soort die pas laat geslachtsrijp wordt. Voor een mannetje is dat meestal na ongeveer 3 jaar bij een lengte vanaf ongeveer 16cm. Een kopvoornwijfje wordt meestal maar na 4 tot 5 jaar geslachtsrijp en meet dan ongeveer 32cm (Sportvisserij Nederland, 2006). We vingen, net als de voorbije jaren, echter weinig tot geen grote kopvoorns. Slechts drie van de in 2014 gevangen kopvoorns waren groter dan 32cm, in het voorjaar waren dat er twee. Vermoedelijk hebben de grote kopvoorns zich stroomafwaarts naar de Dijle verplaatst (Van den Neucker et al., 2012). Aan de monding met de Dijle werden, tijdens het plaatsen van de fuiken i.k.v. het onderzoek naar het voortplantingssucces van de kwabaal, inderdaad meerdere grote kopvoorns geobserveerd. Waarschijnlijk kunnen deze dieren wegens de aanwezige migratieknelpunten de Ijse niet optrekken tot op deze twee trajecten.

Ook op het traject aan de Beekstraat dat toch in de nabijheid van twee aangelegde paairiffles ligt en in principe probleemloos bereikbaar is vanuit de Dijle, werd geen natuurlijke reproductie vastgesteld. We kunnen ons daarom afvragen of de geslachtsrijpe kopvoorns uit de Dijle wel zo ver terug stroomopwaarts migreren op zoek naar een paaiplaats of zich settelen voor de eerste geschikte paaigrond die ze tegenkomen, en of de paairijpe kopvoorns en serpelingen de aangelegde riffles effectief gebruiken of (nog) niet. Bij een extra elektrische afvissing op 11 mei 2015, aan het begin van het paaiseizoen, zagen we grote

kopvoorns in de Dijle aan de monding met de IJse rondzwemmen. Op de Ijse zelf vingen we iets stroomopwaarts ervan een paairijp mannetje van 30cm (Figuur 20) en vrouwtje van 40cm.



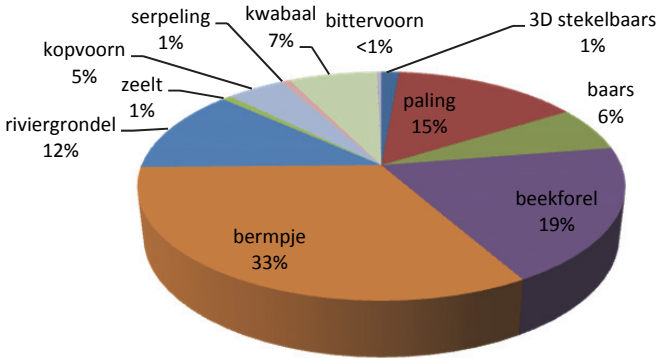
Figuur 20: Een paairijp kopvoornmannetje in mei 2015 op de Ijse gevangen.

Sinds de opvolging van de herintroducties van kwabaal in de Ijse is er nog geen aanwijzing gevonden van natuurlijke reproductie van de kwabaal. Opvallend is de vangst van een kwabaal van 16,1cm in het voorjaar op het traject aan het Margijsbos. Het lijkt weinig waarschijnlijk dat het hier gaat om een achterblijver van vorige uitzettingen. De kwabaal staat gekend als een soort met een enorme groeicapaciteit tijdens zijn eerste levensjaar. Uit monitoringsgegevens blijkt dat in de Duitse rivier de Lippe 0+ kwabalen in juni tot 10cm lang kunnen worden en dat ze na hun eerste zomer makkelijk een lengte van 19cm kunnen bereiken (Bunzel-Drüke et al., 2004). Nadien vlakt de groeispurt af. Volgens Koops (1959) kennen populaties in kleine stromen de uitzonderlijke groeicapaciteiten die de soort toegekend krijgt, echter niet. Ondanks de onzekerheid over de groeicapaciteiten, is het in dit geval toch weinig waarschijnlijk dat het gaat om een achterblijver van vorige uitzettingen, vooral omdat vanaf begin 2012, met uitzondering van 18 dieren in 2012 en 3 in oktober 2013, geen kwabalen meer uitgezet zijn op de Ijse. Het is evenwel nog de vraag of dit juveniel dan het resultaat is van natuurlijke reproductie in de Ijse of dat het gaat om een verstekeling die mee uitgezet is met andere soorten die komen van op de kwekerij alhoewel de kans dat die teruggevangen worden bijzonder klein is.

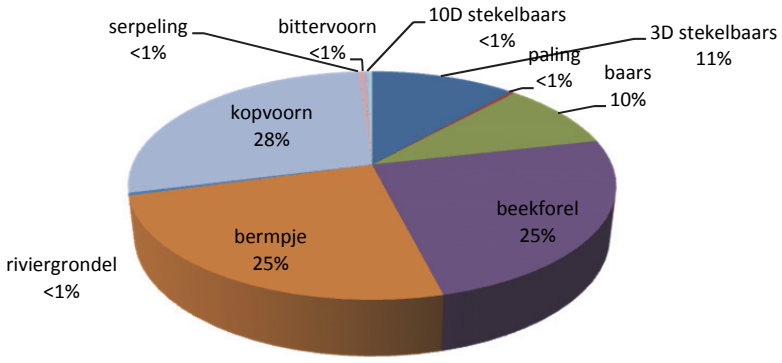
Het uitblijven van (succesvolle?) reproductie van de kwabaal in de Ijse is zonder twijfel te wijten aan de afwezigheid van geschikt paai- en larvaal opgroeihabitat (zie hoofdstuk 2.3.5). Overstromingsvlakten die op het juiste tijdstip én bereikbaar zijn én langdurig onder water staan, zijn ideaal voor de kwabaal. Langs de Ijse komen deze niet meer voor. Maar kwabalen kunnen ook met de hoofdloop geconnecteerde vijvers of poelen gebruiken als paai- en opgroeigebied. Iets stroomopwaarts van het Margijsbos ligt zo'n vijver. We kunnen alleszins besluiten dat de condities in en rond de Ijse nog niet geschikt zijn voor een succesvolle reproductie van de kwabaal waardoor er zich geen zichzelf instandhoudende leefbare kwabaalpopulatie kan vestigen.

Het aantal soorten en ook de soorten zelf die we tijdens deze afviscampagne aantroffen, zijn vergelijkbaar met deze uit voorbije afviscampagnes. Bij een visbestandopname i.k.v. het vismeetnet in 2012 werden er in totaal 15 soorten in de Ijse gevangen. Op het traject aan

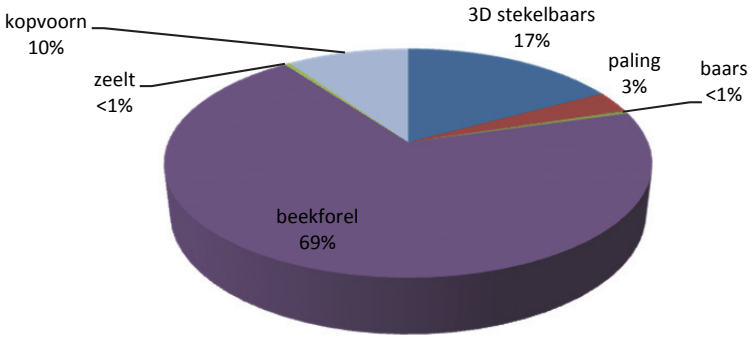
het Margijsbos vingen ze driedoornige stekelbaars, beekforel, baars, bermpje, kopvoorn, kwabaal, paling, riviergrondel en serpeling. De jaren daarvoor ook tiendoornige stekelbaars, blankvoorn, giebel, rietvoorn, winde en zeelt. Ook tijdens de afviscampagnes i.k.v. de evaluaties van de uitgevoerde herintroducties in 2013 ving het INBO vrijwel dezelfde soorten op de drie afvistrajecten (Figuur 21 tot en met Figuur 23). In 2013 werd wel uitzonderlijk veel beekforel gevangen, op het traject stroomafwaarts van de E411 was 69% van de gevangen vis beekforel. De vangstpercentages van beekforel in september 2014 zijn weer vergelijkbaar met die van 2012. Het aantal stekelbaarzen dat op het traject Margijsbos werd gevangen is sinds 2012 gedaald en het aantal bermpjes gestegen.



Figuur 21: Aantalsverhouding van de in 2013 gevangen soorten op het afvistraject Beekstraat.



Figuur 22: Aantalsverhouding van de in 2013 gevangen soorten op het afvistraject Margijsbos.



Figuur 23: Aantalsverhouding van de in 2013 gevangen soorten op het afvistraject S.A. van de E411.

We kunnen besluiten dat de drie vastgelegde trajecten nog steeds goed af te vissen zijn. Op de trajecten Beekstraat en Margijsbos worden voldoende grote aantallen kopvoorn en serpeling boven water gehaald om de herintroducties te kunnen evalueren. Op het meest stroomopwaartse traject vangen we echter al jaren minder exemplaren van de doelsoorten. De vangst is ook zeer wisselend. We kunnen ons dan ook afvragen of het zinvol is om dit traject jaarlijks te blijven opvolgen. Eventueel kunnen we dit traject vervangen door een traject stroomafwaarts van de aangelegde riffles en meer naar de monding met de Dijle toe. Op dat traject zijn er bij het plaatsen van de fuiken i.k.v. het onderzoek naar het voortplantingssucces van de kwabaal, meerdere grote kopvoorns en serpelingen geobserveerd. De aangelegde paairiffles zijn vanuit dit traject in principe ook te bereiken door geslachtsrijpe dieren. Bovendien is de kans groter om, als de kopvoorns en serpelingen de riffles gebruiken, juvenielen stroomafwaarts ervan aan te treffen.

De uitgezette kopvoorns, serpelingen en kwabalen kunnen goed overleven in de Ijse maar buiten de vangst van 0+ serpelingen in 2011 aan het traject Margijsbos, vonden we voor de doelsoorten nog geen sluitend bewijs voor een succesvolle natuurlijke reproductie. De gevangen serpeling en kwabaal van respectievelijk 8,7cm en 16,1cm kunnen immers niet met zekerheid toegekend worden aan de 0+ leeftijdsklasse.

2.2.4 Grote Nete

Resultaten

Tabel 10 geeft per afvistraject en per afvisperiode de effectieve vangstaantallen van kopvoorn, serpeling en kwabaal weer. Op het traject 1km stroomafwaarts van de Straalmolen werden er tijdens de afvissingen zelf geen kwabalen gevangen. Er werd op de oever echter wel een dode kwabaal teruggevonden. De waterloop was een week eerder geruimd. Blijkbaar komen er dus toch ook kwabalen voor in dit traject.

Tabel 10: De effectieve vangst van kopvoorns, serpelingen en kwabalen per afvistraject uitgedrukt in absolute aantallen (N) en aantallen per 100m (N/100m). De groen gekleurde trajecten zijn zowel in najaar als voorjaar afgevist. - = niet gevist.

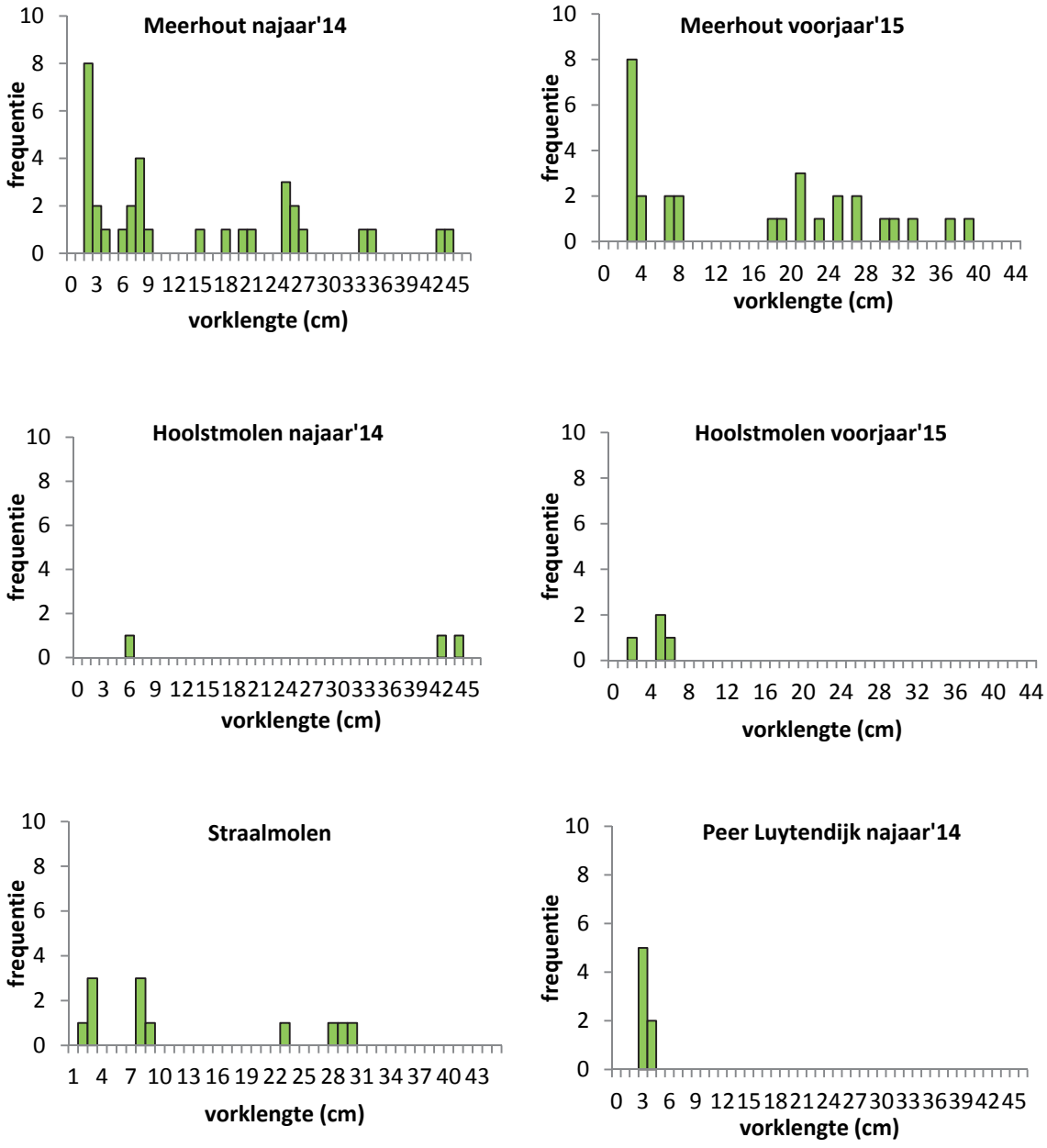
	kopvoorn				serpeling				kwabaal			
	najaar'14		voorjaar'15		najaar'14		voorjaar'15		najaar'14		voorjaar'15	
	N	N/100m	N	N/100m	N	N/100m	N	N/100m	N	N/100m	N	N/100m
Werstmeerse brug	0	0	-	-	0	0	-	-	0	0	-	-
Meerhout (E1)	33	6,6	29	5,8	26	5,2	8	1,6	23	4,6	15	3
S.A. Straalmolen	1	0,2	-	-	0	0	-	-	0	0	-	-
Straalmolenkom	12	12	-	-	0	0	-	-	1	1	-	-
Hoolstmolen (E2)	3	1,5	3	1,5	4	2	9	4,5	4	2	9	4,5
S.O. Hoolstmolen	7	1,4	-	-	4	0,8	-	-	2	0,4	-	-
St-Odradakapel (E3)	0	0	-	-	5	4,2	-	-	4	3,3	-	-
Peer Luytendijk (E4)	7	7	0	0	1	1	10	10	10	10	22	22
Topmolen (E5)	0	0	-	-	0	0	-	-	2	4	-	-
N746 (E6)	0	0	-	-	0	0	-	-	0	0	-	-

Op het meest stroomafwaarts gelegen traject, de Werstmeerse brug werd geen enkele van de doelsoorten gevangen. Helemaal stroomopwaarts vingen we kwabalen tot en met het traject Topmolen, voorbij het kanaal van Beverlo op het traject aan de N746 werden er geen meer gevangen. Kopvoorn en serpeling vingen we al niet meer op het traject van de Topmolen. Deze twee trajecten werden wel bevist bij hoog water en stevige stroming na hevige regenval, wat de vangstefficiëntie negatief kan beïnvloed hebben. ATKB ving in het kader van het onderzoek naar het herstel van de vismigratie op de Grote Nete en Kleine Hoofdgracht namelijk wel nog serpeling stroomopwaarts ons traject aan de Peer Luytendijk. In het najaar van 2014 vingen ze zelfs serpelingen stroomopwaarts van het kanaal van Beverlo (van Giels, 2015).

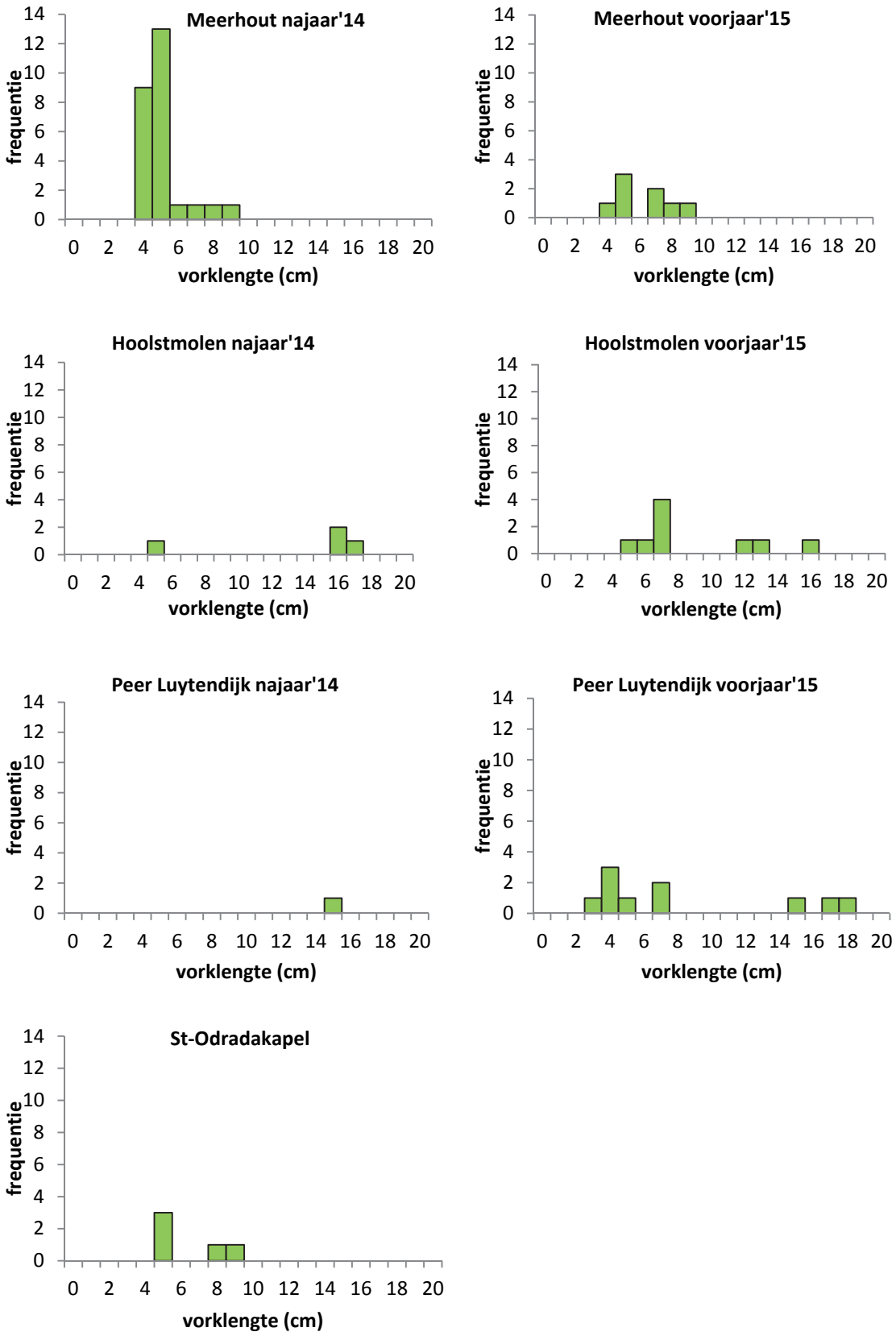
De aantallen per 100m laten ons toe de vangstaantallen tussen de verschillende trajecten en periodes te vergelijken. In het najaar werden de grootste aantallen kopvoorn per 100m gevangen net stroomafwaarts van de Straalmolenkom, en op de afvistrajecten aan de Peer Luytendijk en de Meerhoutmolen. De meeste kwabalen per 100m kwamen voor op het traject aan de Peer Luytendijk en Meerhoutmolen en voor serpeling was dat op het traject aan de Meerhoutmolen en St-Odradakapel. Maar de grootste aantallen kopvoorns, serpelingen en kwabalen vingen we, dankzij de lengte van het bevisbare traject, aan de molen van Meerhout waardoor we op dat traject een goed beeld krijgen van de populatiestructuur van de drie soorten. Er werden in het najaar geen kwabalen met een PIT-tag teruggevangen.

In het voorjaar haalden we aan de molen van Meerhout 29 kopvoorns, 8 serpelingen en 15 kwabalen boven water. Aan de Hoolstmolen waren dat 3 kopvoorns, 9 serpelingen en 9 kwabalen en aan Peer Luytendijk vingen we geen enkele kopvoorn maar wel 10 serpelingen en 22 kwabalen. Op het traject aan de molen van Meerhout werd een kwabaal met PIT-tag van 41,5m en 525g gevangen. Dit dier werd in 2013 getagd toen het 35,7cm en 269,8g was. De kwabaal groeide op ongeveer 1,5 jaar tijd dus 5,8cm of gemiddeld 3,9cm per jaar.

Figuur 24 tot en met Figuur 26 geven de lengte frequentieverdelingen van de gevangen kopvoorns, serpelingen en kwabalen per afvistraject en afvisperiode weer. Er zijn geen lengtegegevens beschikbaar van de doelsoorten gevangen op het traject 1km stroomafwaarts van de Straalmolen en op het traject stroomopwaarts van de Hoolstmolen.



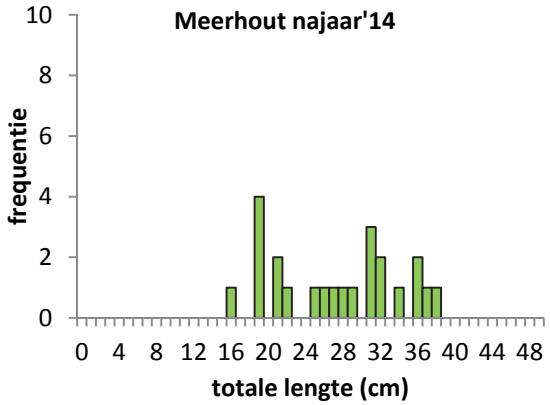
Figuur 24: Lengte frequentieverdelingen van de gevangen kopvoorns op de verschillende afvistrajecten op de Grote Nete.

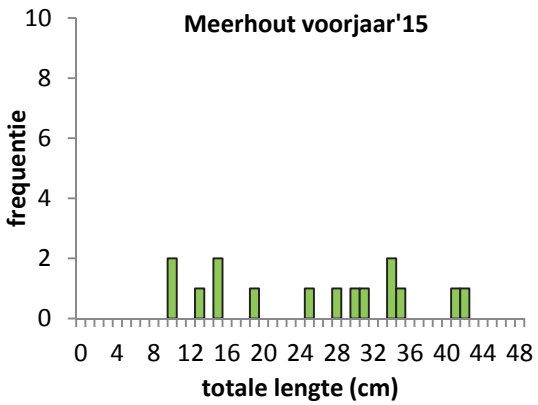


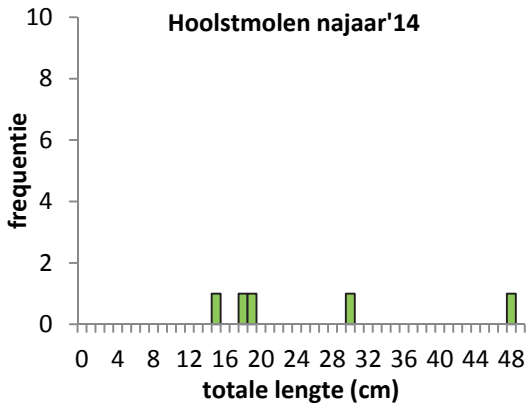
Figuur 25: Lengte frequentieverdelingen van de gevangen serpelingen op de verschillende afvistrajecten op de Grote Nete.

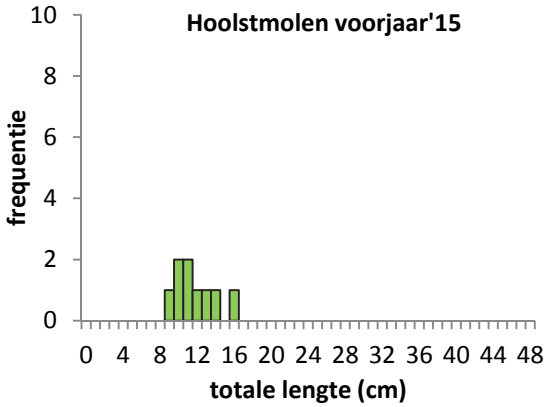
Uit de lengte frequentieverdelingen van de gevangen kopvoorns (Figuur 24) en serpelingen (Figuur 25) blijkt dat er in 2014 in de Grote Nete natuurlijke reproductie plaatsvond voor beide soorten. Er werden zowel in najaar als voorjaar op verschillende plaatsen dieren gevangen die tot de klasse 0+ behoren.

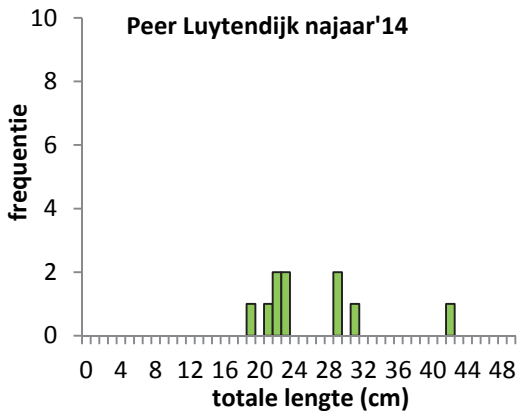
We vonden tijdens deze afviscampagnes op de Grote Nete geen onweerlegbaar bewijs voor natuurlijke reproductie van kwabaal (Figuur 26) ondanks de vangst van een kleine kwabaal van slechts 15,9cm in het najaar. Tijdens de afvissingen in het voorjaar vonden we wel kwabalen terug die onmiskenbaar juvenielen zijn maar deze dieren kunnen zowel van de uitzettingen in oktober afkomstig zijn als van natuurlijke reproductie.

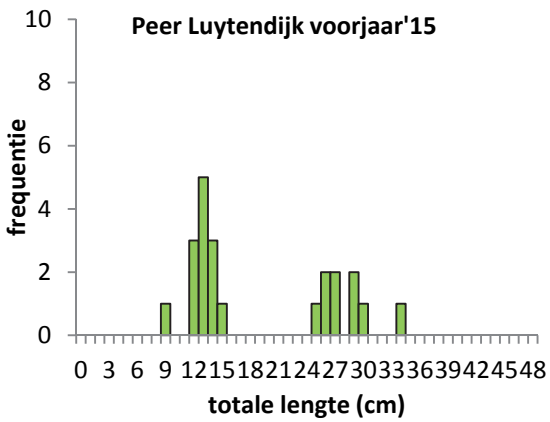


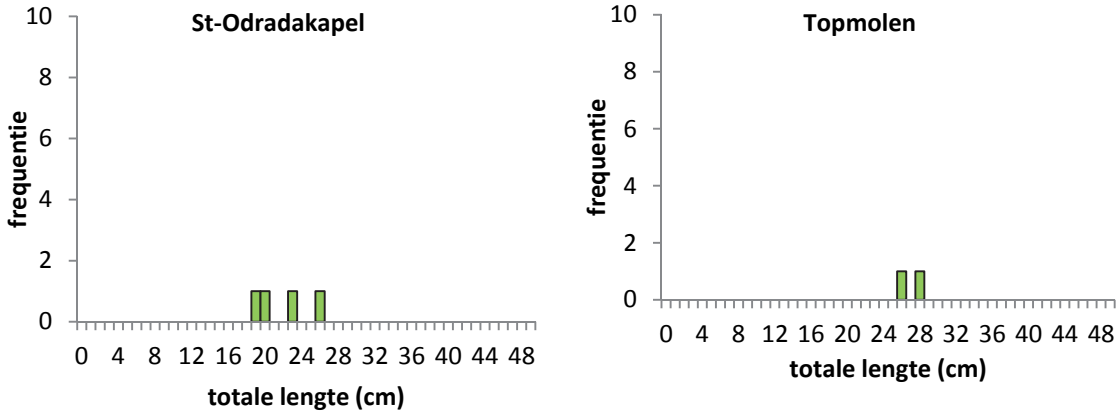






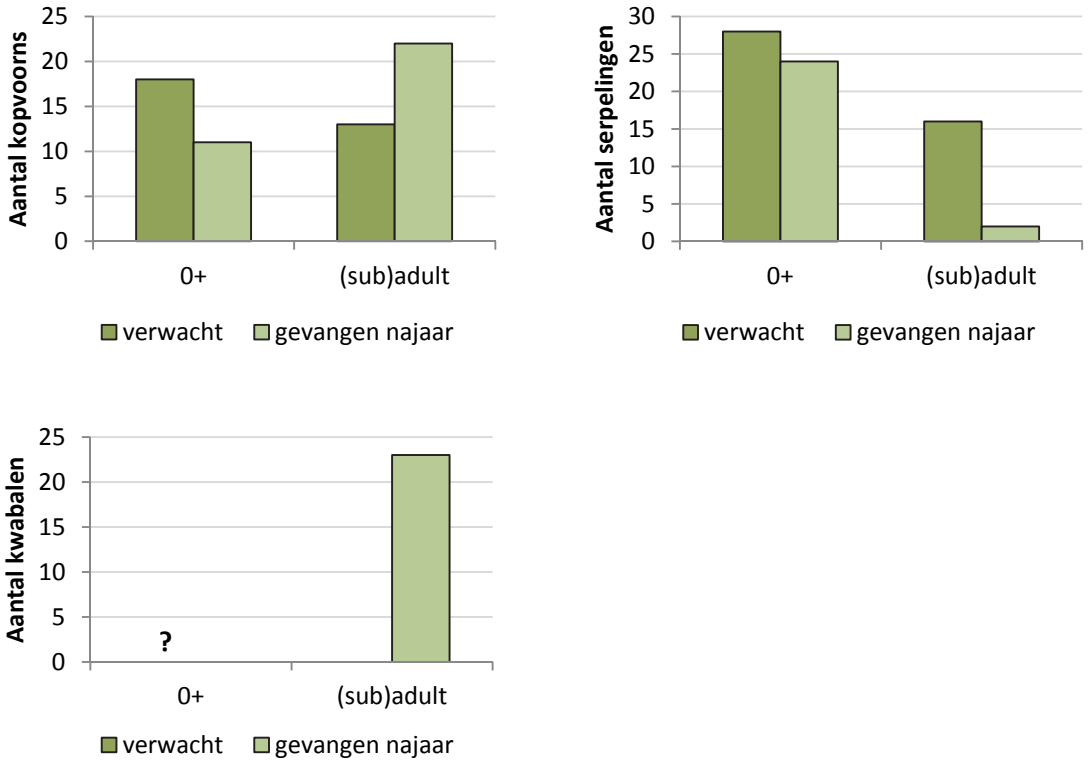






Figuur 26: Lengte frequentieverdelingen van de gevangen kwabalen op de verschillende afvistrajecten op de Grote Nete.

Wanneer we het gevangen aantal kwabalen op het traject aan de molen van Meerhout vergelijken met het verwachte aantal (Figuur 27) dan blijkt dat het aantal (sub)adulte kwabalen dat we in het najaar van 2014 op het traject aan de molen van Meerhout vingen, net als in 2013, het verwachte aantal overtrof. Het aantal gevangen (sub)adulte kopvoorns lag ook hoger dan het verwachte aantal, het aantal (sub)adulte serpelingen daarentegen lager (Figuur 27). Het gevangen aantal juvenielen lag, ondanks de gestegen vangstaantallen, voor beide soorten nog steeds lager dan de verwachte aantallen.



Figuur 27: De op het traject aan de molen van Meerhout gevangen en verwachte aantallen juveniele (0+) en (sub)adulte kopvoorns, serpelingen en kwabalen op basis van het HGI model (Dillen et al., 2005b; Dillen et al., 2006; Dillen et al., 2005a).

Tabel 11 geeft een overzicht van de vissoorten (en indien beschikbaar ook de aantallen) die op de verschillende afvistrajecten per afvisseizoen aangetroffen werden.

Tabel 11: Overzicht van de gevangen aantallen per vissoort op de verschillende afvistrajecten op de Grote Nete in het najaar 2014 (NJ) of voorjaar 2015 (VJ). Op de trajecten waarvoor we niet over gevangen aantallen beschikken, werd enkel de aanwezigheid van de verschillende soorten genoteerd (x).

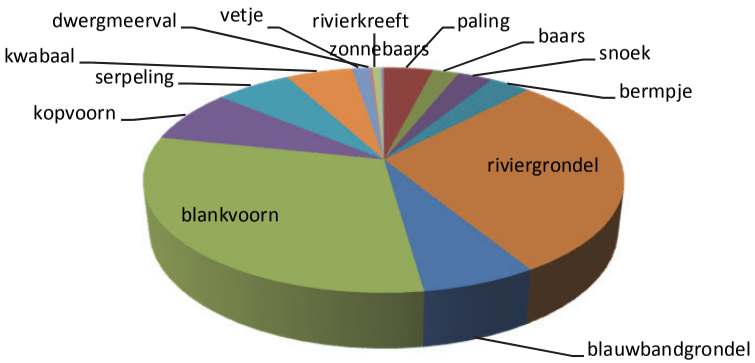
	Werstmeerse brug	Meerhout (E1)		S.A. Straalmolen	Straalmolen	Hoolstmolen (E2)		S.O. Hoolst	St-Odradakapel (E3)	Peer luytendijk (E4)		Topmolen (E5)	N746 (E6)
		NJ	VJ			NJ	VJ			NJ	VJ		
3D stekelbaars								x	1				3
paling	x	17	2	x	x	6	1	x	2	3	2	1	
baars	x	9	7		x	4	3	x					
snoek		12	1		x	9	3	x			5		
bermpje	x	14	4	x		3		x	1	15	16	2	4
riviergrondel	x	125	115		x	30	34	x	1		7		
blauwbandgrondel		28	2	x	x	7		x	1	2	2	2	1
rietvoorn				x								3	
blankvoorn		131	179	x	x	26	17	x	5				
vetje		6								13			
Bruine Amerikaanse dwergmeerval		1											
Am. gevlekte rivierkreeft		3											
zonnebaars	x	1	1			7	3				3		1
beekprik				x		2	2	x		1	34		
Amerikaanse hondsvis								x	1	1	3		2
rivierdonderpad	x												
bittervoorn	x												
rivierprik	x												
zeelt							1						
Totaal # (incl. doelsoorten)		429	363			105	85		21	53	104	10	11
Totaal # vissoorten (incl.doelsoorten)	8	13	11	7	8	12	12	13	9	9	10	5	5

In totaal haalden we in het najaar 20 verschillende vissoorten en één rivierkreeftensoort boven water op de Grote Nete, in het voorjaar waren dat er 14. Bittervoorn, rivierdonderpad, driedoornige stekelbaars, rietvoorn, vetje en de bruine Amerikaanse dwergmeerval vingen we enkel in het najaar, zeelt enkel in het voorjaar. De soortendiversiteit varieert tussen 13

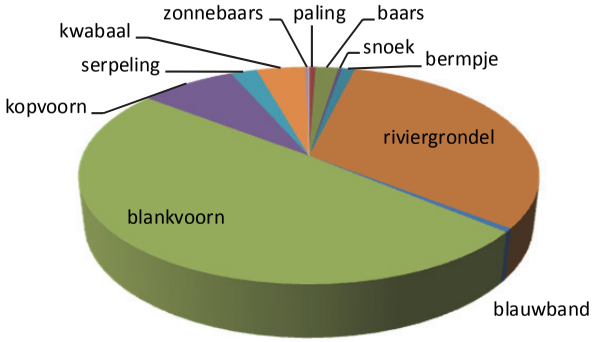
en 5 soorten per afvistraject. Hoe meer stroomopwaarts het afvistraject ligt, hoe minder soorten er gevangen werden en hoe lager de effectieve vangstaantallen. Behalve op het traject aan de Peer Luytendijk werden in het najaar telkens meer soorten en grotere aantallen vis gevangen dan in het voorjaar.

Figuur 28 geeft een grafische voorstelling van de aantalsverhoudingen van de gevangen vissoorten op de verschillende trajecten weer. Naarmate de afvistrajecten meer stroomopwaarts gelegen zijn, treedt er een verschuiving op naar soorten die een voorkeur hebben voor zuurder water zoals Amerikaanse hondsvis, zonnebaars, driedoornige stekelbaars en bermpje. Wat betreft de soortensamenstelling en aantalsverhoudingen de verschillen tussen de afvissingen in na- en voorjaar niet zo heel groot.

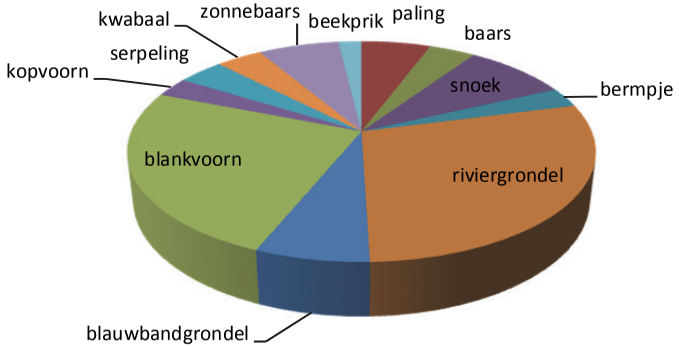
Op de trajecten aan de molen van Meerhout en Hoolstmolen is de soortensamenstelling vergelijkbaar. De frequentst gevangen soorten op die trajecten zijn zowel in na- als voorjaar blankvoorn en riviergrondel. Op het traject aan de Sint-Odradakapel werden vooral serpeling en blankvoorn met allebei een aantalspercentage van 23,8% gevangen. Op de Peer Luytendijk leek het visbestand in het najaar gedomineerd te worden door bermpje (28,3%), vetje (24,5%), kwabaal (18,9%) en kopvoorn (13,2%). In het voorjaar domineerden beekprik (32,7%) en kwabaal (21,2%) de vangst. Op het traject aan de Topmolen vingen we maar 10 vissen, drie daarvan waren rietvoorns en we telden ook nog 2 bermpjes en 2 blauwbandgrondels. Op het traject aan de N746 domineerde het bermpje (36,4%), 4 van de 11 gevangen vissen behoorden tot deze soort.



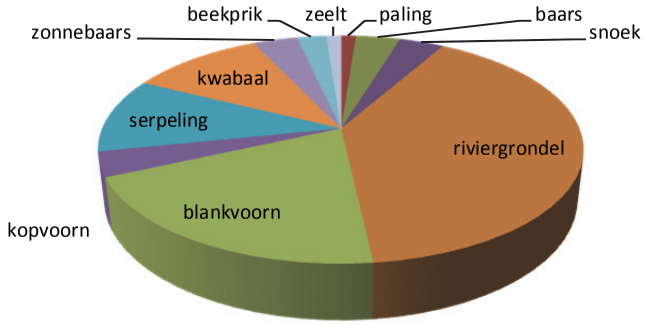
Afvistraject Meerhout (E1) najaar 2014



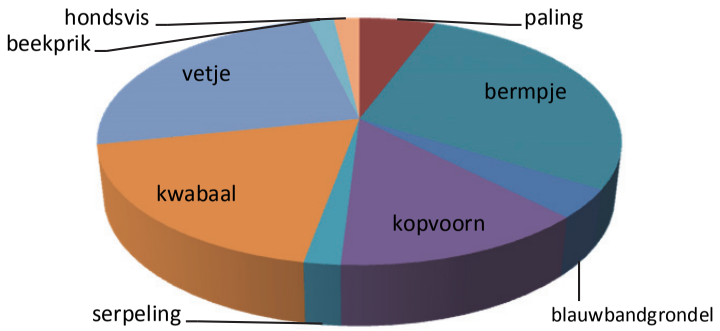
Afvistraject Meerhout (E1) voorjaar 2015



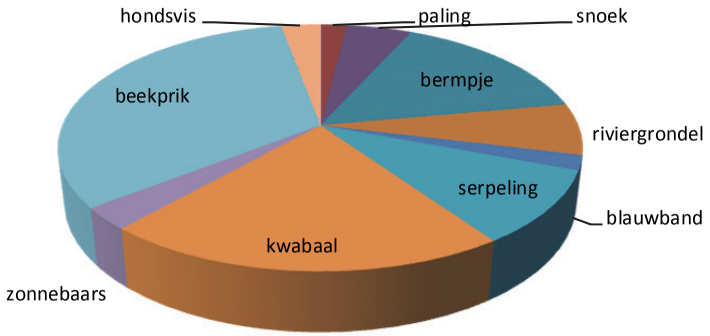
Afvistraject Hoolst (E2) najaar 2014



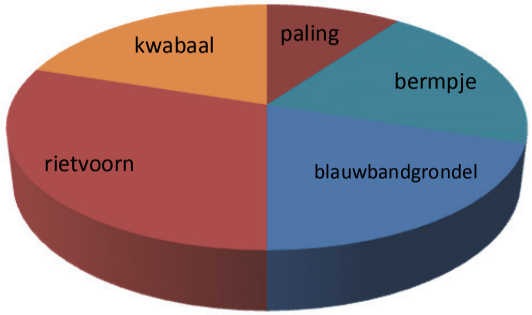
Afvistraject Hoolst (E2) voorjaar 2015



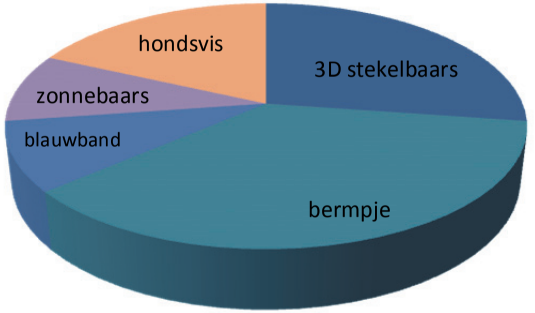
Afvistraject Peer Luytendijk (E4) najaar 2014



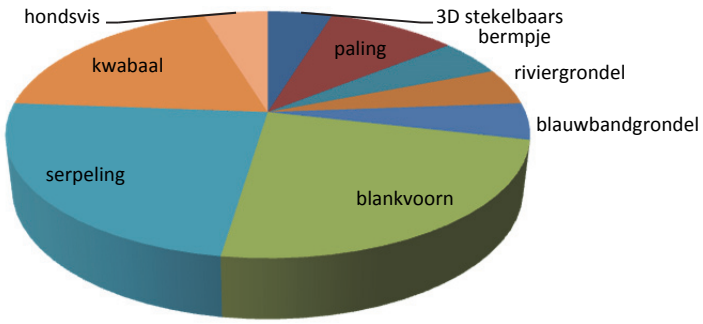
Afvistraject Peer Luytendijk (E4) voorjaar 2015



Afvistraject Topmolen (E5) najaar 2014



Afvistraject N746 (E6) najaar 2014



Figuur 28: Aantalsverhoudingen van de gevangen vissen op de afvistrajecten E1 tot en met E6 op de Grote Nete.

Bespreking

Op basis van de resultaten (aanwezigheid doelsoorten, densiteiten, afvisbaarheid,…) van de intense afviscampagne in het najaar van 2014 selecteerden we drie afvistrajecten die we vanaf nu twee keren per jaar zullen bemonsteren, namelijk de trajecten aan de molen van Meerhout en aan de Hoolstmolen en het traject aan de Peer Luytendijk. Enkel deze trajecten bevisten we zowel in september als in februari.

In september vingen we op alle trajecten met uitzondering van het traject aan Peer Luytendijk meer vissen dan in februari. Het aantal vissoorten dat we in beide afvisperiodes op de drie trajecten bovenhaalden, bleef min of meer gelijk, net als de soortensamenstelling. We zagen, net als in de Ijse, wel wat verschuivingen in de aantalspercentages van de gevangen soorten per traject. De soorten en de gevangen aantallen per soort die op een traject in de verschillende seizoenen bovengehaald worden, verschillen vaak. Deze verschillen kunnen veroorzaakt worden door verschillen in activiteit van vissoorten waardoor sommige soorten in een bepaald seizoen beter gevangen kunnen worden dan andere en door verschillen in de effectiviteit van het elektrisch vissen door de omstandigheden zoals zichtbaarheid, stroming, diepte. In dit geval bepalen ook de jaarlijkse uitzettingen in oktober mee welke soorten er in het voorjaar op de verschillende trajecten teruggevonden worden en in welke mate. Kopvoorn en serpeling wordt niet meer uitgezet in de Grote Nete maar kwabaal nog wel. Hoe meer stroomopwaarts, hoe minder vissen en minder soorten. De soortenrijkdom en ook de gevangen aantallen vis waren lager in de meer stroomopwaartse afvistrajecten. De geringere dimensies van de waterloop, een minder gevarieerd habitat en lager voedselrijkdom liggen aan de basis hiervan.

Uit de lengte frequentie verdelingen van de gevangen doelsoorten komt duidelijk naar voren dat de kopvoorn en serpeling zich natuurlijk reproduceren in de Grote Nete. Op het merendeel van de plaatsen waar kopvoorns en serpelingen gevangen werden, troffen we ook juvenielen aan. Aangezien er geen kopvoorn en serpeling (meer) wordt uitgezet, bestaat er geen twijfel over dat dit het resultaat van natuurlijke reproductie is.

Voor de kwabaal vonden we tijdens deze afviscampagnes geen onweerlegbaar bewijs dat de soort zich voortgeplant heeft. We vingen in het najaar wel een kwabaal van 15,9cm aan de Hoolstmolen, het afvistraject nabij de Asbeek waar reeds natuurlijke reproductie werd vastgesteld. In principe kan het gaan om jonge kwabaal van dat jaar, de kwabaal is immers een soort die enorm snel kan groeien. In de Lippe bereiken kwabalen vlotjes 19cm in oktober van hun eerste levensjaar (Bunzel-Drüke et al., 2004). Niet alle populaties vertonen echter zo'n grote groeicapaciteit (Koops, 1959). Het kan dus ook gaan om een in 2013 uitgezet exemplaar.

Tabel 12: Overzicht van de aantallen juvenielen en adulten die van elk doelsoort jaarlijks gevangen zijn op het traject aan Meerhoutmolen, de Straalmolen en aan de Hoolstmolen.

	Meerhout		Hoolstmolen		Straalmolen	
	kopvoorn					
jaar	0+	adult	0+	adult	0+	adult
2014	11	22	1	2	4	8
2013	1	18	0	7	0	4
2012	1	6	1	29	0	13
2011	5	25	0	8	0	7
2010	302	25	0	0	0	0
2009	16	22	0	8	0	4
2008	7	19	2	6	0	5
serpeling						
jaar	0+	adult	0+	adult	0+	adult
2014	24	2	1	3	0	0
2013	0	2	0	4	0	0
2012	5	1	1	28	0	0
2011	3	1	5	12	0	2
2010	4	8	0	0	0	0
2009	16	1	8	17	0	4
2008	0	9	0	4	0	0
kwabaal						
jaar	0+	adult	0+	adult	0+	adult
2014	0	23	0	4	0	1
2013	0	27	0	2	0	3
2012	0	0	0	6	0	3
2011	0	6	0	5	0	0
2010	0	8	0	1	0	0
2009	0	9	0	6	0	2
2008	0	3	0	1	0	0

Tabel 12 geeft de aantallen 0+ en (sub)adulte kopvoorns, serpelingen en kwabalen weer die in het kader van deze evaluatie-afvissingen in het najaar van 2014 en de jaren ervoor op het traject aan de molen van Meerhout, aan de Hoolstmolen en Straalmolen gevangen zijn. We hebben tijdens deze evaluatie-afvissingen op de Grote Nete nog geen kwabaaltjes gevangen waarvan we met zekerheid kunnen zeggen dat het om natuurlijke rekrutering gaat (als dat überhaupt al mogelijk is).

Op het traject aan de Meerhoutmolen vingen we in september 2014 in totaal meer kopvoorns en serpelingen dan in 2013. Vooral het aantal juvenielen is sterk toegenomen. Voor kopvoorn waren dat 11 juvenielen in 2014 ten opzichte van 1 in 2013 en voor de serpeling 24 juvenielen ten opzichte van geen. We hebben ook 23 volwassen kwabalen gevangen, slechts enkele minder dan in 2013. Het ziet er dus naar uit dat de stijging van het aantal kwabalen op dit traject vorig jaar geen toevalstreffer was. De gevangen aantallen (sub)adulte kopvoorns en kwabalen overtreffen de op basis van de habitatgeschiktheidsmodellen verwachte aantallen. Blijkbaar is het habitat, na de laatste habitatopmeting, door de rivierdynamiek zodanig veranderd dat het geschikter is geworden voor (sub)adulte kopvoorns en kwabalen. Het gevangen aantal (sub)adulte serpelingen blijft daarentegen lager dan het verwachte aantal. Ondanks de gestegen aantallen gevangen juveniele kopvoorns en serpelingen, worden de verwachte aantallen toch nog niet bereikt.

Op het traject aan de Hoolstmolen bevisten we dit jaar slechts 200m in tegenstelling tot de 300m de voorbije jaren. We vingen in 2014 weer wat minder kopvoorns dan de vorige jaren. We haalden er wel een juvenieltje boven water. We vingen evenveel serpelingen als vorig jaar maar op kortere afstand maar in tegenstelling tot in 2013 werd er dit keer wel terug een juveniele serpeling gevangen. We vingen in 2014 ook 4 kwabalen, allemaal volwassen dieren.

Aan de straalmolen werden in het verleden regelmatig wel wat kopvoorns gevangen maar nog nooit eerder juvenielen. Dat was dit jaar wel het geval. Het aantal kopvoorns is er ondanks de kortere beviste lengte in 2014 op vooruit gegaan. De voorbije jaren werden er regelmatig kwabalen gevangen maar steeds in lage aantallen en serpeling slechts sporadisch. Er werden nog geen juveniele serpelingen gevangen in dit traject.

De soortenrijkdom en de gevangen soorten die we in het najaar 2014 en voorjaar 2015 vonden, zijn vergelijkbaar met de gegevens uit vroegere afvissingen door INBO en door ATKB. INBO bemonsterde in 2012 i.k.v. meetnet zoetwatervis onder andere trajecten aan de Molse baan in Meerhout en aan de Hoolstmolen elektrisch. Ze vingen in Meerhout 12 vissoorten en aan de Hoolstmolen 13. De soorten die ze op beide plaatsen vingen zijn in grote lijnen dezelfde als de soorten die wij nu vingen aan de Hoolst- en Meerhoutmolen. In het kader van het visonderzoek naar herstel vismigratie op Grote Nete en Kleine Hoofdgracht viste ATKB een traject op de Grote Nete af in de buurt van de Topmolen en eentje in de buurt van de N746. Ook zij vingen ongeveer dezelfde soorten als wij in september 2014.

We kunnen op basis van de afvisgegevens (aanwezigheid, aantallen per 100m en afvisefficiëntie) in september 2014 besluiten dat de afvistrajecten aan de molen van Meerhout, aan de Hoolstmolen en aan de Peer Luytendijk geschikt zijn voor de jaarlijkse bevissingen in het kader van de evaluatie van de uitgevoerde herintroducties van kopvoorn, serpeling en kwabaal in de Grote Nete. We stellen, net zoals de vorige jaren, vast dat er zich in de Grote Nete zichzelf instandhoudende kopvoorn- en serpelingpopulaties gevestigd hebben. We vonden tijdens deze afviscampagne geen sluitend bewijs voor natuurlijke reproductie van de kwabaal in het gebied van de Grote Nete maar wel tijdens andere campagnes (zie hoofdstuk 2.3).

2.3 Onderzoek naar het voortplantingssucces van de kwabaal

2.3.1 Doelstelling

Met dit onderzoek willen we nagaan:

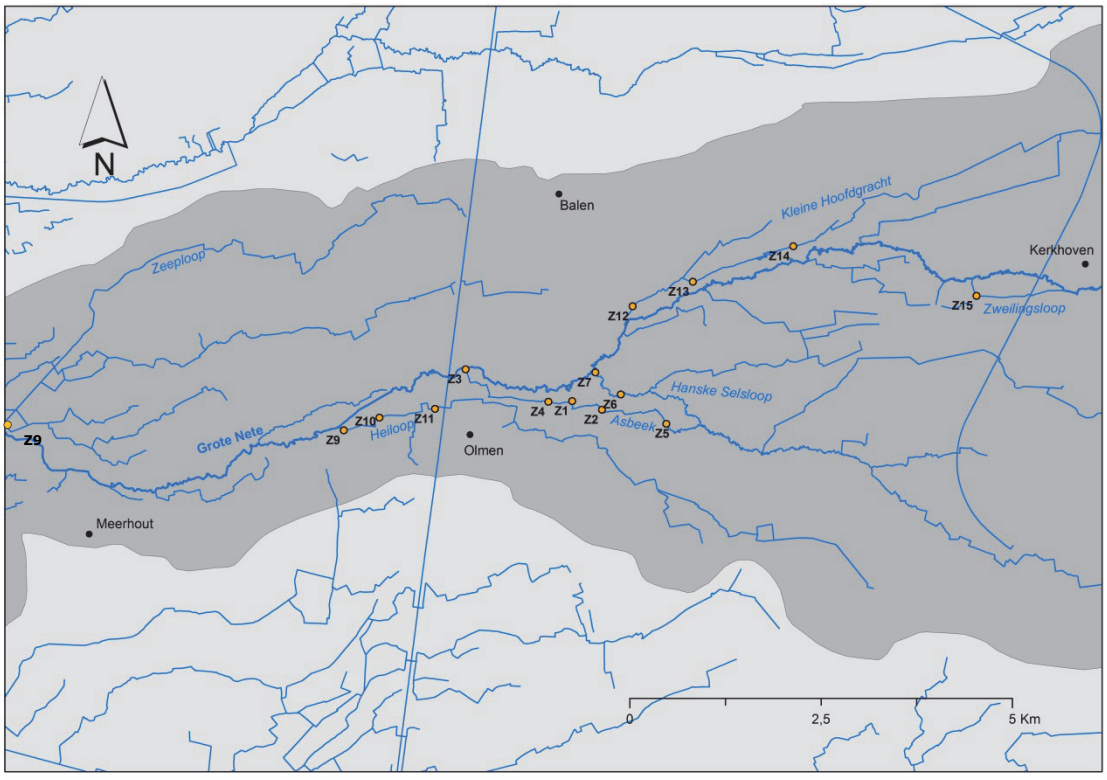
- of de kwabaal zich al dan niet succesvol voortplant?
- of de gebruikte methodes voldoende adequaat zijn om het voortplantingssucces van kwabaal te evalueren?
- welke knelpunten een succesvolle herintroductie eventueel in de weg staan?

Op basis van onze resultaten zullen we, indien mogelijk, onze evaluatietechnieken aanpassen en aanbevelingen formuleren om geïdentificeerde knelpunten op te lossen en zo de kans op een succesvolle rekrutering te vergroten. De aanbevelingen kunnen bv. betrekking hebben op het herstellen, (her)inrichten, beheren, aanleggen of bereikbaar maken van potentiële paai- en opgroeigebieden voor kwabaal.

2.3.2 Evaluatie voortplantingssucces van kwabaal

Materiaal en methode

In het kader van het onderzoek naar het voortplantingssucces van de kwabaal in het gebied van de Grote Nete bevisten we in juni en augustus 2014 verschillende zijlopen van de Grote Nete elektrisch (Figuur 29). Tabel 13 geeft een overzicht van de de verschillende trajecten die per zijloop bemonsterd werden, de periode waarin gevist werd, de afgeviste lengte van het traject en het toestel waarmee gevist werd.



Figuur 29: Ligging van de trajecten die per zijrivier van de Grote Nete elektrisch bevist zijn i.k.v. het onderzoek naar het voortplantingssucces van de kwabaal.

Alle trajecten werden wadend elektrisch afgevist met één elektrode en één vangnet over een afstand weergegeven in Tabel 13 waarbij heel de breedte van de waterloop gecoverd werd.

Op sommige trajecten werd met een een 230 V wisselstroomgenerator (Honda 3,4 kVA) die via een Electracatch WFC 7 controlebox verbonden was met de elektrode gewerkt (vast toestel), op andere met een 500W E-Fish backpack (draagbaar toestel).

Tabel 13: Overzicht van de verschillende afvistrajecten per zijloop van de Grote Nete, de datum waarop gevist werd, de elektrovisserij-apparatuur die gebruikt werd en de afgeviste lengte (m) van het traject.

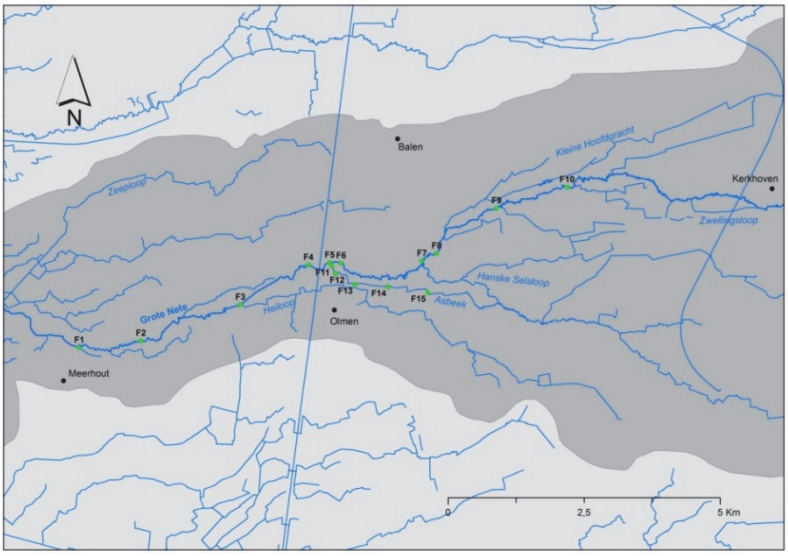
waterloop	traject	Datum	toestel (afvislengte)
Zeeploop	aan monding in GN (Z8)	18/6	Vast toestel (100m)
Heiloop	monding met GN (Z9)	25/8	Vast toestel (70m)
	S.O. brug Centenial (Z10)	25/8	Vast toestel (80m)
	omgeving kanaal (Z11)	25/8	Vast toestel (50m)
Asbeek	monding met GN (Z3)	17/6	Vast toestel (160m)
	Z4	18/6	Draagbaar toestel (100m)
	verbinding met GN tot Asbeek (Z1)	17/6	Draagbaar toestel (180m)
	met de Asbeek verbonden poeltje (hoofdstuk 2.3.4)	17/6	Draagbaar toestel
	inlaat poeltje Z2	17/6	Vast toestel (100m)
	Z5	18/6	Vast toestel (100m)
Hanske Selsloop	monding met GN (Z7)	25/8	Vast toestel (40m+20m)
	tss wandelknooppunten 78&56 (Z6)	18/6	Vast stoestel (30m)
Kleine Hoofdgracht	Z12	25/8	Vast toestel (100m)
	Z13	25/8	Vast toestel (100m)
	Peer Luytendijk (Z14)	17/6	Draagbaar toestel (100m)
Zweilingsloop	omgeving Topmolen (Z15)	28/8	Vast toestel (100m)

Elke gevangen vis werd gedetermineerd. Van alle gevangen kopvoorns, serpelingen en kwabalen bepaalden we de individuele lengtes (vorklengte voor kopvoorn en serpeling en totale lengte voor kwabaal) en gewichten respectievelijk tot op 1mm en 0,1g nauwkeurig. Nadien werden de dieren teruggezet. De afvistrajecten Z1, Z2, Z3 en Z14 vormen hierop een uitzondering. Op deze plaatsen werd wel elektrisch gevist in het kader van de zoektocht naar kwabaaljuvenielen maar werden de aanwezige soorten enkel geregistreerd. We hebben voor deze vier locaties dus geen aantallen of lengte- en gewichtsgegevens.

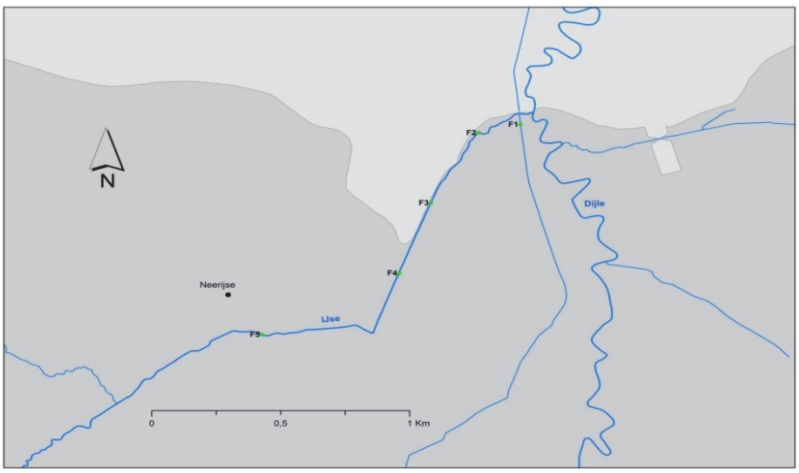


Figuur 30: Fuikjes voor juveniele kwabalen.

De afviscampagne werd eind augustus/begin september aangevuld met het plaatsen van kleine fuikjes die door de Duitse firma FIAP speciaal gemaakt worden voor het vangen van jonge kwabalen en palingen (Figuur 30). We legden deze fuikje op verschillende plaatsen in de Grote Nete en in de Asbeek omdat we daar in het voorjaar kwabaallarven en een juveniel vingen (Figuur 31). Uiteindelijk besloten we na de afviscampagne in de Ijse ook daar fuiken te plaatsen (Figuur 32). Tabel 14 geeft een overzicht van de locaties en de aantallen fuiken die we per locatie plaatsten. Op alle locaties werden de fuiken twee maal 's morgens geplaatst en de volgende ochtend geleegd. We gebruikten, buiten in de fuikjes op de Asbeek, geen aas (bv. *Gammarus*) aangezien preliminaire testen met de fuikjes in de kweekvijvers met kwabaaljuvenielen in Linkebeek geen verschil opleverden tussen fuikjes met en zonder aas (Auwerx, pers. com.).



Figuur 31: Ligging van de locaties in de Grote Nete en Asbeek waar we fuikjes plaatsten.



Figuur 32: Ligging van de locaties op de Ijse waar we fuikjes plaatsten.

Tabel 14: Overzicht van de locaties per waterloop waar we fuiken plaatsten en het aantal fuiken per locatie.

waterloop	plaats	Aantal fuiken
Grote Nete	Stroomkom molen Meerhout (F1)	3
	Monding Kreindertloop (F2)	3
	Stroomkom Straalmolen (F3)	3
	S.A. kanaal Kwaadmechelen-Dessel (F4)	3
	Monding Asbeek (F5)	3
	Hoolstmolen (F6)	3
	Bareel (F7)	3
	St-Odradakapel knuppelpad (F8)	3
	N18 Schoor (F9)	3
	Peer Luytendijk (F10)	3
Asbeek	vlak voor de monding met de GN	3
	in afvistraject Z3 (F12)	3
	tussen afvistraject Z3 en Z4 (F13)	3
	in afvistraject Z4 (F14)	6
	in afvistraject Z2 (F15)	9
Leigracht	aan monding met Ijse (F1)	9
Ijse	Meander (F2)	5
	naast vijver kasteel van Overschie (F3)	5
	onder brug kasteel van Neerijse (F4)	3
	stroomafwaarts brug Beekstraat (F5)	3

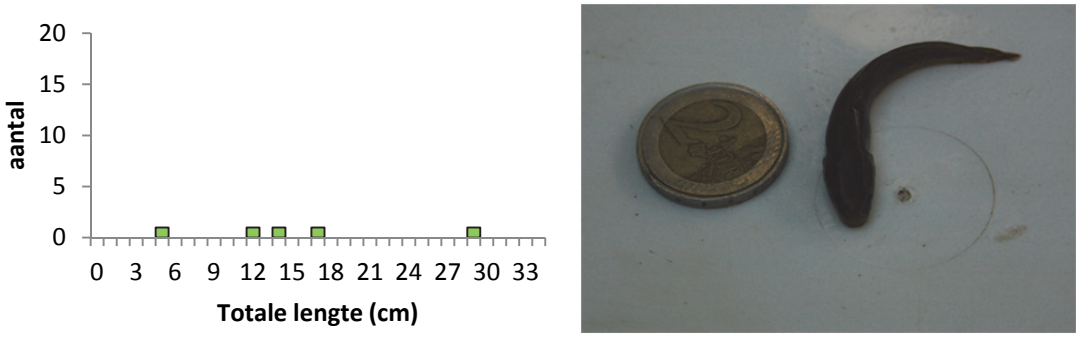
Resultaten

Tabel 15 geeft een overzicht van de gevangen soorten op de Asbeek. Op alle beviste trajecten vingen we kwabalen. In het rechtstreeks met de Asbeek verbonden poeltje (poel in Tabel 15) waar we in maart kwabaallarven vingen (zie hoofdstuk 2.4), vonden we nu enkel één Amerikaanse hondsvis terug.

Tabel 15: Overzicht van de aanwezige vissoorten (en indien beschikbaar de gevangen aantallen) op de bemonsterde trajecten van de Asbeek.

	Asbeek					
	Z1	Z2	poel	Z3	Z4	Z5
kwabaal	x	x		x	5	2
kopvoorn	x			x		
serpeling						
3D stekelbaars	x					
paling	x	x		x	7	7
baars					1	
snoek		x		x	6	3
bermpje	x	x		x	5	
riviergrondel		x			26	24
blauwbandgrondel						
rietvoorn		x		x		
blankvoorn		x		x	26	42
zonnebaars	x			x	3	3
beekprik				x		
hondsvis	x		1		6	

Op afvistraject Z4 vingen we 5 kwabalen. Eentje ervan was 5,6cm lang. Dit is zonder twijfel een juveniel afkomstig van natuurlijke reproductie in de winter 2013-2014. Dit blijkt ook uit de lengte frequentieverdeling van de gevangen kwabalen op die plaats (Figuur 33). We kunnen dus met zekerheid stellen dat de kwabaal zich deze winter in de Asbeek heeft voortgeplant.



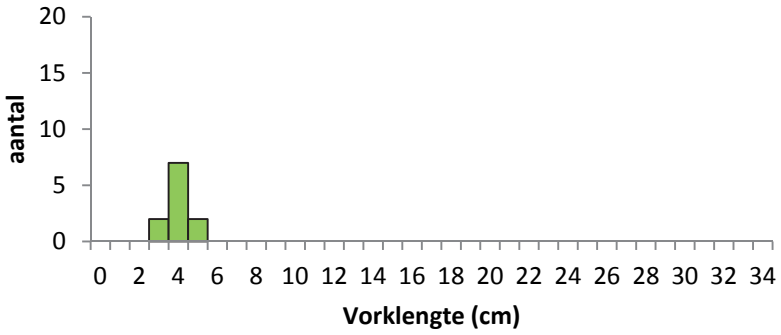
Figuur 33: Lengte frequentieverdeling van de gevangen kwabalen op afvistraject Z4 en een foto van het gevangen juveniel.

Tabel 16 geeft een overzicht van de gevangen soorten op de Hanske Selsloop, Zeeploop, Heiloop, Kleine Hoofdgracht en Zweilingsloop. We vingen kwabalen op de Heiloop en op de Kleine Hoofdgracht. Er werden op die plaatsen geen juvenielen gevangen.

Tabel 16: Overzicht van de aanwezige vissoorten (en indien beschikbaar de gevangen aantallen) op de bemonsterde trajecten van de Hanske Selsloop, Zeeploop, Heiloop, Kleine Hoofdgracht en Zweilingsloop.

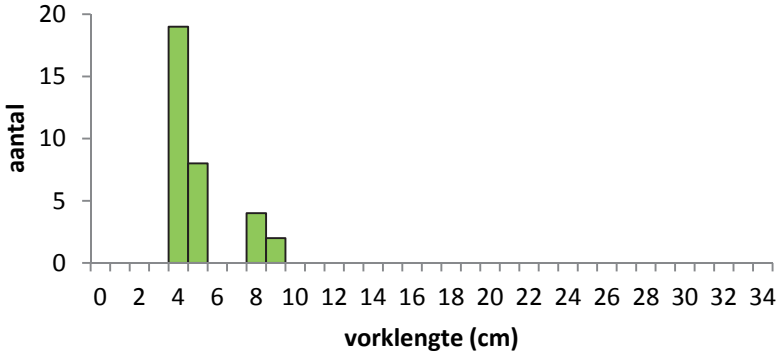
	Hanske Sels		Zeep	Heiloop			Kleine Hoofdgracht			Zweilings
	Z6	Z7	Z8	Z9	Z10	Z11	Z12	Z13	Z14	Z15
kwabaal				3	2	3	2	4	x	
kopvoorn			11	6		1	4			
serpeling				1			33			1
3D stekelbaars			7					1		31
paling	2		1	17	1	6	4	1		
baars		1			4	10	1			
snoek	4	2	6	1	5	6	3	1	x	
bermpje	3			11	1	8	26	1	x	41
riviergrondel		1		166	1	13	165	67	x	
blauwbandgrondel		4		2	7	6	2	4		6
rietvoorn					2	2		2	x	
blankvoorn		10		4	6	33	20	8	x	
zonnebaars	1		4	4		3	2	1		2
beekprik							2	1		
hondsvis	16	13	14			1	4	3	x	
karper									x	
wolhandkrab				1		1				
Am. gevlekte rivierkreeft						1				

Daarnaast werden er ook nog kopvoorns in de Zeeploop, Heiloop en Kleine Hoofdgracht en serpelingen in de Heiloop, Kleine Hoofdgracht en Zweilingsloop. Op de Zeeploop vingen we 11 kopvoorns. Figuur 34 geeft de lengte frequentieverdeling van de dieren. Het gaat hier om juvenielen.



Figuur 34: Lengte frequentieverdeling van de gevangen kopvoorns op traject Z8 op de Zeeploop.

Op traject Z12 van de Kleine Hoofdgracht werden in totaal 33 serpelingen gevangen. Figuur 35 geeft hiervan de lengte frequentieverdeling. Ook hier zien we een duidelijke aanwijzing dat er natuurlijke reproductie plaatsvond.



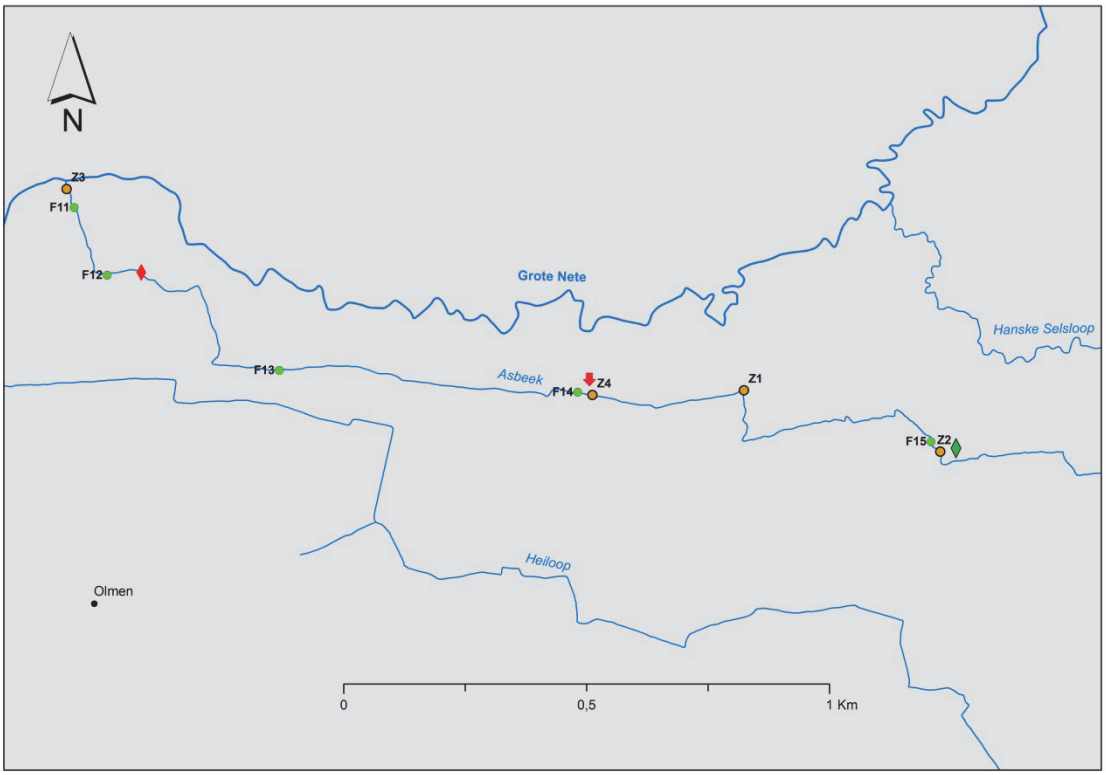
Figuur 35: Lengte frequentieverdeling van de gevangen serpelingen op traject Z12 op de Kleine Hoofdgracht.

De fuiken leverden niet veel op. De eerste fuikdag werd in één fuik aan de Sint-Odradakapel een paling van 40cm gevangen. De tweede fuikdag vonden we een paling van 30cm in een fuikje dat in de stroomkom van de Straalmolen lag. In de fuiken van de Asbeek werd, ondanks de verhoogde vangstinspanning, niets gevangen. Ook in de Ijse en Leigracht vingen we niks met de fuiken.

Bespreking

Net als de allereerste juveniele kwabaal die in 2010 gevangen werd (rode ruit op Figuur 36), vingen we ook dit juveniel in de Asbeek (rode pijl op Figuur 36). Het diertje werd aangetroffen tussen dense vegetatie op het afvistraject Z4. Dit traject ligt stroomafwaarts van het poeltje (groene ruit op Figuur 36) waar in maart kwabaallarven gevangen werden (zie hoofdstuk 2.3.4).

De vangsten van de larven en het juveniel vormen een onmiskenbaar bewijs dat er in de winter 2013-2014 natuurlijke reproductie van de kwabaal was in de Asbeek.



Figuur 36: Locaties op de Asbeek van het in 2010 gevangen juveniel (rode ruit) en de in 2014 gevangen kwabaallarven (groene ruit) en het kwabaaljuveniel (rode pijl).

Ondanks de intensieve bemonsteringscampagne vingen we maar één juveniel. Juveniele kwabalen zijn, zelfs bij grote, gezonde populaties, moeilijk te vangen (Cott, Stapanian, pers.comm.). Dixon en Vokoun bestudeerden in 2005-2006 de structuur en het dieet van een kwabaalpopulatie in Connecticut die, net zoals onze populaties, gevestigd is in kleine stromen op de zuidelijke verspreidingsgrens van de soort. Slechts 6 van de 447 kwabalen die tijdens elektrische afvissingen in de zomer waren gevangen, waren juvenielen (<10cm). Ook andere studies maken melding van de afwezigheid van kleine vissen in lotische kwabaalpopulaties (Hanson en Qadri, 1980).

We moeten dus nagaan hoe we onze huidige afvismethodes kunnen aanpassen om de vangstefficiëntie (techniek, tijdstip afvissing) te proberen te verhogen en of er andere manieren zijn om het voortplantingssucces van onze kwabaalpopulaties te bepalen. Dit kan gaan van het zoeken naar kwabaallarven op zicht, met lichtvallen of planktonnetten (eventueel gecombineerd met licht), tot het uitzetten van gemerkte dieren ('mass marking') om duidelijk onderscheid te kunnen maken tussen dieren die uitgezet zijn en dieren die het resultaat zijn van natuurlijke reproductie (Jatteau, 2010).

2.3.3 De efficiëntie van elektrisch vissen voor kwabaal onder experimentele omstandigheden

Doelstelling

Het doel van deze proef is te onderzoeken of het beperkt (terug)vangen van (juveniele) kwabalen eventueel te wijten kan zijn aan de vangsttechniek, met name het éénmalig elektrisch vissen van de verschillende afvistrajecten. Er zouden verschillende redenen kunnen zijn waarom elektrisch vissen geen efficiënte vangsttechniek is voor kwabaal:

- benthische vissen zijn vaak moeilijk te vangen door hun levenswijze. Ze graven zich vaak wat in in de bodem (burrowing behaviour bij kwabaal) waarbij het bodemmateriaal werkt als een kooi van Faraday bij het elektrisch vissen (Beaumont et al., 2002).
- kwabalen houden zich vaak schuil tussen stenen, in holle oevers of tussen dichte aquatische vegetatie. Hierdoor kunnen ze vaak niet naar boven komen hoewel ze zich in het elektrisch veld bevinden.

De belangrijkste vraag die rijst, is of het percentage elektrisch teruggevangen kwabalen effectief verschilt van dat van andere vissoorten en dit vooral na de eerste afvissing aangezien een beek in principe slechts 1 maal afgevist wordt. In dit experiment vergelijken we daarom de vangstpercentages van de kwabaal met die van de blankvoorn, een soort met een pelagische levenswijze en met die van de riviergrondel, een bodembewonende soort die zich evenwel niet ingraaft.

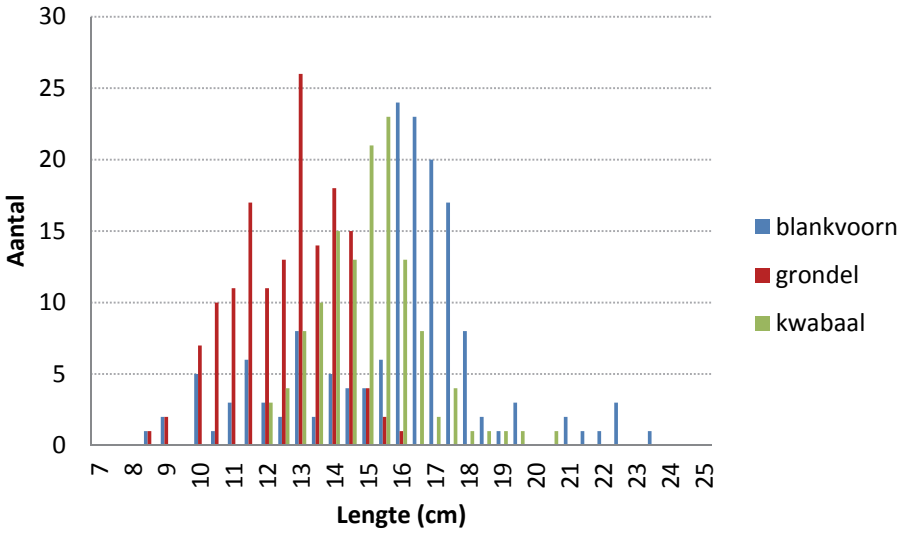
Materiaal en methode

Op twee identieke langwerpige vijvertjes (± 4m breed en 16,5m lang, diepte: 0,63m aan inlaat en 1m aan monnik) op de viskwekerij in Linkebeek werden telkens 40 individuen van de drie soorten uitgezet. De gebruikte dieren waren ongeveer van dezelfde grootte klasse (Figuur 38) omdat een te groot lengteverschil tussen de soorten de resultaten zou beïnvloeden.



Figuur 37: Elektrisch afvissen van de vijvertjes.

De vissen werden twee weken voor de start van het experiment op de vijvers gezet om aan hun nieuwe omgeving te wennen. Daarna werden de vijvertjes drie keer na elkaar 10 minuten lang elektrisch afgevist (met telkens een uur tussen elke afvissing) om het afvissen van een beek te simuleren (Figuur 37). We werkten in dit experiment, net als op terrein, met een 230 V wisselstroomgenerator (Honda 3,4 kVA) die via een Electracatch WFC 7 controlebox verbonden was met de elektrode. Na de derde afvissing werden de vijvers leeggelaten om na te gaan hoeveel vissen van elke soort er nog achtergebleven waren. Het experiment werd 3 keer herhaald op beide vijvertjes. We beschikken in totaal dus over de resultaten van 6 experimenten.



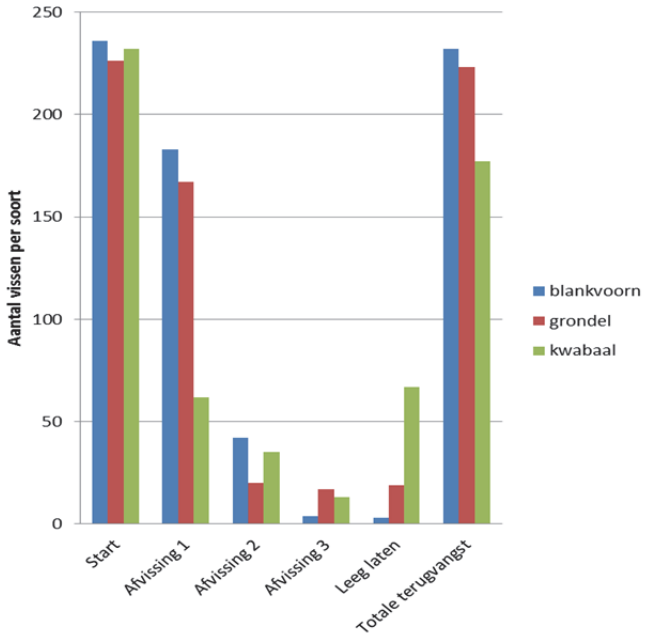
Figuur 38: Lengte frequentieverdelingen van de gebruikte vissen.

Om statistisch onderbouwd te kunnen antwoorden op de vraag of het percentage gevangen vissen verschilt tussen de drie soorten, voerden we een logistische regressie (glm) uit met als respons de "kans op vangst" en als verklarende variabele "soort". Maar omdat de vangsten binnen eenzelfde experiment in eenzelfde vijver gecorreleerd zijn, schakelden we over naar een model waarmee die correlatie in rekening gebracht werd (geeglm). De syntax van dit model is het volgende:

*geeglm(c(succes, faling) ~ soort, id = Experiment * Vijver, family = binomial, corstr = "independence", data = data)*

Bespreking resultaten

Figuur 39 is de grafische voorstelling van onze vangstgegevens over alle experimenten heen. De staven 'start' geven de totale aantallen vissen per soort weer die over alle experimenten heen op de vijvertjes werden uitgezet voor de start van de experimenten. We streefden telkens naar een bezetting van 40 individuen per soort per vijver maar dat lukte niet altijd. De staven 'afvissing 1', 'afvissing 2' en 'afvissing 3' geven de aantallen per soort weer die over alle experimenten samen respectievelijk bij de eerste afvissing, bij de tweede afvissing en bij de derde afvissing gevangen zijn. Daarnaast hebben we ook nog de totale aantallen vissen per soort die over alle experimenten heen nooit gevangen werden en pas na het leeglaten van de vijvertjes teruggevonden werden ('leeglaten') en de staven 'totale terugvangst' die het totaal aantal vissen per soort weergeven die over alle experimenten heen teruggevangen werden bij de drie afvissingen en bij het leeglaten van de vijvertjes samen.

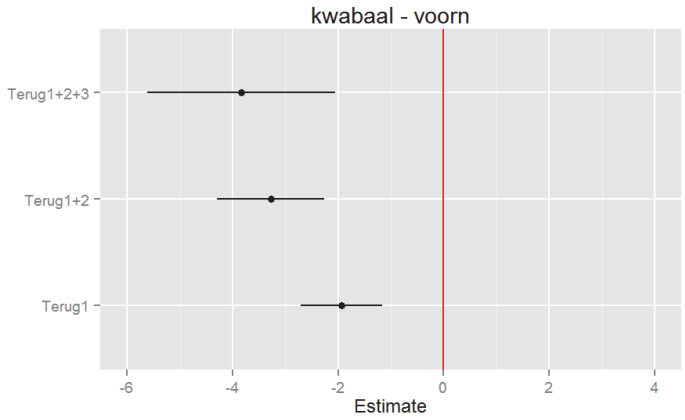


Figuur 39: Grafische voorstelling van de totale vangstgegevens over alle experimenten heen.

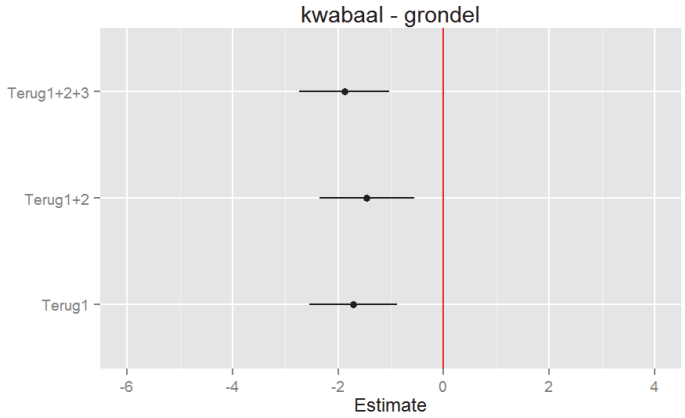
Uit deze grafiek blijkt dat de totale terugvangsten lager liggen dan de startaantallen. Na het leeglaten van de vijvers bleken vaak een heel aantal kwabalen gewoon verdwenen te zijn. Af en toe misten we ook eens een blankvoorn of grondel maar nooit in die mate. We besloten voor het berekenen van de percentages dan ook de gevangen aantallen steeds te bekijken ten opzichte van het totaal aantal teruggevonden vissen en niet ten opzichte van het startaantal.

We zien daarnaast een sterke aanwijzing dat de aantallen vissen die bij elke afvissing gevangen worden, verschillen tussen de soorten. Zo worden er na één afvissing duidelijk veel minder kwabalen gevangen dan blankvoorns en grondels. Ook na de tweede en derde trek en na het leeglaten van de vijvertjes zien we verschillen in aantallen gevangen vissen tussen de soorten.

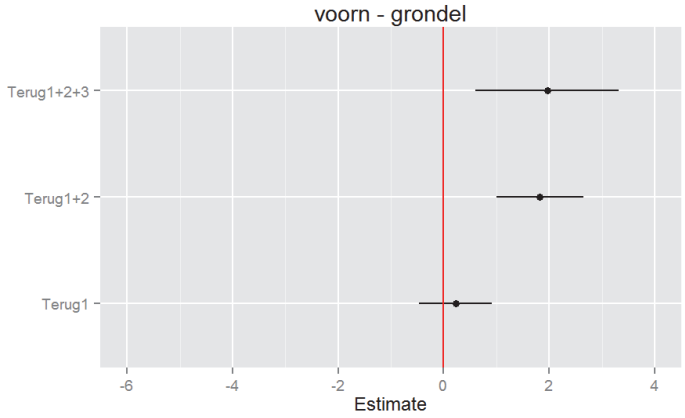
Uit de resultaten van het model wordt duidelijk dat er inderdaad significante verschillen zijn in de percentages teruggevangen vissen tussen de soorten (p-waarden<0,001). Om na te gaan waar de verschillen precies liggen, gebruikten we de Tukey methode die alle paarsgewijze vergelijkingen onderzoekt. Figuur 40 tot en met Figuur 42 stellen de resultaten van de Tukey test grafisch voor. Bij Terug 1, Terug 1+2 en Terug 1+2+3 worden de percentages berekend t.o.v. de aantallen vissen die op het einde van het experiment teruggevonden werden.



Figuur 40: Grafische voorstelling van de paarsgewijze vergelijkingen van de gemiddelde vangstpercentages tussen kwabaal en blankvoorn na één afvissing, na twee afvissingen en na drie afvissingen.



Figuur 41: Grafische voorstelling van de paarsgewijze vergelijkingen van de gemiddelde vangstpercentages tussen kwabaal en riviergrondel na één afvissing, na twee afvissingen en na drie afvissingen.



Figuur 42: Grafische voorstelling van de paarsgewijze vergelijkingen van de gemiddelde vangstpercentages tussen riviergrondel en blankvoorn na één afvissing, na twee afvissingen en na drie afvissingen.

In de Figuur 40 en Figuur 41 zien we dat het vangstpercentage van kwabaal dat we na de eerste afvissing, na de eerste en de tweede afvissing samen en na de eerste, tweede en derde afvissing samen, steeds significant lager ligt dan het vangstpercentage van blankvoorn (alle p-waarden <0,001) en riviergrondel (Terug1: p<0,001; Terug1+2: p=0,002 en Terug1+2+3: p<0,001).

Uit Figuur 42 blijkt dat er na één afvissing geen significant verschil (p=0,68) is tussen riviergrondel en blankvoorn maar dat er vanaf twee afvissingen duidelijk significant meer blankvoorns gevangen worden dan grondels (Terug1+2: p<0,001 en Terug1+2+3: p=0.006).

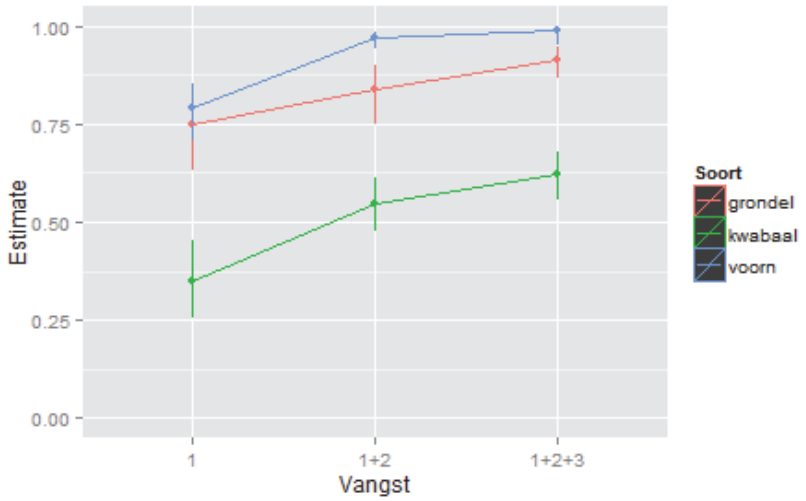
Tabel 17 geeft het door middel van het statistische model geschatte percentage dat per soort teruggevangen wordt weer. Bij de eerste afvissing wordt slechts 35% van de uiteindelijk teruggevangen kwabalen gevangen. Na de tweede en derde afvissing stijgt dit aantal respectievelijk tot 55 en 62%.

Tabel 17: De op basis van het statistische model geschatte terugvangstpercentages per soort na één afvissing, na twee afvissingen en na drie afvissingen.

	kwabaal	blankvoorn	riviergrondel
1ste afvissing	35%	79%	75%
1ste+2de afvissing	55%	97%	84%
1ste+2de+3de afvissing	62%	99%	91%

Er wordt bij de eerste afvissing veel meer grondel dan kwabaal teruggevangen, namelijk 75% van de uiteindelijk teruggevangen grondels. Na de tweede en derde afvissing stijgt dit aantal nog verder tot respectievelijk 84 en 91% van de uiteindelijk teruggevonden dieren.

Bij een eerste afvissing wordt ongeveer evenveel van blankvoorn teruggevangen als van riviergrondel, namelijk 79% van de uiteindelijk teruggevonden blankvoorns. Na een tweede afvissing stijgt het percentage tot 97%. Veel blankvoorn blijft er daarna niet meer over in de vijver waardoor bij de derde afvissing nog maar een klein percentage extra wordt gevangen (99% in totaal).



Figuur 43: Grafische weergave van de op basis van het statistische model geschattte terugvangstpercentage.

Figuur 43 geeft de geschatte percentages uit Tabel 17 ook nog eens grafisch weer. We kunnen besluiten dat het percentage kwabaal dat teruggevangen wordt, steeds significant kleiner is dan het percentage riviergrondel en blankvoorn. Het percentage riviergrondel dat teruggevangen wordt, is significant kleiner dan het percentage blankvoorn indien er twee of meer afvissingen gebeuren. Bij één afvissing is er geen significant verschil in het terugvangstpercentage tussen grondel en voorn.

In praktijk worden verschillende trajecten vaak éénmalig elektrisch bevist. Aangezien er duidelijk een grote toename is in het terugvangstpercentage wanneer er meerdere keren afgevist wordt, moeten we ons afvragen of het, indien dit mogelijk zou zijn binnen het vastgelegde tijdsbestek en budget, nuttig is om in de toekomst meerdere afvissingen per traject te doen. Daarom willen we nagaan of de percentages teruggevangen vissen verschillen in functie van het aantal bevissingen dat gebeurd is (één afvissing, twee afvissingen en drie afvissingen).

De syntax van het model dat we gebruikten om hierop een statistisch onderbouwd antwoord te kunnen geven is:

*geeglm(c(succes, faling) ~ aantal, id = Experiment * Vijver, family = binomial, corstr = "ar1", data = data)*

waarbij aantal op het aantal afvissingen slaat:

- Aantal1 = afvissing 1
- Aantal2 = afvissing 1 + afvissing 2
- Aantal3 = afvissing 1 + afvissing 2 + afvissing 3

Uit de resultaten van het model blijkt dat er significante verschillen ($p<0,001$) zijn in de terugvangstpercentages berekend voor de drie soorten samen tussen de verschillende aantallen afvissingen. Om na te gaan waar de verschillen precies liggen gebruikten we de Tukey methode die alle paarsgewijze vergelijkingen onderzoekt.

R-output 1: Multiple comparisons of means: Tukey contrasts

```
##                    Estimate    lwr    upr         p
## Aantal2 - Aantal1   0.6593 0.4598 0.8589 1.554e-09
## Aantal3 - Aantal1   0.9552 0.6522 1.2582 6.736e-09
## Aantal3 - Aantal2   0.2959 0.1860 0.4057 4.214e-07
```

Uit de R-output 1 van de Tukey-test blijkt dat na twee afvissingen significant meer vissen teruggevangen worden dan na één afvissing ($p<0,001$), en dat na drie afvissingen nog eens significant meer vissen worden teruggevangen dan na twee afvissingen ($p<0,001$).

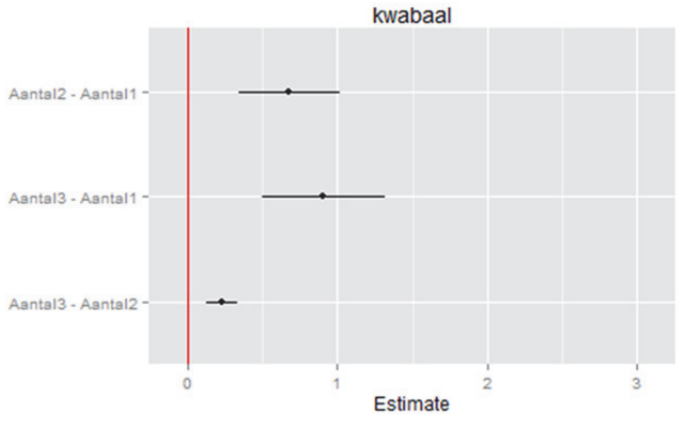
Tabel 18: Geschat percentage dat teruggevangen wordt na één, twee of drie afvissingen over de drie soorten samen.

na 1 afvissing	59%
na 2 afvissingen	73%
na 3 afvissingen	79%

Tabel 18 geeft de op basis van het model geschatte percentage dat teruggevangen wordt na één afvissing, twee afvissingen en drie afvissingen. Na de eerste afvissing wordt 59% van de uitgezette vissen teruggevangen, na de eerste en tweede afvissing samen 73%, en na de drie afvissingen 79%.

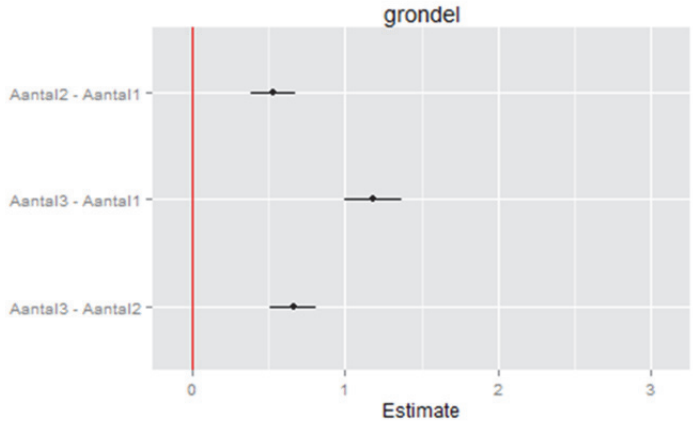
Wanneer we dezelfde analyse voor iedere soort apart doen, krijgen we de volgende resultaten.

Figuur 44 tot en met Figuur 46 stellen de resultaten van de Tukey test grafisch voor. Uit Figuur 44 blijkt dat twee afvissingen significant meer kwabaal opleveren dan één afvissing en dat drie afvissingen nog eens significant meer kwabaal opleveren dan twee afvissingen (alle p-waarden<0,001).



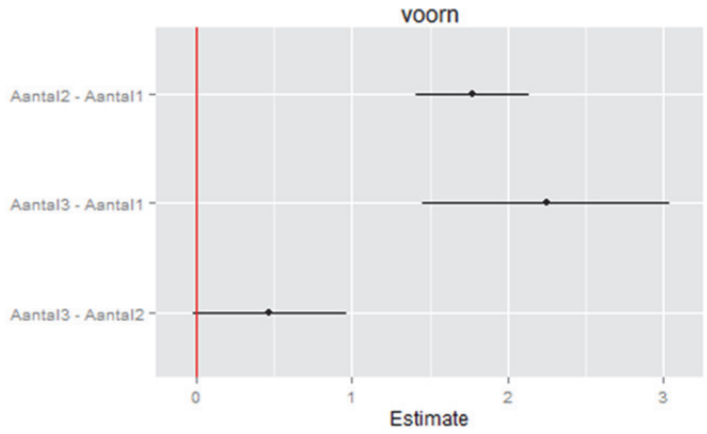
Figuur 44: Grafische voorstelling van de paarsgewijze vergelijkingen van de terugvangstpercentages van kwabaal na één afvissing, na twee afvissingen en na drie afvissingen.

Voor riviergrondel (Figuur 45) leveren twee afvissingen significant meer op dan één afvissing en drie afvissingen nog eens significant meer dan twee afvissingen (alle p-waarden<0,001).



Figuur 45: Grafische voorstelling van de paarsgewijze vergelijkingen van de terugvangstpercentages van riviergrondel na één afvissing, na twee afvissingen en na drie afvissingen.

Uit Figuur 46 blijkt dat twee afvissingen significant meer blankvoorn opleveren dan één afvissing (p<0,001) en dat drie afvissingen ook nog eens meer dan twee afvissingen maar dat dat laatste verschil net niet significant is (p=0,0613).



Figuur 46: Grafische voorstelling van de paarsgewijze vergelijkingen van de terugvangstpercentages van blankvoorn na één afvissing, na twee afvissingen en na drie afvissingen.

Conclusie

De kwabaal werd in dit experiment inderdaad minder goed teruggevangen dan de blankvoorn en grondel. Zelfs na drie afvissingen werd maar 62% van kwabalen gevangen die op het einde van het experiment teruggevonden werden tegenover 91% van de grondels en 99% van de blankvoorns. Om een betere schatting te krijgen van de hoeveelheid vis die daadwerkelijk aanwezig was, is het dus beter om minstens twee keren af te vissen in plaats van slechts één keer.

2.3.4 Mogelijkheden testen om de overleving van kwabaaleitjes in verschillende biotopen na te gaan

Doelstelling

We onderzochten de bruikbaarheid van dit type waterdoorlaatbaar containertjes (Figuur 47) in het onderzoek naar de overleving van kwabaaleitjes in verschillende biotopen.



Figuur 47: Het waterdoorlaatbaar eicontainertje waarmee we de overleving van kwabaaleitjes in verschillende biotopen onderzochten.

Deze containertjes zijn korffilters uit RVS 316 zeefgaas van 300 micron met een diameter van 120 mm en een hoogte van 150 mm. Ze zijn ooit op aanvraag van het INBO door de fima Prosep op maat gemaakt in het kader van een proef waarbij de invloed van pH op kwabaaleitjes en –larven bestudeerd werden.

Methodologie

In de winter 2013-2014 werden van meerdere eibatches telkens 100 bevruchte eitjes in verschillende containertjes geplaatst die per twee of drie op de volgende plaatsen uitgezet werden:

- in een vijver op de viskwekerij in Linkebeek als controle aangezien we weten dat deze vijvers geschikt habitat zijn voor kwabaallarven en eitjes
- in de Asbeek zelf (in een buitenbocht tussen vegetatie)
- in een met de Asbeek geconnecteerd poeltje dat waarschijnlijk een oude aangelegde paaiplaats is dat verloederd is geraakt
- en in een van de waterloop afgesloten (tenzij bij hoog water), permanente amfibieënpoel

We kozen er bewust voor het onderzoek in en rond het afvistraject Z2 op de Asbeek te laten doorgaan omdat:

- we in de Asbeek in 2010 het eerste kwabaaljuveniel vingen
- we in het verleden in afvistraject Z2 steeds veel paairijpe dieren vingen
- dit afvistraject in gebied van ANB ligt waar nog ruimte is voor overstromingen.

Voor één eibatch (incubator 6) vulden we ook drie celcultuurplaten met in elk van de 96 cellen per plaat één eitje en plaatsten hen in een incubator van 4°C.

Voor elke container of celcultuurplaat bepaalden we het percentage van de eitjes die ontloken in normaal gevormde, gezonde larven (%LN). We houden bij het bepalen van de geschiktheid van een biotoop voor de incubatie van kwabaaleitjes enkel rekening met het %LN aangezien alleen deze larven vitaal, gezond en levenskrachtig zijn.We plaatsten tijdens het experiment ook een thermologger in de Asbeek.

Resultaten

Tabel 19 geeft een overzicht van de percentages van geïncubeerde eitjes die ontloken zijn in gezonde, normaal gevormde kwabaallarven. De resultaten zijn erg wisselend. Wel zien we duidelijk dat alle eitjes die geïncubeerd werden in het poeltje dat rechtstreeks verbonden is met de Asbeek stierven.

Tabel 19: Percentages van de geïncubeerde eitjes die ontloken zijn in gezonde kwabaallarven (%LN) per eibatch, replicaat en incubatieplaats. De leeftijd van de eitjes bij het begin van de incubatie in de eicontainers wordt ook vermeld.

			Linkebeek (referentie)		Asbeek		
Incubator	Leeftijd (d)	rep	vijver	platen	paaiplaats	amfibieënpoel	Asbeek
X	14	1	88		0		
		2	95		0		
		3	100		0		
8	4	1	3		0		
		2	17		0		
		3	38		0		
	14	1	90			92	69
		2	61			77	80
		3	99				
10	5	1		29		14	37
		2		28			0
		3		31			
Seine	1	1				24	0
		2				22	0
6	1	1	19	48		7	7
		2	9	36		19	8
		3	29	46		8	0

Bespreking

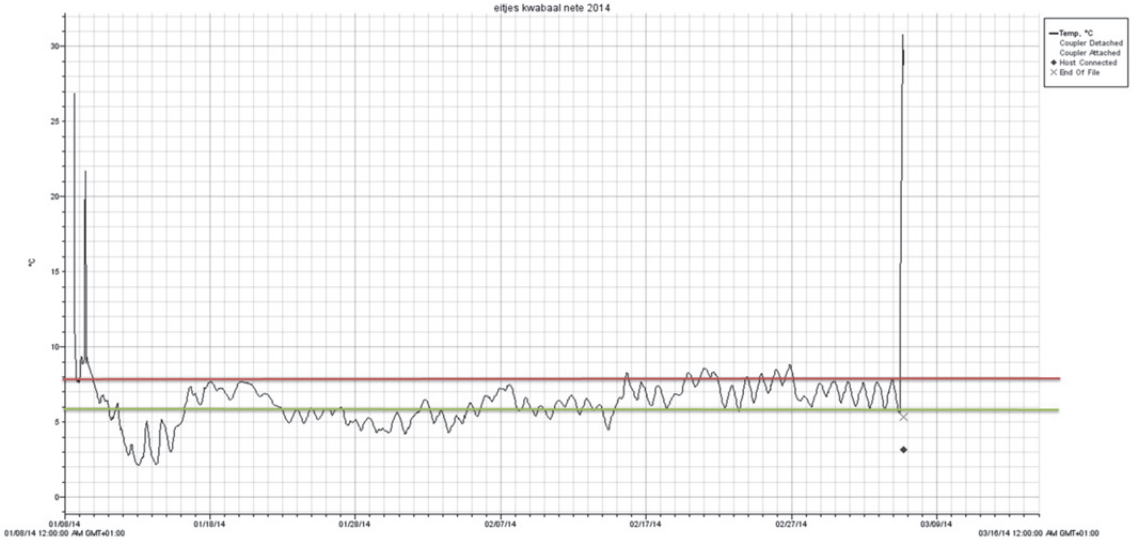
De resultaten van dit preliminair onderzoek zijn erg variabel en wegens de kleine proefopzet weinig samenhangend. Toch kunnen we besluiten dat dit type van eicontainertjes bruikbaar is voor onderzoek naar de overleving van kwabaaleitjes in verschillende biotopen aangezien er in verschillende eicontainers een %LN van meer dan 80% waargenomen werd en in één container zelfs alle eitjes ontloken in gezonde, normaal gevormde larven. De methode kan wel nog verbeterd worden. Wanneer er nu onder suboptimale omstandigheden eitjes afsterven dan tasten de schimmeldraden namelijk ook heel snel de gezonde eitjes aan waardoor massale sterfte optreedt. Als de eitjes dan nog eens dicht bij elkaar liggen wanneer het containertje niet loodrecht in het water hangt, verergert dit nog. Daarnaast is het ook aan te raden bij volgende experimenten per gebruikte eibatch telkens drie celcultuurplaten te vullen met eitjes en onder optimale omstandigheden (constante 4°C, zuiver water) te incuberen zodat een hoge mortaliteit ten gevolge van een slechte eikwaliteit snel gedetecteerd kan worden en zodat het %LN onder ideale omstandigheden als een soort

baseline gebruikt kan worden om het effect van de omgeving op de overleving en ontluiking van de eitjes goed in te schatten.

Op basis van de resultaten kunnen we toch ook voorzichtig stellen dat oudere eitjes (± 14 dagen oud) in dit experiment beter overleefden en ontloken dan jongere eitjes (1 tot 5 dagen oud). Zelfs wanneer de eitjes van één batch zowel na 4 dagen als na 14 dagen uitgezet werden, was dit zo. De kwabaaleitjes zijn tijdens hun vroege ontwikkeling veel gevoeliger aan suboptimale omgevingsomstandigheden dan later tijdens hun ontwikkeling. Dit is zeker zo voor de watertemperatuur. Kwabaaleitjes, en eigenlijk alle viseitjes, zijn tijdens hun eerste levensdagen stenotherm en dus gevoelig aan suboptimale watertemperaturen en temperatuursschommelingen. Nadien kunnen ze een bredere range van temperaturen en zelfs thermoshocks overleven (Lahnsteiner et al., 2012; pers. obs.).

Om de optimale temperatuursrange voor de incubatie van Franse kwabaaleitjes te bepalen, voerde het INBO in 2006 al een experiment uit waarbij kwabaaleitjes 24 uur na de bevruchting op verschillende constante watertemperaturen (2, 4, 6, 8 en 10°C) geïncubeerd werden. Hieruit bleek dat bij temperaturen tussen 2 en 6°C de meerderheid van de eitjes ontlook in gezonde larven. Het optimum lag tussen 4 en 6°C met een LN% van 74%. Een incubatietemperatuur van 8°C was duidelijk suboptimaal aangezien slechts 18% van de eitjes zich bij deze temperatuur ontwikkelden in gezonde, levenskrachtige larven en 10°C bleek lethaal. Deze grenzen zijn vooral belangrijk tijdens de vroege embryonale van de kwabaaleitjes, nadien verdragen ze hogere watertemperaturen. Aangezien de kwabaal in onze contreien vooral eind december tot midden januari paait, moeten de temperatuurscondities vooral binnen die periode optimaal zijn. Nadien is dit iets minder belangrijk. We moeten hiermee dus zeker rekening houden bij latere analyses van de watertemperaturen in Vlaanderen.

Figuur 48 geeft het temperatuurverloop in de Asbeek weer in de periode dat de eicontainers er hingen. Voor een snelle visuele analyse van de watertemperatuur tijdens de proef met de eicontainers bepaalden we op basis van het incubatie-experiment in Linkebeek 8°C als grens waarboven de overleving en ontluiking van kwabaaleitjes tijdens hun eerste levensdagen quasi onbestaande is (rode lijn) en 6°C als grens waaronder de overleving, ontwikkeling en ontluiking van de eitjes optimaal verloopt (groene lijn). We zien dat de grens van 6°C in de Asbeek in januari regelmatig overschreden werd. De watertemperaturen flirtten zelfs vaak met de grens van 8°C maar die grens werd pas echt overschreden rond half februari. We kunnen op basis hiervan dus stellen dat de watertemperatuur in de Asbeek in de winter 2013-2014 niet optimaal bleek voor de kwabaal maar dat, indien er in januari 2014 kwabaaleitjes in de Asbeek afgezet zouden zijn, er zich toch een klein percentage zou moeten kunnen hebben ontwikkelen tot gezonde, levenskrachtige larven. Vermits de kwabaal een soort met een hoge fecunditeit is (op de kwekerij tussen 582.766 en 984.963 eitjes/kg lichaamsgewicht (Vught et al., 2008)), zou er dan toch nog een aanzienlijk groot aantal eitjes kunnen ontluiken. Nu is het wel zo dat kwabalen vooral paaien in kleine zijloopjes, beekjes, grachten en geïnundeerde overstromingsgebieden op ondiepe locaties met een zwakke stroming. Op die plaatsen zal de temperatuur vermoedelijk wel lager liggen dan in de Asbeek zelf. Voor verder onderzoek is het dus beter thermologgers te hangen in geschikte paai- en opgroeigebieden zelf.



Figuur 48: Temperatuursverloop in de Asbeek van 9/1 tot 6/3/2014. De rode lijn geeft de grens van 8°C weer, de groen lijn de grens van 6°C.

Alle kwabaaleitjes uit de eicontainers die we in de met de Asbeek geconnecteerde poel plaatsten, stierven. De omstandigheden in de poel lijken dan ook niet ideaal, de poel is overwoekerd met lisdodde en de bodem bestaat uit een dikke laag modder. Bij alle metingen bleek het zuurstofgehalte er heel erg laag (waarden tussen 0,8mg/l en 3,39mg/l). Desondanks besloten we deze poel toch visueel te controleren op de aanwezigheid van kwabaallarven (Figuur 49) aangezien we tijdens een elektrische afvissing in januari 2014 paairijpe dieren vingen in de Asbeek aan de ingang van het poeltje. Op 6/3/2014 vingen we een kwabaallarfje van 5,2mm lang (Figuur 49).



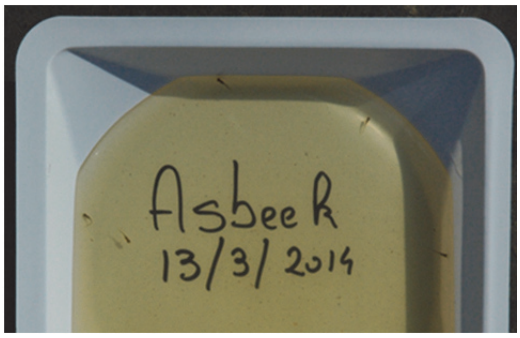
Figuur 49: Visuele zoektocht naar larven (foto links) en de eerste kwabaallarve gevangen in het stroomgebied van de Grote Nete (foto rechts).

Op 13/3 controleerden we de poel een tweede keer visueel, we vingen die dag in totaal zes kwabaallarven en twee ontsnapten (Figuur 50). De lengtes van vier van de gevangen larven staan in Tabel 20.

Tabel 20: Gemeten lengtes (mm) van 4 gevangen kwabaallarven

Lengte (mm)
6,7
6,4
6,1
5,7

Figuur 50: De kwabaallarven gevangen op 13/3/2014.



We kunnen dus met zekerheid stellen dat de kwabaal zich in 2014 heeft voortgeplant en dat een deel van de eitjes, ondanks de opmerkelijk zachte temperaturen, zich toch heeft kunnen ontwikkelen tot gezonde larven.

2.3.5 In kaart brengen van potentiële knelpunten die een succesvolle herintroductie in de weg staan

Inleiding

Ondanks de goede groei en overleving van de uitgezette kwabalen en de tekenen van natuurlijke reproductie in de Asbeek in 2010 en 2014, kunnen we de herintroductie van kwabaal in Vlaanderen voorlopig nog niet volledig succesvol noemen. Er heeft zich tot nu toe noch in de IJse, noch in de Grote Nete al een duurzame kwabaalpopulatie kunnen vestigen. In Nordrhein-westfalen zijn in verleden meermaals kwabalen uitgezet als enige beheermaatregel tegen de achteruitgang van de soort. Ook hier werd vastgesteld dat de uitgezette dieren goed groeiden maar de opbouw van een zichzelf instandhoudende populatie of uitbreiding van een bestaande populatie door uitzettingen lukte niet. In tegenstelling tot in Vlaanderen werd er zelfs nooit natuurlijke reproductie van de uitgezette vissen vastgesteld (Bunzel-Drüke et al. 2004b).

Wereldwijd falen heel wat herintroductieprogramma's. Één van de belangrijkste oorzaken daarvan is de onvoldoende kennis over de ecologie van de soort die men wil herintroduceren (Smulders et al., 2006). Er zijn vooral kennishiaten op het vlak van:

- de oorzaken van verdwijnen
- de soortspecifieke bedreigingen van de kwaliteit van leefgebieden
- de soortspecifieke eisen aan dispersierouteshet effect van verbindingszones
- het effect van klimaatsverandering op gedrag en voorkomen van een soort – veranderingen van het areaal

Volgens de IUCN guidelines (IUCN, 2012) zouden de oorzaken van verdwijnen geëlimineerd moeten zijn vooraleer men een soort uitzet. Maar door de kennishiaten zijn de precieze oorzaken vaak onvoldoende goed gekend en geïdentificeerd waardoor het niet zeker is of ze wel (in voldoende mate) weggenomen zijn. Daarnaast blijkt het habitat (niet alleen qua habitatstructuur maar ook qua voedsel, predatoren, parasieten,…) waar de dieren uitgezet worden vaak toch niet volledig te voldoen aan de eisen die de soort tijdens heel haar levenscyclus aan haar leefomgeving stelt. Het is dus hoogst noodzakelijk de biologie en ecologie van het dier en de relaties met zijn omgeving gedurende elk levensstadium grondig te kennen en te begrijpen. Eigenlijk is dit niet alleen belangrijk voor het opzetten van herintroductieprogramma's maar voor het opstellen van om het even welke beheerstrategie (Mc Phail, 1997).

Kwabalen gaan tijdens hun leven door een aantal flessenhalzen (McPhail, 1997). De grootste ervan blijkt het larvale stadium te zijn (McPhail, 1997; Bunzel-Drucke et al., 2004a). Jarenlang is de ecologie van de kwabaallarven echter een blinde vlek geweest, vooral bij kwabaalpopulaties in rivieren (McPhail, 1997). In dit hoofdstuk gaan we in het eerste deel dieper in op de ecologie van de kwabaal en vooral op de ecologie van de larven. We baseren ons hiervoor vooral op literatuur maar ook op ervaringen met kwabaal op de kwekerij in Linkebeek. In het tweede deel zoeken we uit welke factoren de achteruitgang van de kwabaal wereldwijd veroorzaakt hebben, waarna we een aantal algemene herstelmaatregelen voor de kwabaal bespreken. In een later stadium zullen we dan een knelpuntanalyse uitvoeren met als doel het identificeren van de belangrijkste risicofactoren voor het herintroductieprogramma in Vlaanderen en het voorstellen van concrete mitigerende maatregelen.

Ecologie van de kwabaal

De kwabaal komt zowel voor in stromende wateren als in stilstaande wateren (Bonar et al.,2000). De soort is koudwaterminnend en schemeringsactief. Het habitatgebruik van (sub)adulte kwabalen is goed beschreven door Dillen et al. (2005a). De (sub)adulte dieren leven vooral op de bodem. Overdag verschuilen ze zich, ze hebben dus veel schuilplaatsen zoals holle oevers, uitgesleten geulen, dood hout, stenen, boomwortels of macrofyten nodig. ’s Avonds verlaten ze hun schuilplaats en gaan ze op zoek naar voedsel. (Sub)adulte kwabalen voeden zich overwegend met invertebraten. Vanaf een leeftijd van twee jaar (Meshkov, 1972) of een lengte van 10 of 20cm staat er ook vis op het menu (Ryder en Pesendorfer, 1992; Müller, 1961). Soms kan de overschakeling naar een visdieet ook vroeger beginnen vanwege het enorme aanbod (Müller, 1961). De gekweekte kwabalen op de kwekerij schakelen inderdaad al vroeger over op het eten van vis. Na één zomer kan je ze al goed verder doorkweken op een visdieet.

2.3.5.1.1 Paai

De kwabaal wordt over het algemeen na 3 à 4 jaren geslachtsrijp (Farkas, 1993) maar onder optimale omstandigheden kunnen de mannetjes soms al na 1 jaar matuur worden (Stipek, 1992) en de vrouwtjes na twee jaar (Müller, 1961; pers. obs.). Kwabalen paaien in de winter, in onze contreien meestal tussen eind december en begin januari (Müller, 1961). De paaiperiode is kort en duurt meestal maar een 2 à 3 weken (Harsányani en Aschenbrenner, 1992; McPhail en Paragamian, 2008). De paai zou getriggerd worden door specifieke omgevingcondities waaronder vooral de watertemperatuur (Hardy et al., 2008). Zelfs een kleine temperatuursverhoging van watertemperatuur van ongeveer 0°C tot een temperatuur van 2,5°C kan tot uitstel leiden (Kouril et al., 1985). In de literatuur spreekt men meestal van paaitemperaturen tussen 0 en 4°C (Müller, 1960; Harsányani en Aschenbrenner, 1992). Toch wordt er ook melding gemaakt van paai bij temperaturen buiten deze range, namelijk bij temperaturen tot 6°C en zelfs meer (Becker, 1983; Dillen et al., 2008; pers. obs.). De verschillen in thermale optima en grenzen tussen, soms zelfs naburige, kwabaalpopulaties, zijn meer dan waarschijnlijk te wijten aan adaptatie aan de thermale regimes binnen hun leefgebied. Vermoedelijk zijn populaties die aan de zuidelijke verspreidingsgrens voorkomen aangepast aan de hogere watertemperaturen in hun leefomgeving.

Sommige kwabaalpopulaties uit meren paaien jaarlijks in het meer zelf op ondiepe plaatsen nabij de oever op een bodem van stenen, kiezel of zand, terwijl andere telkens de zijrivieren optrekken om er te paaien (McPhail, 1997). Riviergebonden kwabalen paaien op ondiepe plekken (20 tot 50cm) met een zwakke stroming van maximaal 15cm/s (Farkas 1993) in kleine zijlopen en afwateringsgrachten, in zijarmen, in nevengeulen binnen de uiterwaarde van de rivier en ook in de geïnundeerde overstromingsvlakten zelf. De bodem van de paaigronden bestaat bij voorkeur uit zand en fijne kiezel (Fabricius, 1954; McPhail and Paragamian, 2000) alhoewel er ook paai is waargenomen op locaties met grovere stenen en zelfs met heel fijn bodemmateriaal (McPhail and Paragamian, 2000). Plaatsen met een modderlaag worden meestal toch vermeden. Kwabalen kunnen tot 204km trekken om een geschikte paaigrond te vinden (Müller, 1961). Eens ze die gevonden hebben, vertonen ze

een bepaald homing-gedrag, d.w.z. dat ze jaarlijks naar dezelfde paaigrond trekken zolang de condities er goed zijn (McPhail, 1997).

De paaimigratie start in de herfst en wordt getriggerd door de watertemperatuur en de afvoer (Paragamian et al., 2005; Paragamian & Wakkinen, 2008; Dillen et al., 2008). Paragamian et al. (2005) suggereren dat een afvoer van 113-300m³/s met een gemiddelde van 176m³/s gedurende minimum 90 dagen tussen midden november en midden februari nodig is voor een succesvolle paaimigratie en dus ook paai. Van den Neucker et al (2010a) stelden in de Grote Nete echter ook paaitrek vast na een periode met een stabiele waterafvoer. Volgens Hochleitner (2002) komt de paaimigratie op gang wanneer de watertemperatuur tussen september en november tot 10-12°C daalt.

Kwabalen paaien voornamelijk 's nachts of in de vroege ochtend of late avond. Tijdens de paai vormen verschillende paairijpe dieren 'spawning balls' waarbij een wijfje door meerdere mannetjes omringd wordt (Cahn, 1936; Auwerx, pers.obs.). Het specifieke paaigedrag, beschreven door Fabricius in 1954 na observatie van verschillende kwabaalpaartjes in een aquarium, is eigenlijk nog steeds vergelijkbaar met dat van zijn verre neef, de kabeljauw. De eitjes worden in een wolk van hom boven de bodem afgezet zonder dat die op voorhand voorbereid is (McPhail, 1997). Met sterke staartbewegingen verspreidt het wijfje de eitjes over de paaigrond en verhoogt zo de doorstroming (en dus bevruchting?). Bij noordelijke kwabaalpopulaties is vastgesteld dat er soms 'rustjaren' optreden. Pulliainen en Korhonen (1993) vonden dat 30% van de geslachtsrijpe kwabalen in hun stalen niet jaarlijks paaiden.

De fecunditeit is bij de kwabaal, net als bij de kabeljauw, zeer hoog. De wijfjes kunnen tot 800.000 eitjes per kilogram lichaamsgewicht leggen (Farkas,1993). De hoge fecunditeit van de soort wijst op van nature zeer hoge verliezen van eitjes en broed (Harsányani en Aschenbrenner, 1992). De rekrutering tot volwassen dieren is ondanks de hoge fecunditeit inderdaad heel erg laag omwille van hoge mortaliteit tijdens het larvale stadium (McPhail, 1997). Vlak na het ontluiken kan de densiteit aan larven tot 15 larven/m² zijn, een maand later is de densiteit vaak al teruggevallen tot 1 larfje/m² (Ghan en Sprules, 1991). Ook Carl (1992) spreekt van een overleving van slechts 1% van eistadium tot het stadium dat de larven een benthische levenswijze aannemen. Op de kwekerij kunnen op de kweekvijvers (ideale omstandigheden) overlevingspercentages van 5% van larven tot éénzomerige vissen als een succes beschouwd worden. De hoge fecunditeit zorgt er wel voor dat zelfs als een kwabaalpopulatie dramatisch achteruitgegaan is, ze zich snel terug kan herstellen eens de limiterende factoren volledig weggenomen zijn (Worthington et al., 2011).

2.3.5.1.2 Eistadium

De kwabaaleitjes zijn lichtgeel en transparant. Ze bevatten een enorme oliedruppel (ongeveer 40% van de eidiameter) die het soortelijk gewicht van het eitje verkleint. Dat zorgt ervoor dat ze bij een stroming van 4cm/s al beginnen te zweven en bij een stroming vanaf 15cm/s zelfs meegevoerd worden. Enkele minuten na het afzetten zijn de eitjes licht kleverig. Waarschijnlijk zorgt die kleverigheid ervoor dat ze zich even aan de bodem vasthechten wat de kans op bevruchting vergroot. Nadien verdwijnt de kleverigheid terug en worden ze met de onderste waterstroom meegevoerd (Harsányani en Aschenbrenner, 1992; Kainz en Gollmann, 1996). Het is niet echt duidelijk waar de eitjes zich nu precies ontwikkelen. Volgens Meshkov (1972) zweven de eitjes in de onderste lagen van het water en verspreiden ze zich onder invloed van wind en stroming naar luwe oeverzones, inhammen en zijarmen waar ze ontluiken. Volgens Sorokin (1971), McPhail (1997) en Kainz en Gollmann (1996) daarentegen ontwikkelen de eitjes zich meestal op de paaigrond zelf. Na de ei-afzet, zweven de eitjes aanvankelijk rond en worden ze wat verspreid door de staartbewegingen die het vrouwtje maakt. Daarna zouden ze binnen 24 uren op de bodem settelen. Ook Fabricius (1954) stelt dat de eitjes initieel nog wat kunnen driften afhankelijk van de stroming maar zich uiteindelijk toch settelen tussen de stenen op de bodem. Een lichte stroming van 3cm/s zorgt ervoor dat de eitjes regelmatig opgeschud worden waardoor ze vrijgemaakt worden van sediment en voldoende zuurstof krijgen (Sorokin, 1971). Siltatie

is trouwens een groot probleem voor kwabaaleitjes, door de afzet van modder op de eischaal, kunnen ze verstikken en afsterven (Fabricius, 1954; McPhail, 1997). Volgens Farkas (1993) daarentegen zorgen de staartbewegingen er juist voor dat de eitjes tot op een diepte van 4cm in het sediment gegraven worden waardoor ze o.a. tegen vraat beschermd worden. Afgezette kwabaaleitjes zijn gevoelig voor vraat. Paaigronden hebben idealiter dus een lage roversdruk.

De watertemperatuur is een van de belangrijkste factoren die de incubatietijd en het succes van het uitzwemmen van de larven bepaalt (Bermudes en Ritar, 1999). Kwabaaleitjes zijn, vooral tijdens de eerste dagen van hun ontwikkeling, stenotherm, d.w.z. dat ze zeer gevoelig voor temperaturen buiten hun optimale temperatuurrange en voor temperatuurschommelingen (Lahnsteiner et al., 2012). Nadien zijn ze minder gevoelig en verdragen ze hogere temperaturen en schommelingen. Net zoals voor de paai, lopen ook voor de ontwikkeling van de kwabaaleitjes de in de literatuur vermelde thermale optima sterk uiteen. De meeste auteurs spreken van een optimum tussen 0 en 2°C. Jaeger et al. (1981) daarentegen spreken van een optimum tussen 4 en 7°C. Uit een incubatie-experiment met Franse kwabaaleitjes uitgevoerd op de viskwekerij van het INBO in Linkebeek is gebleken dat een constante watertemperatuur tussen 4 en 6°C optimaal is voor de incubatie van de eitjes. Bij 6°C ontlook 74% van de eitjes in normaal ontwikkelde, gezonde larven. Bij 8°C was dat nog maar 18%. Een temperatuur van 10°C bleek lethaal voor de eitjes of alleszins toch tijdens de eerste dagen in de ontwikkeling want nadien verdragen de eitjes hogere watertemperaturen. Waarschijnlijk gaan de thermische optima hand in hand met de latitude waarop de kwabalen voorkomen waarbij noordelijke populaties koudere watertemperaturen vereisen tijdens de ei-incubatie dan meer zuidelijke populaties (Taylor en McPhail, 2000).

2.3.5.1.3 Larvaal stadium

Na zo'n 120 tot 140 daggraden, dat is na ongeveer 32 dagen bij 4°C, zwemmen de kwabaallarven uit (Müller, 1961; Kainz en Gollmann, 1996). Ze zijn dan 3,6 tot 3,9mm lang (Meshkov, 1972; Kainz en Gollmann, 1996). Jonge kwabaallarven zijn pelagisch. Vlak na het ontluiken liggen ze meestal bewegingsloos op de bodem maar bij verstoring zwemmen ze in een korte uitbarsting in vertikale richting naar boven (wriggling behaviour) om dan met de kop naar beneden terug naar de bodem te zinken (Taylor en McPhail, 2000). Dit gedrag voorkomt dat de larven bedekt raken tussen het fijne substraat en verstikken. Voor de rest zijn ze nogal immobiel en worden ze door (wind-gerelateerde) stroming passief meegevoerd (drift) van de paaigronden naar luwe zones tussen vegetatie langs de waterlijn, in inhammen, zijarmen en bij hoog water in overstromingsvlakten (Müller, 1961; Koporikov en Bogdanov, 2011). De kwabaallarven hebben nog geen zwemblaas of mond en voeden zich endogeen met hun dooierzak.



Figuur 51: Kwabaallarven (© INBO)

Tijdens deze eerste fase wordt hun mond gevormd en dan kunnen ze hun zwemblaas vullen. Dit gebeurt volgens Müller (1961) na 170 tot 190 daggraden en volgens Stipek (1992) iets later, namelijk na zo'n 210 tot 230 daggraden. Het is van cruciaal belang dat de larven zich in ondiep (< 20cm), (bijna) stilstaand water bevinden anders kunnen de kleine 'hulpeloze' larven (Figuur 51) het wateroppervlak onmogelijk bereiken om lucht te happen en gaan ze verloren (Harsányani en Aschenbrenner, 1992). Na het vullen van hun zwemblaas zijn de kwabaallarven mobieler (Taylor en McPhail, 2000) en beginnen ze zich actief exogeen te voeden. Ze mijden vanaf dit moment open water en stroming. In tegenstelling tot de volwassen dieren zijn de kwabaallarven sterk positief fototactisch (Taylor en McPhail, 2000) en leven in de bovenste waterlagen. Ze zijn dan ook heel makkelijke prooien voor andere zoetwatervissen (Hochleithner, 2002), wat een hoge mortaliteit veroorzaakt (Carl, 1992). De kwabaallarven zelf voeden zich, tijdens hun pelagische levenswijze, vooral met copepoden en watervlooien. Volgens Meshkov (1972), Harsányani en Aschenbrenner (1992) en Ghan en Sprules (1993) staan de eerste dagen ook algen op het menu en volgens Müller (1961) ook infusoria. Sommige auteurs vermelden ook rotiferen als voedingsbron tijdens de eerste dagen van de exogene voeding (Ghan en Sprules, 1993), anderen spreken dit dan weer tegen. Alleszins is het zo dat de larven in het begin erg veel voedsel nodig hebben en dat een groot aanbod aan (zoö)plankton dus van cruciaal belang is voor een goede overleving (Miller et al., 1988).

Vanaf een lengte van 1,5cm (Ghan en Sprules, 1993) tot 3cm (Hochleithner, 2002; Müller,1961) metamorfoseren de kwabaallarven. Ze worden lichtschuw, verdwijnen uit de bovenste waterlagen en gaan solitair op de bodem tussen stenen en planten leven. De distributie van de jonge kwabaaltjes wordt dan ook sterk bepaald door de aanwezigheid hiervan. Ze vertonen ook 'burrowing behaviour', dit is het graven van een soort tunnels in de bodem (Ryder en Pesendorfer (1992). Ze zijn vanaf dit stadium niet meer zo gevoelig voor stroming, concurrentie en roversdruk (Bunzel-Drüke, 2004a) en mijden het licht. De transitie tussen een volledig pelagische en een volledig benthische levenswijze begint volgens Meshkov (1972) al vanaf een lengte tussen 8,1 en 8,4mm. Tijdens die overgang bestaat hun dieet als gevolg van hun gemengde levenswijze nog uit een mengeling van zoöplankton en amphipoda. Na de overgang bestaat het nog enkel uit amphipoda en bodembewonende insecten (Ryder en Pesendorfer, 1992).

We kunnen dus besluiten dat voor een goede overleving en groei van de 'hulpeloze' pelagische kwabaallarven de beschikbaarheid van een water dat:

- bij voorkeur stilstaand of zéér zwakstromend is
- voldoende litorale zone heeft
- rijk aan plankton is
- weinig rovers- en concurrentiedruk heeft

essentieel is. In het voorjaar langdurig geïnundeerde overstromingsvlakten voldoen aan al die criteria. Door de snelle opwarming van het ondiepe stilstaande water, is er op korte tijd een enorme explosie aan plankton en door de tijdelijkheid van de systemen is er weinig tot geen roversdruk en concurrentie. Ze zijn dan ook de ideale 'kinderkamers' voor de kwabaallarven op voorwaarde dat ze én bereikbaar zijn én op het juiste moment én lang genoeg overstroomd zijn, idealiter van half februari tot eind april zodat de eitjes of pas ontloken larven in de overstromingsvlakten kunnen ontwikkelen en de gemetamorfoseerde kwabaallarven met het langzaam wegtrekkende water mee naar de hoofd- en zijlopen kunnen trekken (Bunzel-Drüke et al., 2004a).

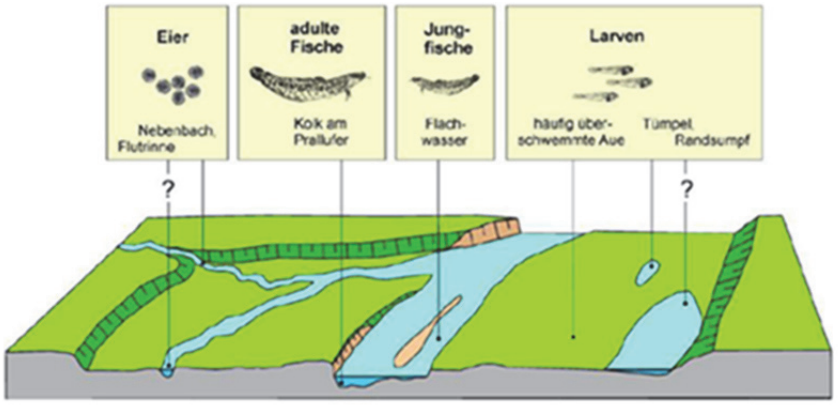
Op basis van veldonderzoek in de Duitse rivier de Lippe konden Bunzel-Drüke et al. (2004a) de kwabaal inderdaad typeren als een vis waarvan het voorkomen van een sterke duurzame populatie afhangt van het voorkomen van bereikbare uiterwaarden met een natuurlijke overstromingsdynamiek. Ze vonden in de Lippe een kwabaalrelictpopulatie terug op een traject waar, ondanks de menselijke verstoringen en ingrepen, door de natuurlijke topografie van het gebied nog een klein natuurlijke overstromingsvlakte, de Klostermersch genaamd,

aanwezig was en waar de watervervuiling niet zo uitgesproken was. Na herstel van de Klostermersch, konden de onderzoekers ook duidelijk aantonen dat de goede rekruteringsjaren van kwabaal in de Lippe steeds samenvielen met jaren met hoog water waarin de overstromingsvlakte tijdens het voorjaar langdurig inundeerde. Het jaar 2000 bleek een topjaar voor de rekrutering van de kwabaal. Dat jaar stond de Klostermersch maar liefst 35 dagen blank van eind februari tot eind maart.

Ook Koporikov en Bogdanov (2011) stelden vast dat overstroomde weilanden de ideale kinderkamers voor de kwabaal zijn. Wanneer deze niet beschikbaar waren door laag water, hielden de kwabaallarven zich op in nissen en bochten van de waterloop tussen de oevervegetatie waar er bijna geen stroming is. Het rekruteringssucces was die jaren evenwel zeer laag. Ook Müller (1961) merkte dit op. Bij te hoog water daarentegen werden de larven meegevoerd tot in de broekbossen. Ook hier was de mortaliteit bij de larven hoog en het rekruteringssucces dus laag (Koporikov en Bogdanov, 2011).

Fisher (2000) stelde vast dat in de Missouri de kwabaallarven geconnecteerde zijarmen van de rivier als opgroeihabitat gebruikten. In het stroomgebied van het Baikalmeer werden dan weer rivierdelta's en met de rivieren geconnecteerde meren en plassen gebruikt (Sorokin, 1971). Ook Degerman en Sers (1994) stelden vast dat meren verbonden aan rivieren een positieve invloed hadden op de populatiegrootte van kwabaal in die rivieren. De hoogste kwabaaldensiteiten werden zelfs op minder dan 500m stroomop- en stroomafwaarts van de verbinding met het meer vastgesteld. Een mogelijke verklaring hiervoor kan zijn dat de meren dienst doen als opgroeihabitat voor kwabaallarven. Het is dus duidelijk dat kwabaallarven vooral gebruik maken van 'off channel' habitats, d.w.z. habitats buiten de hoofdloop zelf.

2.3.5.1.4 Conclusie



Figuur 52: Habitatgebruik van de kwabaal gedurende zijn leven (uit Bunzel-Drüke et al., 2004a).

Figuur 52 uit Bunzel-Drüke et al. (2004a) geeft een goede voorstelling van het ideale habitatgebruik van de kwabaal gedurende zijn leven zoals hiervoor. De volwassen kwabalen leven in de hoofdloop zelf, liefst verscholen in holle oevers, uitgesleten stroomkommen, enz… In de winter trekken de geslachtsrijpe dieren naar geschikte paaigronden in zijlopen, afwateringsgrachten, nevengeulen en ondergelopen weilanden om er te paaien. In tegenstelling tot in de hoofdloop, kan de watertemperatuur daar wel voldoende dalen. Half februari zwemmen de larven meestal uit en eind februari/begin maart vullen ze dan hun zwemblaas en worden ze pelagisch. Hoog water, door smeltwater of voorjaarsregen, rond eind februari/begin maart waardoor de uiterwaarden overstromen is dus ideaal. De larven worden dan meegevoerd naar de overstromingsvlakten (en naar de typische grachtjes, oude meanderarmen, poeltjes, plas- en draszones, wielen, etc. die in de uiterwaarden voorkomen) waar ze kunnen opgroeien. Idealiter blijven deze gebieden overstroomd tot eind maart/begin

april. Tegen dan zijn de pelagische larven gemetamorfoseerd. De benthische kwabaaljuvenieltjes kunnen dan met het terugtrekkende water terugkeren naar hoofd- en zijloop. Eerst houden de kwabaaltjes zich nog een tijdje op in de ondiepe, warmere litorale zones vooraleer ze naar diepere delen van de waterloop (1,5m diep) met een dense ondergroei van macrofyten gaan.

Mogelijke oorzaken van verdwijnen van kwabaal wereldwijd

Stapanian et al. maakten in 2009 een overzicht van de meest wezenlijke oorzaken van de achteruitgang van kwabaalpopulaties wereldwijd. We bespreken al deze oorzaken hierna één voor één.

2.3.5.1.5 Verontreiniging

Verontreiniging wordt aangewezen als een belangrijke oorzaak voor de achteruitgang van de kwabaal (Müller, 1961; Bunzel-Drüke et al., 2004b; Stapanian et al., 2009). De kwabaal leeft over het algemeen in redelijk zuiver water. Op voorwaarde dat de zuurstofverzadiging voldoende is, kan de soort volgens Bunzel-Drüke et al. (2004b) nog wel voorkomen in licht tot matig vervuild (β-mesosaproob tot α-mesosaproob) water. De kwabaal is een soort die nogal gevoelig is aan een daling van het zuurstofgehalte.

Daarnaast is eutrofiëring nefast voor de kwabaal, niet alleen vanwege de zuurstofdaling die ermee gepaard gaat maar ook vanwege de hoge stikstof- en nitraatgehaltes waarvoor de soort gevoelig is (Dillen et al. 2008) en dan vooral tijdens de eerste levensstadia (Hudd en Kjellman, 2002). Zo heeft eutroficatie geleid tot de achteruitgang of het verdwijnen van kwabaalpopulaties in 16% van de Finse meren.

Ook verzuring vormt een probleem voor kwabaal, vooral tijdens de ei-ontwikkeling. Tijdens de segmentatie van het embryo kan een kwabaaleitje maar een pH tussen 6 en 8 verdragen, nadien kan de pH tot 5 dalen of stijgen tot 9, al zal de ontluiking bij een pH van 9 verlaten. De zuurtegraad heeft ook een enorme invloed op de reproductie. Bij een pH lager dan 5,5 treden er reproductiestoringen op en bij een pH lager dan 5 reproduceert de kwabaal zich niet meer. Herrmann et al. (1993) merkten op dat kwabalen verdwenen wanneer de zuurtegraad van de Zweedse waterlopen een waarde tussen 5 en 6 bereikten. We kunnen dus stellen dat een pH-waarde onder 6 voor problemen kan zorgen.

En uiteraard is pollutie met allerhande toxische stoffen (Stapanian et al., 2009) zoals kwik, organotin, PCB's en PBDE's (polybromated diphenyl ethers), net zoals bij andere soorten, ook nefast voor de persistentie van de kwabaal. De effecten van deze stoffen op de kwabaalpopulatie kunnen zowel direct (mortaliteit) als indirect (reproductiestoringen) zijn.

Thermische verontreiniging is nefast voor een koudwaterminnende soort die van koude watertemperaturen afhangt voor zijn voortplanting (zie puntje 2.3.5.3.3).

2.3.5.1.6 Verstoring van het habitat

De kabeljauwachtige kenmerken van de kwabaal zoals het vormen van 'spawning balls' tijdens de paai, de semi-pelagische eitjes en de pelagische larven hebben waarschijnlijk bijgedragen tot de wijde verspreiding en persistentie van de soort. Toch zijn het net die kenmerken die nu een bedreiging vormen voor vele populaties. Omwille van haar verregaande specialisatie is de kwabaal namelijk erg gevoelig aan natuurlijke en antropogene verstoringen in het habitat. Ze kunnen dan ook beschouwd worden als een soort indicatorsoort voor de graad van habitatverstoring (Stapanian et al., 2009).

Allerhande normalisatie- en regulatiewerken en de verlaging van het grondwaterniveau hebben de achteruitgang van de kwabaal in de hand gewerkt maar de allerbelangrijkste oorzaak van achteruitgang is toch wel het verlies van de eenheid tussen de waterloop en haar uiterwaarde mét een natuurlijke overstromingsdynamiek. Door onder andere indijking, het plaatsen van terugslagkleppen en ontwateringsmaatregelen werden

overstromingsvlakten onbereikbaar en stonden ze minder frequent en minder lang onder water. Hierdoor verdwenen de ideale 'kinderkamers' voor de kwabaal, namelijk de in het voorjaar langdurig geïnundeerde overstromingsvlakten (Bunzel-Drüke et al., 2004b; Bosveld, 2015; Bosveld et al., 2014).

Daarnaast veranderden de antropogene activiteiten ook de rivierdynamiek waardoor meanderende, heterogene waterlopen veranderden in zeer uniforme watergangen. Hierdoor verminderde het geschikte habitat voor (sub)adulte kwabalen aanzienlijk aangezien (sub)adulte kwabalen vooral veel schuilplaatsen nodig hebben in de vorm van structuurelementen zoals holle oevers, diepe stroomkommen, etc.

Siltatie door een veranderde rivierdynamiek kan de achteruitgang van de kwabaal mee in de hand gewerkt hebben. Alhoewel kwabalen turbide waters verkiezen (Chen, 1969), zoeken ze tijdens de paai toch helder water op aangezien de eitjes en ook de pas uitgezwommen larven heel gevoelig zijn aan siltatie. Door afzet van fijn materiaal zoals modder kunnen ze verstikken en afsterven.

Verlaging van het grondwaterniveau zorgde er naast een verdroging van de oorspronkelijke waterrijke uiterwaarden ook voor dat er minder grondwaterintroom is in de waterloop waardoor de kwabalen in de zomer een bescherming tegen hoge watertemperaturen verliezen.

Naast de laterale versnippering zorgde de longitudinale versnippering binnen en tussen de waterlopen ervoor dat de kwabaal potentieel geschikte paaigronden niet meer kon bereiken waardoor de soort achteruitging.De kwabaal is over het algemeen sedentair maar in de herfst/winter trekt hij kleine zijriviertjes, beekjes, afwateringsgrachtjes en nevengeulen op op zoek naar geschikte paaigronden. Niet alleen onpasseerbare hoogtes zoals stuwen, etc. kunnen een probleem zijn voor de kwabaal maar ook sterke stroomsnelheden die bv. door sifons veroorzaakt worden. Door zijn cylindrisch lichaam heeft de kabaal een lage zwemcapaciteit en uithouding, zelfs de grote vissen kunnen zich maar 10 min handhaven in een stroming van 25cm/s of meer (Jones et al., 1974).

Het bouwen van dammen zorgt vooral in Amerika voor een hele sterke achteruitgang van de kwabaal (Stapanian et al., 2009). In het reservoir stroomopwaarts van de dam gaat het kwabaalbestand er meestal op vooruit omwille van het geschikt habitat voor de kwabaallarven en het enorme voedselaanbod voor (sub)adulte kwabaal. Stroomafwaarts van de dam zijn de gevolgen voor de kwabaal echter desastreus. De rivierdynamiek is door de bouw van de dam volledig veranderd waardoor de stroom minder geschikt wordt voor kwabaal. Daarnaast verlaagt de productiviteit in die trajecten ook en stijgt de watertemperatuur wat uiteraard nefast is voor de kwabaal (McPhail, 1997).

2.3.5.1.7 Klimaatsverandering

De kwabaal is een koudwaterminnende soort die afpaait bij lage watertemperaturen. Een temperatuurstijging ten gevolge een klimaatsverandering kan dus nefast zijn, zeker voor populaties die aan de zuidelijke verspreidingsgrens van de soort voorkomen. Een verhoging van de watertemperatuur kan er voor zorgen dat de zomertemperaturen te hoog worden voor kwabaal maar kan er ook voor zorgen dat de reproductie faalt.

Naast een temperatuurstijging kan ook het neerslagpatroon dat met de klimaatsverandering gepaard gaat een probleem veroorzaken (Faulkner, 2014). Het ideale opgroeihabitat voor kwabaal zijn overstromingsvlakten die in het voorjaar langdurig onder water staan. Deze ideale opgroeicondities zijn er vooral bij hoog water in het voorjaar ten gevolge van hevige regenval of smeltwater. Door hogere afvoeren in de winter zijn de uiterwaarden misschien vaker overstroomd maar kan de sedimentload in het water groter zijn, lagere afvoeren in winter en voorjaar zorgen dan weer voor het onbeschikbaar zijn van opgroeigebieden.

2.3.5.1.8 Invasieve soorten

In de Amerikaanse Grote Meren verdween de kwabaal bijna helemaal door de aanwezigheid van zeeprik (*Petromyzon marinus*) en de Amerikaanse rivierharing (*Alosa pseudoharengus*). De zeeprik predeerde massaal op de (sub)adulte kwabalen terwijl de Amerikaanse rivierharing predeerde op de larven (Stapanian et al., 2009). Daarnaast concurreerde deze laatste soort de kwabaallarven bijna weg in hun strijd voor het aanwezige plankton. Pas nadat maatregelen genomen werden om deze soorten te elimineren (zeeprik o.a. met behulp van lampriciden), kon de kwabaalpopulatie zich zonder uitzettingen terug herstellen.

Ook in Europa kunnen invasieve soorten de kwabaal bedreigen. Zo worden jonge kwabalen uit hun geprefereerde schuilplaatsen verdreven door een invasieve kreeftensoort, namelijk *Orconectes limosus* (Hirsch en Fischer, 2008).

2.3.5.1.9 Ecologische interacties

We hebben geen informatie over de invloed van uitzettingen op kwabaalpopulaties (McPhail, 1997), toch kunnen we vermoeden dat die er is. Ondanks dat er geen bewijs voor is, kunnen we bv. toch competitie vermoeden tussen kwabaal en paling (Bunzel-Drüke et al., 2004b).

Sommige soorten prederen op (sub)adulte kwabalen of concurreren ermee voor voedsel en schuilplaatsen. Planktivore soorten of levensstadia, zoals jonge baarzen, prederen op de kwabaallarven en concurreren ermee voor het aanwezige zoöplankton.

2.3.5.1.10 Overexploitatie

Lokaal kan overbevissing leiden tot achteruitgang van een kwabaalpopulatie. Vooral soorten zoals kwabaal die gekenmerkt worden door een hoge fecunditeit en een hoge larvale mortaliteit en bijgevolg een lage recrutering tot de volwassen populatie zijn hier zeer gevoelig aan (Mc Phail, 1997). Als men de druk echter wegneemt, kan de populatie zich terug prima herstellen. Stapanian et al. (2009) beschouwen overbevissing niet als een reden voor de globale achteruitgang van de soort.

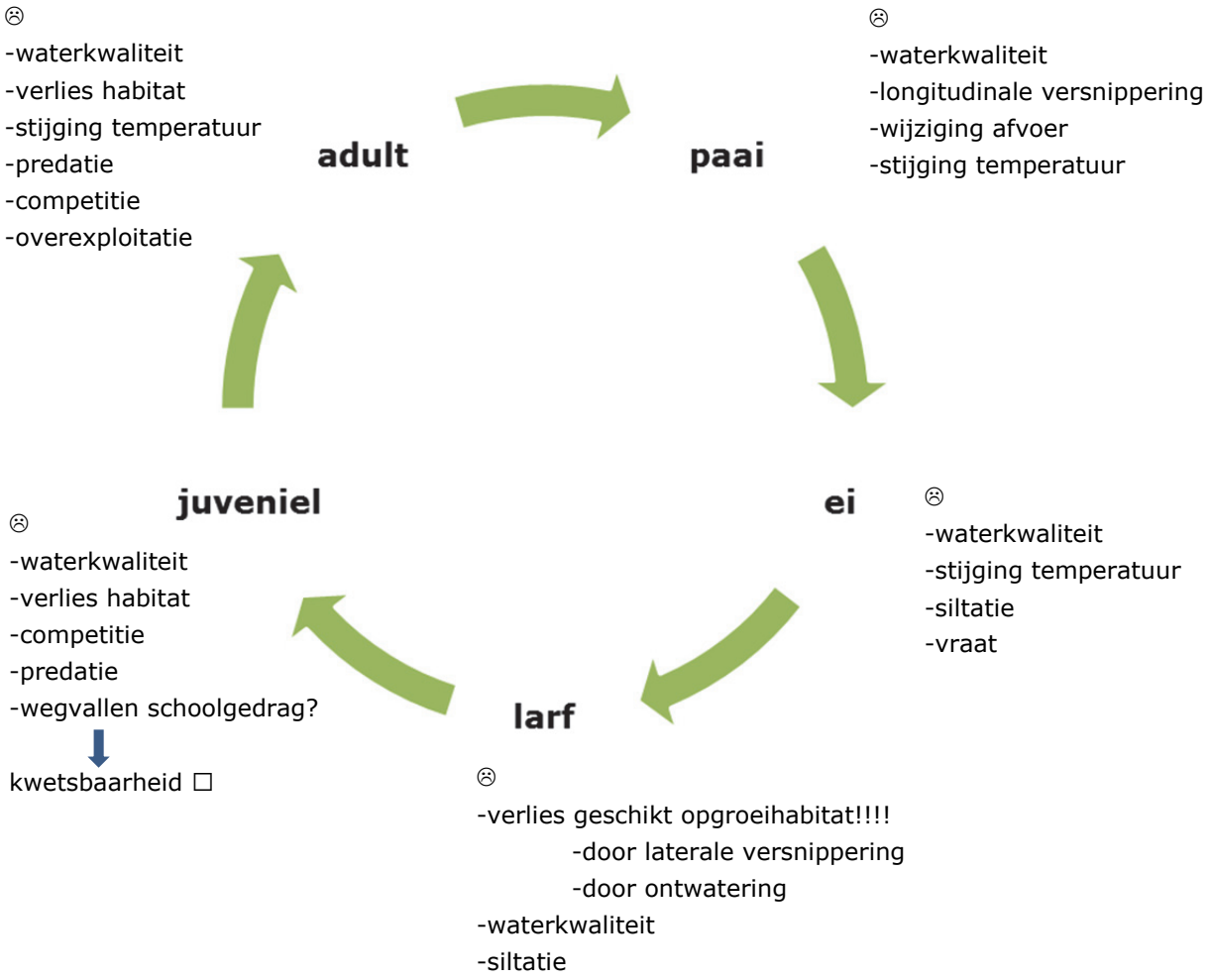
Vroeger werd in onze streken nogal eens gedacht dat kwabaal een nestrover was en werden er bestrijdingsmaatregelen tegen deze soort genomen (Bunzel-Drüke et al., 2004b). Vandaag de dag weten we gelukkig beter en komen deze praktijken zo goed als niet meer voor. Stroperij daarentegen durft nog wel eens een probleem te zijn. Vooral tijdens de paaimigratie van de dieren laten de dieren zich gemakkelijk vangen in fuiken (Dillen, pers.comm.).

2.3.5.1.11 Conclusie

De kwabaal gaat gedurende zijn leven door een aantal flessenhalzen, de belangrijkste daarvan blijkt toch wel het larvale stadium te zijn. Daardoor heeft de soort ondanks zijn zeer hoge fecunditeit toch een zéér lage rekrutering tot geslachtsrijp dier. Figuur 53 geeft de levenscyclus van de kwabaal schematisch weer met per levensstadium de mogelijke bedreigingen.

Alhoewel de echte oorzaak van het lokale verdwijnen van een kwabaalpopulatie waarschijnlijk in een combinatie van (enkele van) die factoren ligt, blijkt uit Stapanian et al. (2009) toch dat de achteruitgang van riviergebonden kwabaalpopulaties vooral te wijten is aan verontreiniging en verandering en verlies van het habitat door allerhande regulatie- en normalisatiewerken. Zowel Müller (1961) als Bunzel-Drüke et al. (2004) wijten de achteruitgang van de kwabaalpopulaties in Duitse rivieren inderdaad aan vervuiling van het water en vooral aan het verdwijnen van geschikt larvaal habitat door het verlies van de eenheid tussen de waterloop en haar overstromingsvlakte met een natuurlijke overstromingsdynamiek. Ondanks de verbetering van de waterkwaliteit zal de soort met uitsterven bedreigd blijven zolang die eenheid niet hersteld wordt. Ook in Nederland wordt de achteruitgang van de kwabaal gelinkt aan het grootschalig verlies en aantasting van dynamiek en habitat door antropogene verstoringen in het watersysteem waardoor paai- en

opgroeigebieden, *in casu* de voedselrijke overstromingsvlakten verdwenen (Bosveld, 2015; Bosveld et al., 2014). Voor kwabaalpopulaties in meren worden vooral verontreiniging en invasieve exoten als hoofdoorzaken van de achteruitgang gezien (Stapanian et al., 2009).



Figuur 53: Levenscyclus van de kwabaal met de mogelijke bedreigingen per levensstadium.

Algemene herstelmaatregelen voor kwabaal

2.3.5.1.12 Verbetering waterkwaliteit

Voor het behoud en herstel van kwabaal moet minimaal gestreefd worden naar een goede waterkwaliteit, namelijk naar een β-mesosaproob water (Bunzel-Drüke et al., 2004b). Thermische verontreinigingen zijn uit den boze voor een koudwaterminnende soort als kwabaal.

2.3.5.1.13 Herstel van de morfodynamische processen in de waterloop

Dit zorgt voor heterogeniteit in de waterloop en kan onder andere daardoor het herstel van kwabaalpopulaties bevorderen (LAVES, 2011). Er kunnen door het herstel van de natuurlijke afvoerdynamiek diepe stroomkommen, geulen en structuurrijke oevers gevormd worden waarvan de aanwezigheid en densiteit van een kwabaalpopulatie afhangt aangezien de (sub)adulte kwabaal deze nodig heeft als schuilplaats. Bovendien profiteren heel wat andere stroomminnende soorten hier van mee (Bosveld et al., 2015).

2.3.5.1.14 Herstel van natuurlijke overstroombare valleigebieden

De allerbelangrijkste herstelmaatregel voor kwabaal, die nauw samenhangt met het herstel van de natuurlijke rivierdynamiek, is toch wel het herstel van de eenheid tussen waterloop en haar uiterwaarde (met typische structuur) mét haar natuurlijke overstromingsdynamiek (Bunzel-Drüke et al., 2004b; LAVES, 2011). Hierdoor wordt potentieel larvaal habitat, namelijk de ondergelopen overstromingsvlakten zelf, maar ook de andere typische waterhoudende systemen binnen de uiterwaarde (zoals grachtjes, oude meanderarmen, poeltjes, plas- en draszones, wielen, etc.) terug beschikbaar. Dit is uiteraard een zware opgave en kan niet zomaar overal gebeuren maar uit onderzoek in de Lippe is gebleken dat zelfs fragmentarisch herstel van de valleigebieden de kwabaal een enorme boost kan geven (Bunzel-Drüke et al., 2004a).

Door hun waterrijkdom zijn uiterwaarden in vele gevalen ecologisch belangrijk en uiterst waardevol. Verdroging door een onaagepast waterpeilbeheer moet daarom tegengegaan worden. Er moet werk gemaakt worden van een ecologisch aangepast waterpeilbeheer.

Wanneer herstel van overstromingvlakten onmogelijk is, kan het herstel (LAVES, 2011) en aankoppeling van grachten of de aanleg van met de waterloop geconnecteerde, tijdelijke ondiepe poelen die vanaf eind februari waterhoudend zijn en vanaf half april geleidelijk terug leeglopen naar de waterloop een mogelijke herstelmaatregel voor kwabaal zijn. Op deze manier creëert men opgroeihabitat voor de uitgezwommen kwabaallarven. Wanneer deze poelen, door het ontbreken van geschikt paaihabitat in de hoofd- en zijlopen, naast opgroeihabitat ook als paaiplaats moeten dienen, moeten ze vanaf begin december waterhoudend zijn tot half april. Door het droogvallen van deze poelen tijdens de zomermaanden kan de roversdruk in de plassen laaggehouden worden en kan zich een grazige vegetatie ontwikkelen die ideaal is voor kwabaallarven (cfr. overstroomde weilanden als ideale kinderkamers voor kwabaal) en voor een goede planktonontwikkeling in het voorjaar.

2.3.5.1.15 Ontsnippering

Naast de laterale ontsnippering (punt 2.3.5.4.3) is het ook belangrijk werk te maken van longitudinale ontsnippering (LAVES, 2011). De kwabaal is over het algemeen sedentair maar in de herfst/winter onderneemt hij een paaimigratie naar geschikte paaigronden. Het wegwerken van migratieknelpunten zorgt ervoor dat de kwabaal potentiële paaigebieden in kleine zijriviertjes, zijbeken, nevengeulen en grachten kan bereiken om er te paaien en dat is van cruciaal belang voor de overleving van een soort. Vistrappen werken echter maar zeer selectief voor de kwabaal (Fredrich en Arzbach, 2002).

2.3.5.1.16 Uitzettingen

Waar natuurlijk herstel onmogelijk blijkt, kan men overgaan tot uitzettingen op voorwaarde dat het habitat voldoet aan alle eisen die de soort gedurende zijn volledige levenscyclus aan zijn leefomgeving stelt en dat de oorzaken van achteruitgang of zelfs verdwijnen weggenomen zijn (LAVES, 2011). De uitzettingen moeten wel lang genoeg volgehouden worden. De gemiddelde, minimale populatieverdubbelingstijd is 4,5 tot 14 jaar (ref. in Beelen, 2009). Dit is zeer laag waardoor de soort kwetsbaar is. Bij uitzettingen moet uiteraard rekening gehouden worden met de genetische achtergrond van de populaties.

2.4 Evaluatie van paairiffles van stroomminnende soorten

2.4.1 Inleiding

In het eerdere luik van dit onderzoek (rapporten 2012 en 2013; Van den Neucker et al., 2012; Van den Neucker et al., 2013) werden verschillende locaties in Vlaanderen geëvalueerd op de aanwezigheid van natuurlijke riffles. Deze riffles werden opgemeten en de geschiktheid werd geëvalueerd als paaihabitat voor stroomminnende soorten (kopvoorn en serpeling). Op basis van deze evaluatie werd aanbevolen om op enkele van deze locaties kunstmatige paairiffles aan te leggen om de kwaliteit van het habitat, specifiek paaihabitat, voor de stroomminnende soorten te verbeteren. In december 2013 werden vervolgens binnen dit project op drie locaties in Vlaanderen kunstmatige paairiffles aangelegd. Eén locatie ligt in de Dalemansloop waar drie opeenvolgende riffles werden aangelegd in de pools van een vistrap stroomop van de Beekhoek. Twee locaties bevinden zich in de IJse, op ongeveer 800 m van elkaar. Op één van deze twee locaties werden twee korte riffles aangelegd en op de andere locatie één langere riffle (Van den Neucker et al., 2013).

2.4.2 Doelstelling

Het doel van deze deelstudie is om de kunstmatige paairiffles in de Dalemansloop (drie grindbedden vormen samen één riffle) en de IJse (2 aparte grindbedden) verder te evalueren op hun evolutie in geschiktheid als paaigrond voor kopvoorn en serpeling. Opmetingen van de riffles enkele maanden na aanleg moeten een idee geven van de evolutie en morfologie van de nieuw aangelegde riffles (stabiliteit, ingebedheid aanslibbing, begroeiing), en daarmee behoud van hun geschiktheid als paaigrond. Op basis van deze evaluatie zullen later aanbevelingen gedaan worden naar de aanleg van nieuwe kunstmatige paairiffles.

2.4.3 Onderzoeksvragen

Hoe evolueren de nieuwe kunstmatige paairiffles doorheen de tijd en hoe verschilt het habitat op de locaties voor en na de aanleg van de kunstmatige riffle in termen van stabiliteit, ingebedheid, aanslibbing en begroeiing.

2.4.4 Methode

Metingen ter beoordeling van de toestand van de nieuw aangelegde riffles werden uitgevoerd op de volgende locaties:

- de kunstmatige riffle in de IJse t.h.v. de Beekstraat (Neerijse)
- de kunstmatige riffle in de IJse stroomafwaarts van de Elsenstraat (Neerijse)

Op de volgende locatie konden geen metingen uitgevoerd worden omdat de aangelegde riffle te diep gelegd is, of te diep weggezakt is:

- de kunstmatige riffle in de Dalemansloop stroomopwaarts van de Beekhoek (Geel)

In dit rapport worden de metingen besproken die uitgevoerd werden in de lente van 2013 (voor de aanleg van de riffles) en de metingen die uitgevoerd werden in de lente van 2014 (enkele maanden na de aanleg van de riffles). Recent (lente 2015) werden opnieuw metingen uitgevoerd. De resultaten van deze metingen zullen besproken worden in het rapport van 2015.

Als **criteria** om de evolutie van de geschiktheid van de kunstmatige riffles voor de voortplanting van kopvoorn en serpeling in de IJse en de Dalemansloop te beoordelen, werden de bevindingen van de literatuurstudie die gepubliceerd werden in Van den Neucker et al. (2013) gebruikt.

Volgende variabelen werden gemeten (eenheden tussen haakjes) bij basisafvoer:

- totale lengte van de riffle (cm)
- breedte van de riffle (cm)
- korrelgrootte substraat (mm)
- aanwezigheid perilithon (algenbedekking) substraat (aan/afwezigheid)
- waterdiepte (cm)
- stroomsnelheid (cm/s)
- debiet (m^3/s)
- mate van ingebedheid stenig substraat (Schälchli-klassen)
- beschaduwing (%)
- bedekking waterplanten (%)

Om te beletten dat de bodem te veel verstoord werd alvorens de mate van ingebedheid te bepalen, werden de metingen uitgevoerd in deze volgorde: (1) meting totale lengte van de riffle, (2) meting breedte van de riffle, (3) bepaling van de mate van ingebedheid van stenig substraat, (4) bepaling van de korrelgrootteverdeling (Pebble Count), (5) bepaling van de perilithonbedekking op het stenig substraat, (6) meting van de stroomsnelheid en (7) meting van de waterdiepte, (8) schatten van de waterplantenbedekking, (9) schatten van het percentage beschaduwing en (10) schatting van het debiet.

De totale **lengte van de riffle** werd gemeten met een lintmeter. De stroomaf- en stroomopwaartse grenzen van een riffle zijn enigszins subjectief. De grenzen werden gekozen op basis van (1) een overgang van hard substraat (grind, keien, stenen) naar zacht substraat (klei, slib, zand) en/of (2) een stroming die turbulent is in vergelijking met een eerder laminaire stroming stroomaf- en stroomopwaarts van de riffle. De **breedte van de riffle** werd op vier of vijf plaatsen loodrecht op de oever gemeten met een lintmeter.

Voor het meten van de waterdiepte, de stroomsnelheid en de mate van ingebedheid van het stenig substraat, werd anders tewerk gegaan dan in de vorige studie (Van den Neucker et al. 2013). Na overleg met de dienst Biometrie en Kwaliteitszorg van het INBO, werd afgestapt van meetpunten in een rooster van 25 cellen met variërende lengte en breedte. Er werd nu gekozen voor 15 tot 40 willekeurige (random) meetpunten.

De **stroomsnelheid** (gemeten 10cm boven de bodem, tot op 1cm/s nauwkeurig) en de **waterdiepte** (gemeten vanaf de bodem tot het wateroppervlak, tot op 1cm nauwkeurig) werden gemeten met een draagbare Marsh McBirney FlowMate™ (model 2000) stroomsnelheidsmeter en bijhorende peilstok. De stroomsnelheid en de waterdiepte werden in elk meetpunt centraal binnen een metalen ring met een diameter van 40cm bepaald, waarbinnen ook de ingebedheid van het substraat werd ingeschat (Figuur 54).

De mate van **ingebedheid** van het stenig substraat werd bepaald volgens de procedure uitgewerkt door Eastman (2004). Hierbij worden eerst de dominante en subdominante substraatklassen (korrelgrootten) bepaald binnen een metalen ring met een diameter van 40 cm (Figuur 54). Bepalen van de substraatklassen gebeurt door visuele inschatting. De korrelgrootten van de substraatklassen variëren van klei (< 0,063mm), zand (0,063 – 2mm), fijn grind (2- 6mm), middelgroot grind (6 - 20mm), grof grind (20 - 60mm), kleine stenen (60 - 120mm), grote stenen (120 – 200mm), zeer grote stenen (> 200mm) tot beddingomvattende rotsen (Eastman, 2004). Er worden slechts drie substraatklassen in beschouwing genomen voor het bepalen van de ingebedheid (Eastman, 2004): middelgroot grind (6 - 20mm), grof grind (20 - 60mm) en kleine stenen (60 - 120mm). Vervolgens wordt de mate van ingebedheid ingeschat via een drieledige aanpak, waarbij (1) de substraatklasse (korrelgrootte) in combinatie met (2) de compactie en (3) de porieruimte (interstitiële ruimte) in rekening worden gebracht. De compactie wordt ingeschat als de kracht die moet worden uitgeoefend om het grind of een steen uit de bodem te trekken en in welke mate het verwijderde substraatpartikel een afdruk in de bodem achterlaat. Eastman (2004) hanteert vier klassen van compactie:

1) 'heel los': Een steen wordt makkelijk opgeraapt en laat geen afdruk in de bodem na.

2) 'los': Een steen wordt makkelijk of met minimale inspanning opgeraapt en laat nauwelijks een afdruk na in de bodem, die bovendien snel wordt opgevuld met zand of fijn grind.
3) 'licht geconsolideerd': Er is enige inspanning nodig om een steen uit de bodem te verwijderen. De steen laat een duidelijke afdruk na in de bodem, die pas door een beweging met de hand wordt opgevuld met zand en een fijne, cohesieve component.
4) 'sterk geconsolideerd': Er is een aanzienlijke inspanning nodig om een steen te verwijderen uit de bodem. De steen laat een duidelijke afdruk na in de bodem, die door een beweging met de hand hooguit uitgesmeerd. De afdruk wordt in stand gehouden door de aanwezigheid van sterk cohesief materiaal.

De porieruimte wordt ingeschat als de ruimte tussen het grind of de stenen. Eastman (2004) hanteert vier klassen van porieruimte:

1) 'grote poriën': De stenen zijn gestapeld met tussenruimte ten opzichte van elkaar.
2) 'grote tot fijne poriën': De fijne component tussen de stenen voelt korrelig aan tussen duim en wijsvinger. Nooit voelt sediment boterig aan en de individuele sedimentkorrels zijn zichtbaar.
3) 'plaatselijk geblokkeerd': Een deel van het fijne materiaal tussen de stenen voelt boterig aan tussen duim en wijsvinger. De individuele korrels zijn niet zichtbaar.
4) 'volledig geblokkeerd': De steenlaag is volledig bedekt met fijn materiaal. Er zijn geen poriën tussen de stenen zichtbaar.

Op basis van het substraat tussen de stenen, de compactie en de porieruimte, wordt uiteindelijk een mate van ingebedheid toegekend aan het meetpunt (Tabel 21). Soms werd afgeweken van de Schälchli-aanpak, omdat ook 'zand met af en toe cohesieve depositie' voor sterke compactie kon zorgen, met een duidelijke afdruk na het verwijderen van een steen, ondanks de 'grote tot fijne poriën' tussen dominant en subdominant substraat. Daarnaast werd soms vastgesteld dat stenen niet te verwijderen waren, omdat ze in een zeer stabiele configuratie lagen met naburige stenen.

Tabel 21: Toekenning van een klasse van ingebedheid volgens de aanpak van Schälchli (Eastman, 2004).

Ingebedheid	**Substraat**	**Compactie**	**Porieruimte**
niet ingebed	grofkorrelig (stenen, grind, weinig zand)	zeer los	grote poriën
licht ingebed	homogeen stenen, grind of zand	zeer los tot los	grote tot fijne poriën
matig ingebed	zand met af en toe cohesieve depositie (klei, slib)	los tot licht geconsolideerd	fijne poriën tot plaatselijk geblokkeerd (geen zichtbare poriën)
sterk ingebed	zand en cohesieve depositie	licht tot sterk geconsolideerd	fijne poriën tot volledig geblokkeerd
volledig ingebed	overal cohesieve depositie	sterk geconsolideerd	volledig geblokkeerd (geen zichtbare poriën)



Figuur 54: Metalen ring met diameter van 40 cm waarbinnen in elk meetpunt de stroomsnelheid, waterdiepte en ingebedheid van het substraat worden ingeschat.

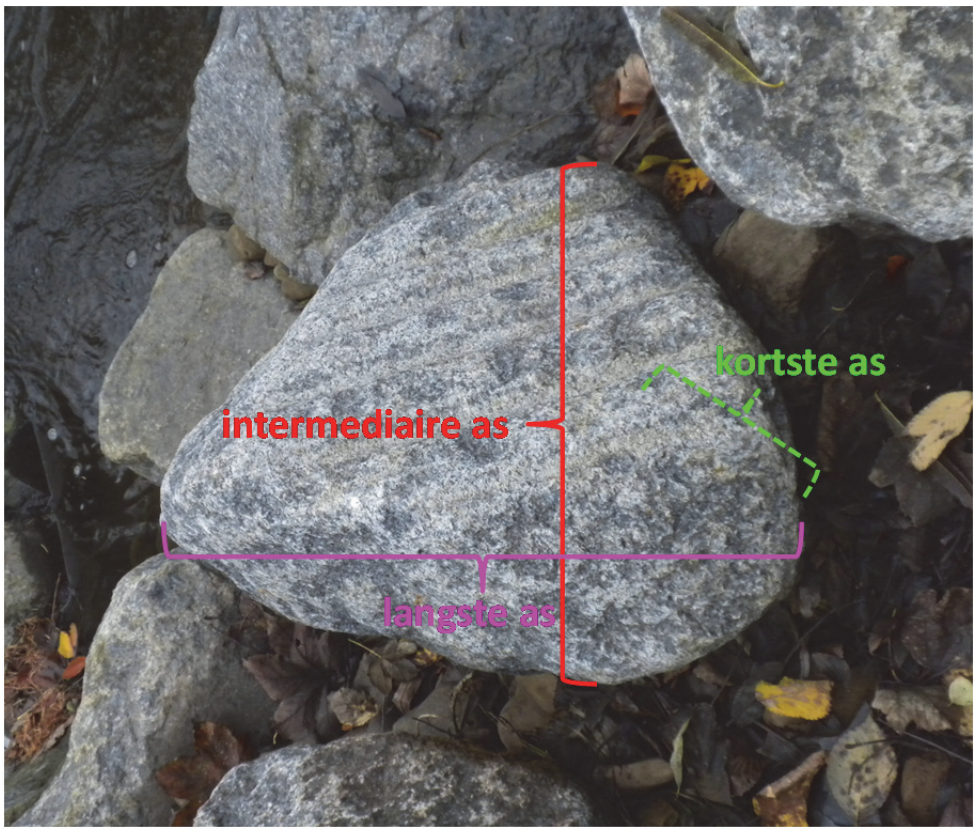
Een kwantitatieve beschrijving van het substraat werd bekomen door middel van een Wolman (1954) **Pebble Count**. De procedure was gebaseerd op die van Harrelson et al. (1994).

- De Pebble Count werd uitgevoerd langs willekeurig gekozen transecten, loodrecht van de ene naar de andere oever. Om zoveel mogelijk te garanderen dat het bemonsterde substraat effectief bij de riffle hoort en niet bij de overgangszone tussen riffle en stroomkom, werd een afstand van 10% van de totale lengte aan zowel het stroomaf- als stroomopwaartse uiteinde van de riffle niet bemonsterd. De Pebble Count werd dus uitgevoerd binnen de resterende 80% van de totale lengte van de riffle.

- Er werd gewerkt met een "step-toe" procedure. Hierbij werd gestart aan één van beide oevers t.h.v. een willekeurig gekozen startpunt. Terwijl de blik werd afgewend, werd het eerste substraatpartikel opgepakt dat t.h.v. de tip van de voet werd aanraakt met de wijsvinger (ook al was het slechts een zandkorrel). Na het meten van het partikel, werd een volgende stap gezet langs het transect, in de richting van de andere oever, en werd de procedure herhaald. Zodra de andere oever bereikt was, werd gestart langs een volgend willekeurig gekozen transect.

- Enkel de intermediaire as (Figuur 55) van het opgeraapte substraatpartikel werd gemeten (de langste en kortste as werden dus niet gemeten). Diep ingebedde stenen of stenen die te groot en te zwaar waren om op te heffen, werden gemeten zonder ze te verplaatsen. Van de diep ingebedde of te zware stenen werd de kortste van de blootliggende assen gemeten. Metingen gebeurden met een schuifpasser of met een meetlat tot op 1mm nauwkeurig (in de Vleterbeek werd gemeten tot op 10mm nauwkeurig, omdat de grote breukstenen een nauwkeurigere meting moeilijk

maakten). Deeltjes kleiner dan 2mm werden genoteerd als "<2mm". Voor een geldige Pebble Count moesten minstens 100 partikels gemeten worden.



Figuur 55: Bij een Pebble Count wordt enkel de intermediaire as (rood) van het opgeraapte partikel gemeten. De langste (paars) en kortste as (groen) worden niet gemeten.

Van elk substraatpartikel dat werd opgeraapt voor de Pebble Count, werd de kant die blootgesteld was aan de waterkolom geïnspecteerd op de aanwezigheid van **perilithon** (algen of biofilm). Indien er perilithon aanwezig was, dan werd dit genoteerd naast de meting van de intermediaire as van het partikel.

De percentages **beschaduwing** en **waterplantenbedekking** werden visueel ingeschat door de riffles te verdelen in hokken. De hokken varieerden in lengte en breedte, afhankelijk van de afmetingen van de onderzochte riffles. Voor de waterplantenbedekking werden zowel submerse (ondergedoken) als emerse (helofyten) planten in rekening gebracht. Het percentage beschaduwing werd bepaald door naar boven te kijken en te schatten hoeveel percent van het hok zou beschaduwd worden door struiken of bomen indien de zon loodrecht boven het hok zou staan. Ook beschaduwing door overhangende kruidachtige vegetatie werd in rekening gebracht. Op basis van de percentages in de afzonderlijke hokken, werden de percentages beschaduwing en waterplantenbedekking voor de volledige riffle berekend.

Het **debiet** net stroomopwaarts van de kunstmatige riffles in de IJse, Laan, Zwalm en Vleterbeek en de locaties in de Dalemansloop waar grindbedden worden aangelegd, werd telkens geschat door langs een transect loodrecht op de oevers op meerdere punten de waterdiepte en stroomsnelheden te meten. Op elk punt langs het transect werd de stroomsnelheid gemeten in tussenstappen van 10cm onder het wateroppervlak. Het aantal metingen van de stroomsnelheid per punt was dus afhankelijk van de waterdiepte op dat punt. Enkel wanneer de waterdiepte kleiner was dan 20cm, werd de stroomsnelheid 10cm boven de bodem gemeten. De breedte van de waterloop t.h.v. het transect werd aan het

wateroppervlak gemeten met een lintmeter (tot op 1cm nauwkeurig). De schatting van het debiet werd bekomen door de gemiddelde stroomsnelheid (cm/s) langs het transect te vermenigvuldigen met de gemiddelde waterdiepte (cm) en de breedte van de waterloop (cm) t.h.v. het transect.

Bodemprofielen werden opgemeten met behulp van een Trimble totaalstation (combinatie RTK-GPS en theodoliet). Er werd om de 30 à 100cm een punt ingemeten, afhankelijk van de grilligheid van de riffle. De punten werden in een GIS-systeem (ArcGIS 10) met elkaar verbonden (Inverse Distance Weighting), zodat een aaneengesloten oppervlak werd bekomen.

2.4.5 Resultaten

Samenvatting

In deze sectie geven we in een overzichtstabel kort de evolutie van de diepte en lengte van de riffles en van de korrelgrootte, de ingebedheid en de poriegrootte van het dominante substraat voor en na de aanleg van iedere riffle (Tabel 22, Tabel 23). Deze en overige resultaten worden in onderstaande paragrafen uitgebreid besproken.

De riffles in de Dalemansloop lagen in de lentes van 2013 en 2014 (bij basisdebiet) te diep om een meting te kunnen uitvoeren.

Tabel 22: Evolutie van de diepte en lengte en van de korrelgrootte, de ingebedheid en de poriegrootte van het dominante substraat voor en na de aanleg van de riffles in de IJse ter hoogte van de Beekstraat.

Riffles stroomaf- en opwaarts van de Beekstraat (Neerijse)						
Kenmerk	2013		2014			Habitatvoorkeur kopvoorn/ serpeling/ beekforel
Diepte *bij debiet* (cm *bij* $m^3.s^{-1}$)	23 ± 9 *bij* 0,36$m^3.s^{-1}$		25,3 ± 12,9 *bij* 0,30$m^3.s^{-1}$			10 - 40/ 25 - 40/ 15 - 90
Stroomsnelheid *bij debiet* (cm.s^{-1} *bij* $m^3.s^{-1}$)	31,5 ± 23,2 *bij* 0,36$m^3.s^{-1}$		27,7 ± 16,4 *bij* 0,30$m^3.s^{-1}$			15 - 100/ 20 - 50/ 40 - 70
Lengte (m)	SA 21,6	SO 14,5	SA 12,3	SO 12,8		
Korrelgrootte (%) <0.063 0.063-2 2-6 **6-20** **20-60** **60-120** 120-200 >200	COMBI 0 11 8 14 7 21 26 15		SA 0 1 2 6 18 53 17 7	SO 0 0 0 0 17 81 1 1	COMBI 0 1 1 3 17 67 7 4	2 - 200/ 30 - 250/ 16 – 75 en <5% substraat van 1-2 mm
Compactie (%) Zeer los Zeer los-los Los-licht geconsolideerd Matig tot sterk geconsolideerd Sterk geconsolideerd	COMBI 0 0 33,3 66,7 0		SA 42,9 0 42,9 0 14,3	SO 100 0 0 0 0	COMBI 75 0 18,8 0 6,3	-/-/<5% substraat van 1-2mm
Porieruimte (%)	COMBI		SA	SO	COMBI	-/-/-

Grove poriën Grove tot fijne poriën Fijne porie tot lokaal geblokkeerd Geen poriën	0 77,8 22,2 0			42,9 14,3 0 0	100 0 0 0	75 6,3 12,5 6,3	
Ingebedheid (%) Geen ingebedheid Lage ingebedheid Matige ingebedheid Hoge ingebedheid Volledige ingebedheid	COMBI 0 22,2 44,4 33,3 0			SA 37,5 12,5 25 12,5 12,5	SO 100 0 0 0 0	COMBI 70,6 5,9 11,8 5,9 5,9	-/-/niet ingebed met <5% substraat van 1-2 mm
Begroeiing door perilithon (%)	69 (draadalgen en beekmos, watervalmos)			SA 55	SO 2	COMBI -	
Begroeiing door waterplanten (%)	SA 37 (sterren-kroos en fonteinkruid)	SO 22 (sterren-kroos en fonteinkruid)	COMBI 30 (sterren-kroos en fonteinkruid)	SA 0*	SO 0*	COMBI 0*	Paaisubstraat vrij van mos, perilithon, occasioneel hogere planten/ paaisubstraat vrij van mos, perilithon, occasioneel hogere planten/ -

*) Hier en daar werd beginnende groei van sterrenkroos waargenomen. De meting gebeurde mogelijks te vroeg op het jaar om de groei van sterrenkroos goed te kunnen evalueren.

Tabel 23: Evolutie van de diepte en lengte en van de korrelgrootte, de ingebedheid en de poriegrootte van het dominante substraat voor en na de aanleg van de riffle in de IJse ter hoogte van de Elsenstraat.

Riffle aan de Elsenstraat (Neerijse)			
Kenmerk	2013	2014	Habitatvoorkeur kopvoorn/ serpeling/ beekforel
Diepte *bij debiet* (cm *bij* $m^3.s^{-1}$)	19,0 ± 6,0 *bij* 0,43$m^3.s^{-1}$	24,6 ± 5,9 *bij* 0,48$m^3.s^{-1}$	10 - 40/ 25 - 40/ 15 - 90
Stroomsnelheid *bij debiet* ($cm.s^{-1}$ *bij* $m^3.s^{-1}$)	49,2 ± 28,8 *bij* 0,43$m^3.s^{-1}$	51,1 ± 23,3 *bij* 0,48$m^3.s^{-1}$	15 - 100/ 20 - 50/ 40 - 70
Lengte (m)	30	37	
Korrelgrootte (%) <0.063 0.063-2 2-6 **6-20** **20-60** **60-120** 120-200 >200	 0 4 4 12 24 33 18 6	 0 0 0 2 14 81 2 1	2 - 200/ 30 - 250/ 16 – 75 en <5% substraat van 1-2mm
Compactie (%) Zeer los Zeer los-los Los-licht geconsolideerd Matig tot sterk geconsolideerd Sterk geconsolideerd	 0 38 56 0 6	 97 3 0 0 0	-/-/<5% substraat van 1-2mm
Porieruimte (%) Grove poriën	 0	 97	-/-/-

Grove tot fijne poriën Fijne porie tot lokaal geblokkeerd Geen poriën	100 0 0	3 0 0	
Ingebedheid (%) Geen ingebedheid Lage ingebedheid Matige ingebedheid Hoge ingebedheid Volledige ingebedheid	 0 6 56 38 0	 97 3 0 0 0	-/-/niet ingebed met <5% substraat van 1-2mm
Begroeiing door perilithon (%)	84	16	
Begroeiing door waterplanten (%)	11% bedekking met sterrenkroos	0% waterplantenbedekking	Paaisubstraat vrij van mos, perilithon, occasioneel hogere planten/ paaisubstraat vrij van mos, perilithon, occasioneel hogere planten/ -

Kunstmatige riffle in de Ijse ter hoogte van de Beekstraat (Neerijse)

Deze riffle bestaat uit twee delen: het ene deel van de riffle ligt stroomafwaarts van de Beekstraat, het andere ligt stroomopwaarts van de Beekstraat (Neerijse; Figuur 56).



(a)



(b)

Figuur 56: Stroomaf (a) – en stroomopwaarts (b) gelegen delen van de riffle in de IJse ter hoogte van de Beekstraat (Neerijse).

2.4.5.1.1 Afmeting riffle

2013

Stroomafwaarts van de Beekstraat (Figuur 56a) werd de stroomafwaartse grens van de riffle op 21,6m vastgelegd. De breedte bedraagt ongeveer 3,9m. Stroomopwaarts van de Beekstraat (Figuur 56b) is de riffle 14,5m lang en ongeveer 2,9m breed.

2014

In 2014 bedroeg de lengte van het stroomafwaartse deel 12,3m, de breedte was 2,7m. In het stroomopwaartse deel werden nieuw gestorte stenen gemeten over een lengte van 12,8m.

2.4.5.1.2 Waterdiepte, stroomsnelheid en debiet

2013

De waterdiepte boven de riffle ter hoogte van de Beekstraat bedroeg gemiddeld 23 ± 9cm, met een minimum van 8 en een maximum van 45cm. De stroomsnelheid was gemiddeld 31,5 ± 23,2cm/s, met een minimum van 2 en een maximum van 92cm/s. De waterdiepte en de stroomsnelheid werden gemeten bij een debiet van 0,36m³/s.

2014

De waterdiepte boven de riffle ter hoogte van de Beekstraat was gemiddeld 25,3 ± 12,9cm, minimaal 1,5cm en maximaal 51cm. De stroomsnelheid bedroeg 27,7 ± 16,4cm/s met een minimum van 1,5 en een maximum van 66,1cm/s. De diepte en stroomsnelheid werd opgemeten bij een debiet van 0,30m³/s.

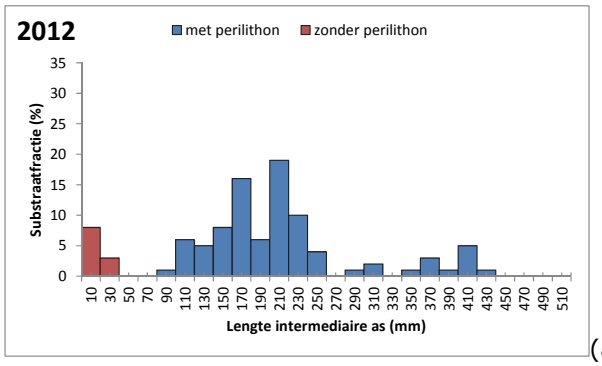
2.4.5.1.3 Korrelverdeling

2013

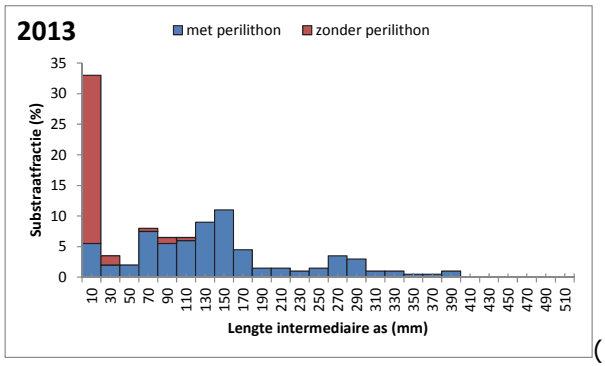
De substraatpartikels waaruit de riffle is opgebouwd variëren van slib en zand tot grote breukstenen (Figuur 57). In 2013 was 33% van de substraatpartikels kleiner dan 20mm en van deze 33% was één derde kleiner dan 2mm. De meeste substraatpartikels (41%) hadden een intermediaire as tussen 61 en 160mm. In 2013 werden meer kleine substraatpartikels opgeraapt dan in 2012, maar de spreiding van de afmetingen was vergelijkbaar. In 2012 had 70 % van de opgeraapte substraatpartikels een intermediaire as tussen 101 en 240mm. In 2012 had 10% en in 2013 had 31% van de substraatpartikels afmetingen van 5 tot 80mm, die volgens de beschikbare literatuur (Van den Neucker et al., 2013) ideale afmetingen zijn voor de voortplanting van kopvoorn en serpeling.

2014

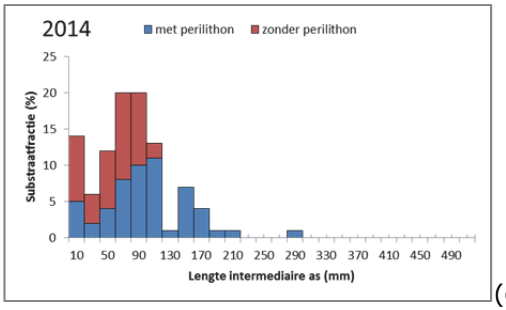
De korrelgrootteverdeling van de stroomop- en afwaartse riffle ter hoogte van de Beekstraat verschillen onderling. De stenen op de stroomafwaartse riffle variëren van slib en zand tot enkele grote breukstenen, terwijl de riffle stroomopwaartse de Beekstraat bestaat uit grove kiezels en kleine breuksteen (Figuur 57). Specifiek bevatte de riffle stroomafwaarts van de Beekstraat in 2014 14% substraatpartikels tot 20 mm groot. Dit is slib, zand, fijne en matig grove kiezels. Respectievelijk 6 en 12% van het substraat was 20 tot 40mm en 40 tot 60mm groot. De grootste fracties, beiden respectievelijk 20 % van het substraat van de riffle, bestond uit kleine kiezels tussen 60 en 80mm, en 80 en 100mm (Figuur 57). De riffle stroomopwaarts van de Beekstraat bestond in 2014 voor slechts 2% uit substraat van 20 tot 40mm. De grootste fracties bestonden uit substraat van 60 tot 80mm en 80 tot 100mm groot, respectievelijk 31 en 41%. 7 % van de substraatpartikels op deze riffle was tussen 100 en 120mm groot, 1% tussen 120 en 140mm groot en 1% tussen 300 en 320mm groot (Figuur 57).



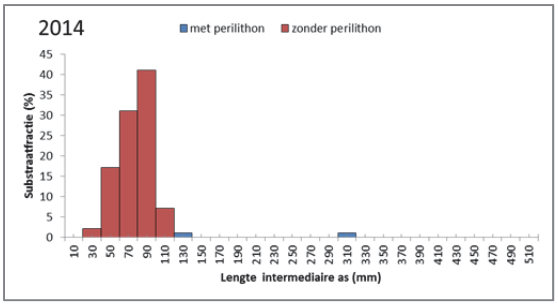
(a)



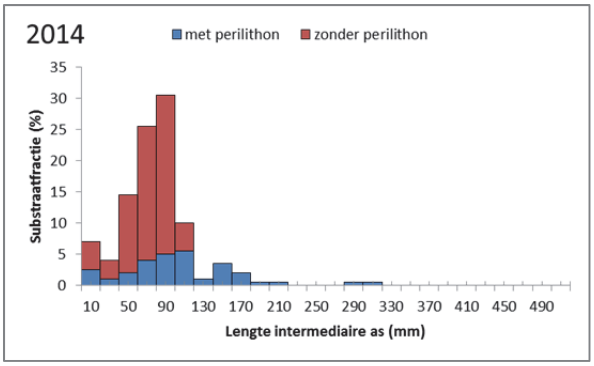
(b)



(c)



(d)



(e)

Figuur 57: Korrelgrootteverdeling van de riffle in 2012, 2013 en 2014 in de IJse t.h.v. de Beekstraat (Neerijse), met onderscheid tussen substraatpartikels met perilithon begroeiing (blauw) en zonder perilithon begroeiing (rood). De resultaten in 2012 en 2013 hebben betrekking op de hele riffle (a en b), terwijl deze in 2014 opgesplitst zijn in de riffle stroomafwaarts (c) en stroomopwaarts (d) van de Beekstraat. Ter vergelijking met 2012 en 2013 werden de resultaten van de stroomop- en afwaartse riffle in 2014 ook gecombineerd (opgeteld en herleid naar een percentage; e). De resultaten per riffle zijn telkens gebaseerd op 100 substraatpartikels.

2.4.5.1.4 Perilithon

2013

In 2013 was op 69% van de substraatpartikels perilithon aanwezig, terwijl dat in 2012 op 89% van de partikels het geval was. Het perilithon bestond voornamelijk uit een mengeling van draadalgen en beekmos (*Leptodictyum riparium*) en in mindere mate watervalmos (*Rhynchostegium riparioides*). Er werden twee groeivormen van draadalgen aangetroffen: lange filamenten op stenen en dichte pakketten met kortere draden op slib langs de oevers. Vooral in de kleine substraatfracties waren partikels zonder perilithon aanwezig (Figuur 57). In 2013 had de grootste steen zonder perilithon een intermediaire as van 104mm. In 2012 mat de grootste steen met perilithon 28mm.

2014

Ook de fractie substraatpartikels die begroeid was met perilithon in 2014 verschilt tussen de twee riffles ter hoogte van de Beekstraat in Neerijse. Op de riffle stroomafwaarts van de Beekstraat was 55% van de gemeten substraatpartikels begroeid met perilithon, terwijl dit op de riffle stroomopwaarts van de straat slechts 2% is. De substraatpartikels die stroomopwaarts begroeid waren, waren tussen 120 en 140mm, en tussen 300 en 320mm groot. Ook op de riffle stroomafwaarts van de Beekstraat waren de grootste substraatpartikels onbegroeid. De grootste stenen waar periliton op aangetroffen werd, waren tussen 100 en 120mm groot. Het perilithon werd in 2014 niet geïdentificeerd.

2.4.5.1.5 Ingebedheid

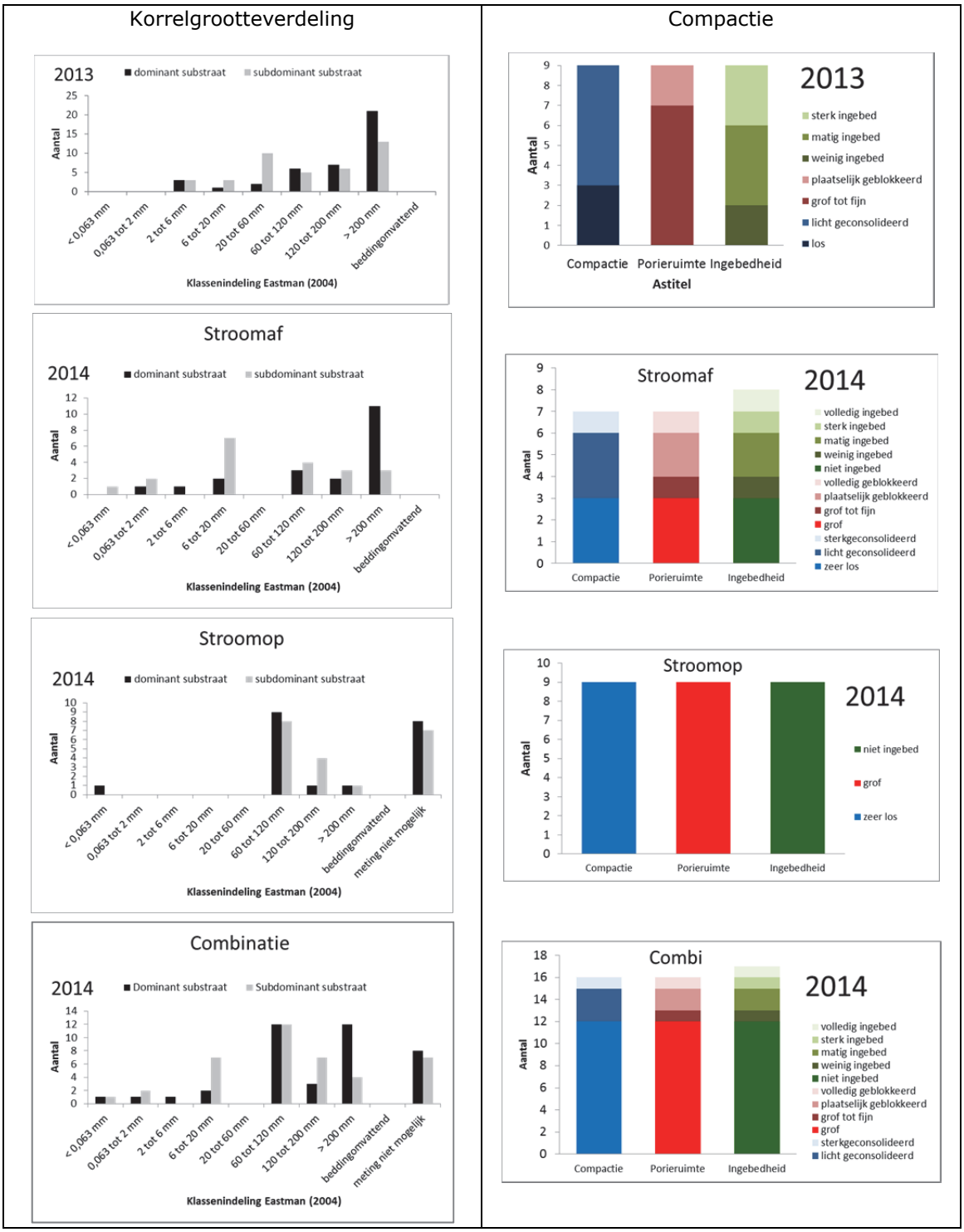
2013

In slechts negen van 40 meetpunten (22,5%) lag de korrelgrootte van het dominant substraat binnen het bereik (6 tot 120mm) dat volgens het protocol van Eastman (2004) verder in beschouwing moet genomen worden voor de bepaling van de ingebedheid. In drie meetpunten was het dominant substraat te klein en in 28 meetpunten te groot (Figuur 58). Het dominant substraat in de negen weerhouden meetpunten was in de meeste gevallen licht geconsolideerd en de porieruimte lag meestal in de klasse grof tot fijn. Toch was het dominante substraat meestal matig tot sterk ingebed (Figuur 58). Zowel het dominante als het subdominante substraat was vaak ingebed in een mengsel van slib, zand en hoekige steentjes (< 5mm). De ingebedheid van de talrijke grote (120 tot 200mm) en zeer grote (> 200mm) stenen, die volgens het protocol van Eastman (2004) eigenlijk niet verder onderzocht moest worden, varieerde van weinig tot zeer sterk ingebed. Sommige grote stenen konden zonder moeite worden opgeraapt en andere zaten muurvast ingebed tussen naburige stenen.

2014

Op de afwaartse riffle lag de korrelgrootte van het dominante substraat op vijf van de 20 punten binnen het bereik (6 tot 120mm) dat volgens het protocol van Eastman (2004) verder in beschouwing moet genomen worden voor de bepaling van de ingebedheid. Op twee punten was het substraat te klein en op 13 punten te groot. Op drie van de vijf punten was het substraat zeer los, de porieruimte groot en het substraat niet ingebed. Op de resterende twee punten was het substraat licht geconsolideerd, met een grove, over fijne tot lokaal geen porieruimte en een gemiddelde ingebedheid (Figuur 58).

Op de opwaartse riffle waren de substraatpartikels op negen van de 12 punten tussen 60 en 120mm groot, dat is binnen het bereik (6 tot 120mm) dat volgens het protocol van Eastman (2004) verder in beschouwing moet genomen worden voor de bepaling van de ingebedheid. Op één punt was het substraat te klein en op twee punten te groot. Op alle punten was het zeer los, niet ingebed en met een grove porieruimte (Figuur 58).



Figuur 58: Korrelgrootteverdeling van het dominante en subdominante substraat (links), en compactie, ingebedheid en porieruimte (rechts) op de riffle t.h.v. de Beekstraat in 2013 en 2014. De resultaten van 2013 (gehele riffle) en 2014 (stroomafwaartse riffle) zijn gebaseerd op 20 meetpunten, terwijl de resultaten van het stroomopwaartse deel van de riffle in 2014 slechts gebaseerd zijn op 12 (het dominante substraat) en 13 (subdominante substraat) meetpunten. De overige 8 en 7 punten, respectievelijk, konden door omstandigheden niet opgemeten worden.

2.4.5.1.6 Waterplantenbedekking en beschaduwing

2013

Het totale percentage waterplantenbedekking was 30%. Op het deel stroomopwaarts van de Beekstraat werden minder waterplanten (22% bedekking) aangetroffen dan stroomafwaarts (37% bedekking). De aquatische vegetatie bestaat voornamelijk uit sterrenkroos (*Callitriche sp.*) en in mindere mate uit fonteinkruiden (*Potamogeton spp.*). Slechts 1% van het totale oppervlakte van de riffle werd beschaduwd door overhangende vegetatie op de oevers. Zowel stroomopwaarts als stroomafwaarts van de Beekstraat bedroeg het percentage beschaduwing 1%. Het percentage beschaduwing werd vermoedelijk iets onderschat, omdat de linker oever kort voor de meting plaatsvond gemaaid werd.

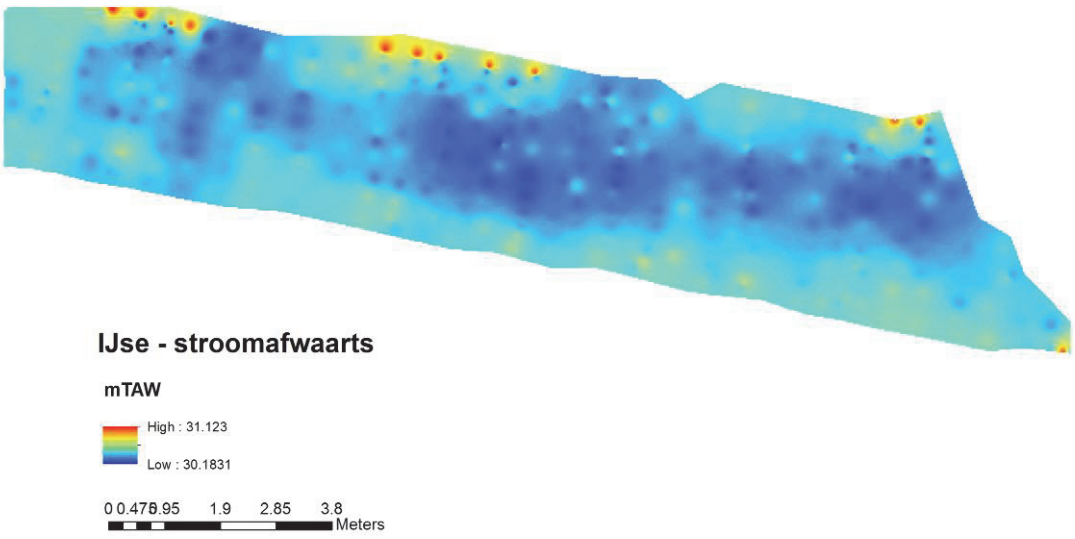
2014

Zowel op de riffle stroomaf- als stroomopwaarts werden geen waterplanten aangetroffen. Hier en daar waren er plekken met beginnende groei van sterrenkroos. De meting gebeurde mogelijks te vroeg om de groei van sterrenkroos goed te kunnen evalueren. De beschaduwing van beide riffles bleef ongewijzigd t.o.v. de situatie in 2013.

2.4.5.1.7 Bodemprofiel

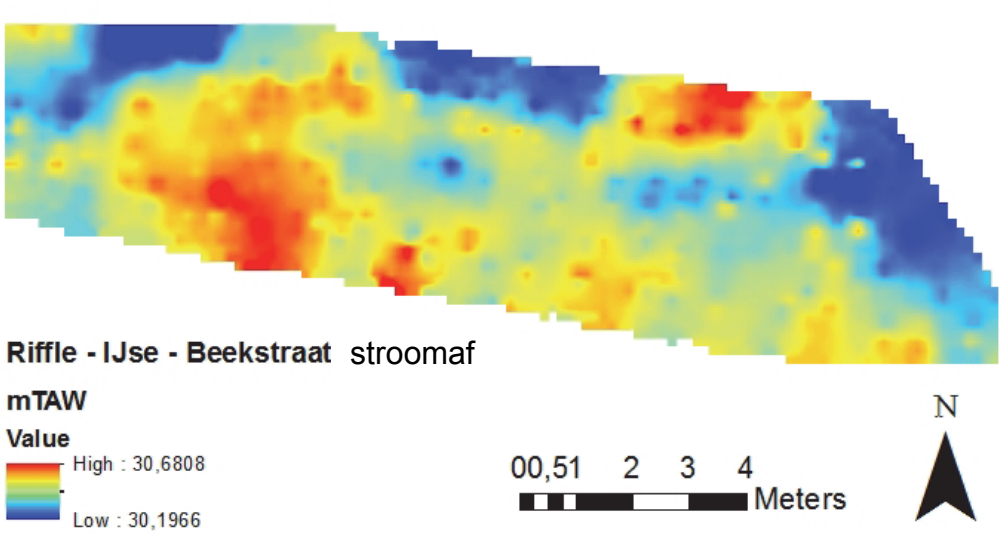
De bodemprofielen voor en na de aanleg van de kunstmatige riffles geven een idee van waar de meeste nieuwe stenen gestort geweest zijn. Hoewel de gemiddelde dieptes van beide riffles (stroomop- en stroomaf van de Beekstraat) nauwelijks gewijzigd zijn, geeft het bodemprofiel toch aan dat grotere delen van de locaties minder diep liggen na aanleg van de riffle (Figuur 59, Figuur 60, Figuur 61, Figuur 62). Een eerstvolgende opmeting van het bodemprofiel (in 2015, 1,5 jaar na de aanleg van de riffle) moet een beter beeld geven van de evolutie van het profiel van de riffle.

2013 stroomafwaarts:



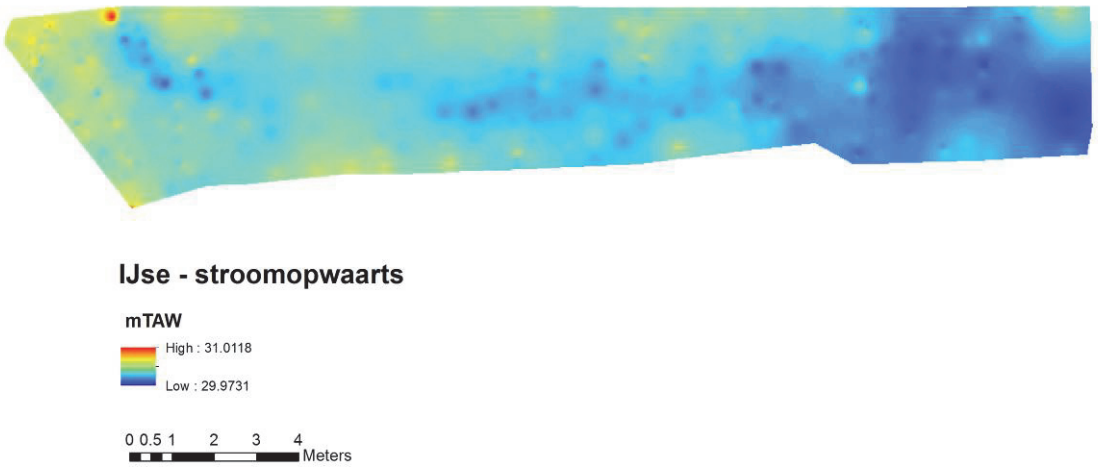
Figuur 59: Bodemprofiel van de kunstmatige riffle stroomafwaarts van de Beekstraat (Neerijse) in 2013, voor de aanleg van de kunstmatige riffle.

2014 stroomafwaarts:



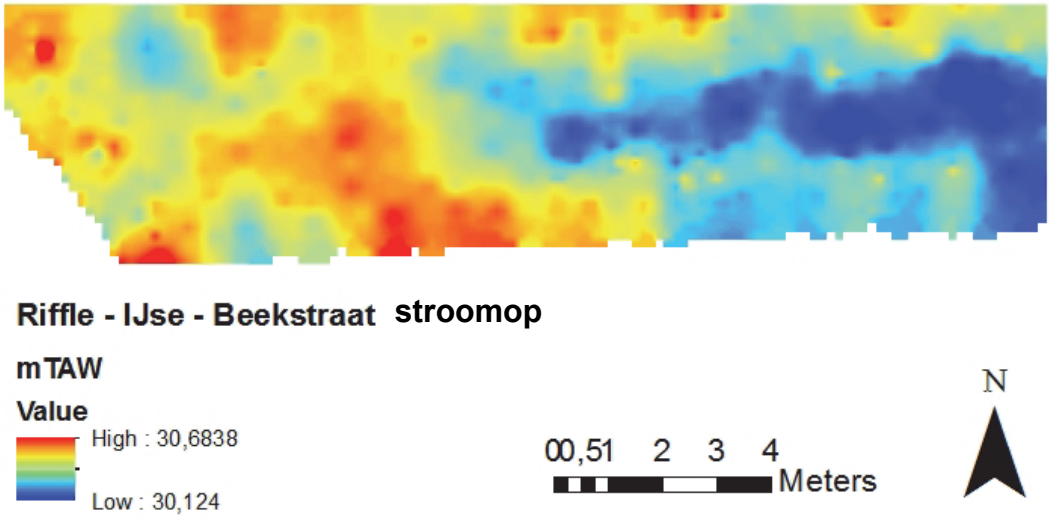
Figuur 60: Bodemprofiel van de kunstmatige riffle stroomafwaarts van de Beekstraat (Neerijse) in 2014, na de aanleg van de kunstmatige riffle.

2013 stroomopwaarts:



Figuur 61: Bodemprofiel van de kunstmatige riffle stroomopwaarts van de Beekstraat (Neerijse) in 2013, voor de aanleg van de kunstmatige riffle.

2014 stroomopwaarts:



Figuur 62: Bodemprofiel van de kunstmatige riffle stroomopwaarts van de Beekstraat (Neerijse) in 2014, na de aanleg van de kunstmatige riffle.

2.4.5.1.8 Bespreking

De gemiddelde waterdiepte en stroomsnelheid boven de kunstmatige riffle ter hoogte van de Beekstraat lagen in 2012 en 2013 al binnen het optimale bereik voor de voortplanting van kopvoorn en serpeling. De afmetingen van de riffle kwamen overeen met die van riffles die beschreven worden in de literatuur (Van den Neucker et al., 2013). De gemiddelde diepte is na de aanleg van de riffle zo goed als niet gewijzigd. De stroomsnelheid evenmin. Er is in beide jaren wel een redelijk grote variatie op de stroomsnelheid.

In 2012 en 2013 was er een grote variatie aan korrelgrootten en een klein aantal substraatpartikels met ideale afmetingen voor de voortplanting van kopvoorn en serpeling. Door de aanleg van de riffles stroomop- en afwaarts van de Beekstraat veranderde dit naar 87% van de stenen dat binnen de optimale range ligt voor kopvoorn, serpeling en beekforel.

De meeste substraatpartikels bevatten in 2012 en 2013 perilithon, waaronder alle stenen met een intermediaire as groter dan 104mm. In 2012 waren partikels met perilithon echter nog talrijker dan in 2013. Dit kan verklaard worden door het grotere aantal partikels met afmetingen kleiner dan 2mm dat werd opgeraapt in 2013. Slechts weinig substraatpartikels kleiner dan 2mm bevatten perilithon. Door de aanleg van de kunstmatige riffle, die bestaat uit stenen van optimale grootte die bovenop het heterogene oude substraat gelegd werden, was het aandeel substraatpartikels kleiner dan 2mm gedaald van 11 naar 1%. De daling in het percentage stenen met perilithon is echter eerder te wijten aan de aanvulling van nieuwe, nog onbegroeide stenen.

Het beperkt aantal meetpunten waarin de afmetingen van het dominante substraat binnen de klassen liggen waarvoor de ingebedheid volgens het protocol van Eastman (2004) bepaald moet worden, geeft aan dat ideaal voortplantingssubstraat slechts verspreid aanwezig was op de riffle en slechts een klein deel van de totale oppervlakte besloeg voor de aanleg van de kunstmatige riffle. Deze vaststelling was in overeenstemming met de resultaten van de pebble count. Een mengsel van slib, zand en hoekige steentjes, zorgde meestal voor een matige tot sterke ingebedheid en een licht geconsolideerde compactie. Dit

veranderde na de aanleg van de kunstmatige riffle naar een toestand die wel aanleunt bij de habitateisen van kopvoorn en serpeling, namelijk geen ingebedde stenen met grove poriën en een zeer losse compactie.

Bijna een derde van het oppervlak van de kunstmatige riffle was bedekt met waterplanten. Dit is niet optimaal, omdat de oppervlakte beschikbaar stenig substraat hierdoor beperkt wordt. De waterplanten kunnen bovendien dienst doen als sedimentvang, waardoor fijn substraat wordt vastgehouden. Na de aanleg van de riffle lijkt dit probleem tijdelijk van de baan. Het is echter wel mogelijk dat groei van waterplanten later op het jaar, na de opmeting nog optradt, zei het dan in mindere mate dan voor de aanleg van de riffle.

Kunstmatige riffle in de Ijse stroomafwaarts van de Elsenstraat (Neerijse)

In tegenstelling tot de riffle t.h.v. de Beekstraat, werden aan de riffle t.h.v. de Elsenstraat (Figuur 63) zowel metingen gedaan op de riffle zelf, als in de pool stroomafwaarts van de riffle.



Figuur 63: De kunstmatige riffle in de IJse stroomafwaarts van de Elsenstraat (Neerijse)

2.4.5.1.9 Afmetingen riffle

2013

De riffle was 30m lang en 5,2m breed. De pool stroomaf van de riffle was ondiep genoeg voor een pebble count en evaluatie van de ingebedheid. De pool was 20m lang en 5,2m breed.

2014

De lengte van de riffle in de lente van 2014 is vermeerderd tot 37m, de breedte bleef onveranderd. Enkele stenen van de riffle spoelden bovendien uit tot 40m stroomafwaarts van de stroomopwaartse grens van de riffle, en kwamen bijgevolg in de pool stroomafwaarts van

de riffle terecht. De pool was te diep voor een peble count en voor een evaluatie van de ingebedheid.

2.4.5.1.10 Waterdiepte, stroomsnelheid en debiet

2013

De riffle was gemiddeld 19,0 ± 6,0cm diep met een minimum van 0,0 en een maximum van 32,0cm. De waterdiepte ter hoogte van de pool bedroeg gemiddeld 41,1 ± 11,9cm, met een minimum van 23,0cm en een maximum van 62,0cm. Het verschil tussen de gemiddelde diepte van de riffle en de gemiddelde diepte van de pool bedroeg dus ongeveer 21,0cm.

De stroomsnelheid boven de riffle was gemiddeld 49,2 ± 28,8cm/s, met een minimum van 1cm/s en een maximum van 108cm/s. De gemiddelde stroomsnelheid in de pool was 21,0 ± 12,0cm/s, met een minimum van 7cm/s en een maximum van 58cm/s.

De waterdiepte en stroomsnelheid werden gemeten bij een debiet van 0,43m³/s.

2014

De waterdiepte boven de riffle was gemiddeld 24,6 ± 5,9cm, minimaal 10,0cm en maximaal 36,0cm. De diepte van de pool was gemiddeld 34,3 ± 13,0cm, met een minimale diepte van 10,0cm en een maximale diepte van 60,0cm. Het verschil tussen de gemiddelde diepte van de riffle en de pool bedroeg dus ongeveer 10cm.

De stroomsnelheid boven de riffle was gemiddeld 51,1 ± 23,3cm/s, met een minimum van 18,5 cm/s en een maximum van 110cm/s.

De waterdiepte en stroomsnelheid werden gemeten bij een debiet van 0,48m³/s.

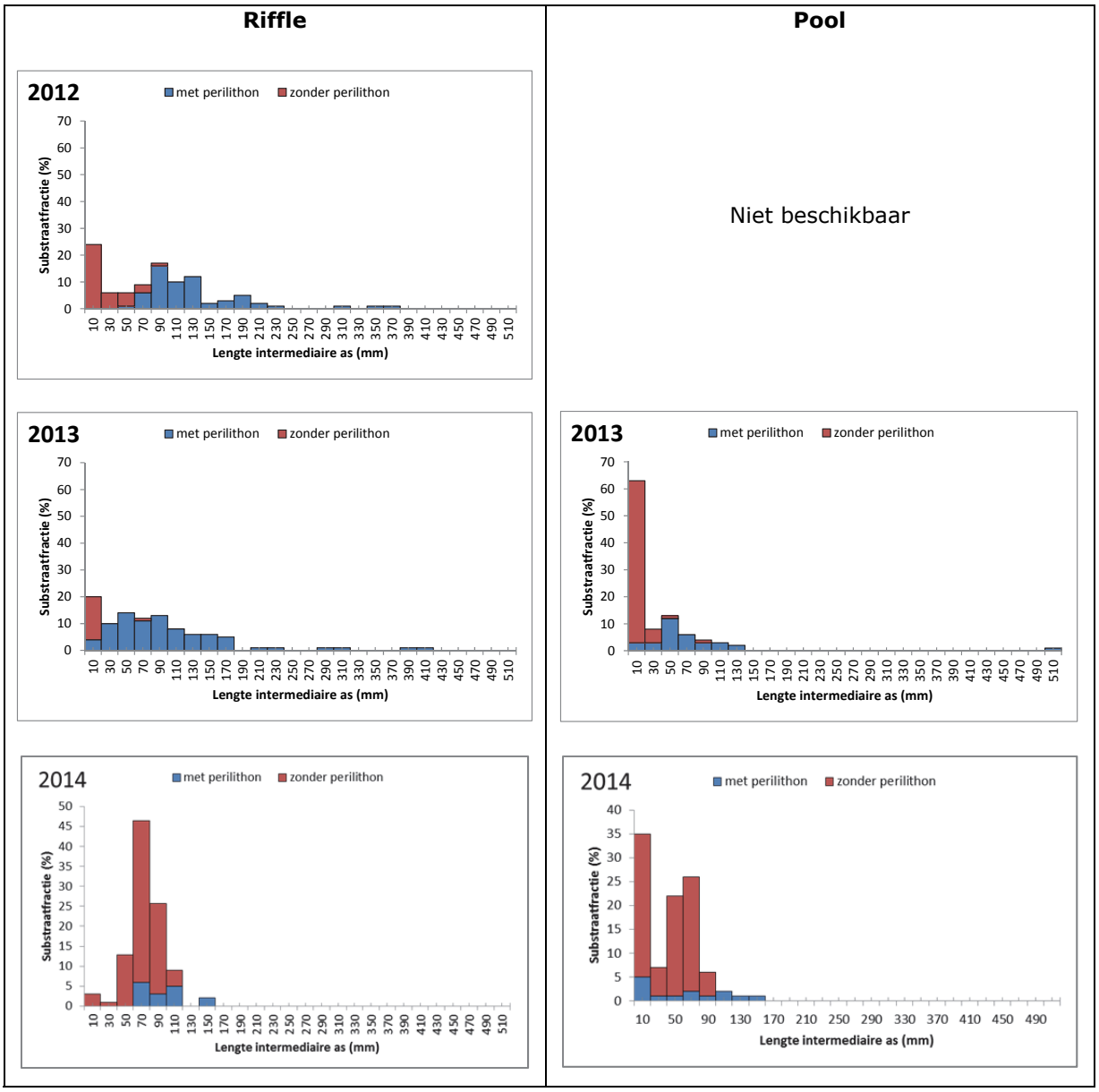
2.4.5.1.11 Korrelgrootteverdeling

2013

De substraatpartikels waaruit de riffle was opgebouwd varieerden van slib en zand tot grote breukstenen (Figuur 64). Het substraat van de riffle stroomafwaarts van de Elsenstraat was vergelijkbaar met dat ter hoogte van de Beekstraat, maar de breukstenen waren doorgaans wel kleiner. In 2012 had 54% en in 2013 had 53% van de substraatpartikels een intermediaire as tussen 41 en 140mm. 50% van de substraatpartikels ter hoogte van de riffle had een intermediaire as van 5 tot 80mm, wat als ideaal paaisubstraat kan worden beschouwd (Van den Neucker et al. 2012). In 2013 was de korrelgrootteverdeling van de riffle sterk vergelijkbaar met die in 2012 (Figuur 64). In de pool waren de afmetingen van het substraat doorgaans kleiner dan die op de riffle. Meer dan 60% van de substraatpartikels in de pool had afmetingen kleiner dan 20mm (Figuur 64) en 41% was kleiner dan 2mm (slib en zand). 47% van de partikels in de pool had afmetingen van 5 tot 80mm.

2014

De substraatpartikels op de riffle varieerden van fijn zand over grover zand tot kleine stenen. Over het algemeen zijn er dus minder grote breukstenen aanwezig dan het jaar voordien. Het overgrote deel van de gemeten stenen had een intermediaire as dat als geschikt kan worden beschouwd o.b.v. de gekende habitateisen van kopvoorn, serpeling en beekforel (Van den Neucker et al. 2012). Specifiek was 14% tussen 20 en 60mm groot, 81% tussen 60 en 120mm groot en 3% >120mm. 4% was kleiner dan 20mm (Figuur 64).



Figuur 64: Korrelgrootteverdeling van de riffle en de pool in 2012, 2013 en 2014 in de IJse stroomafwaarts van de Elsenstraat (Neerijse), met onderscheid tussen substraatpartikels met perilithon begroeiing (blauw) en zonder perilithon begroeiing (rood). Deze resultaten zijn telkens gebaseerd op 100 substraatpartikels.

2.4.5.1.12 Perilithon

In 2013 bevatte 84% van de substraatpartikels op de riffle perilithon en dat was 23% meer dan in 2012. In 2014 was 18% van de onderzochte substraatpartikels op de riffle begroeid met perilithon (Figuur 64).

Van de substraatpartikels in de pool bevatte 33% algen in 2013, terwijl dit er in 2014 14% waren.

2.4.5.1.13 Ingebedheid

2013

In 16 van de 29 meetpunten op de riffle (55%) lag de korrelgrootte van het dominant substraat binnen het bereik (6 tot 120mm) dat volgens het protocol van Eastman (2004) verder in beschouwing moet genomen worden voor de bepaling van de ingebedheid.

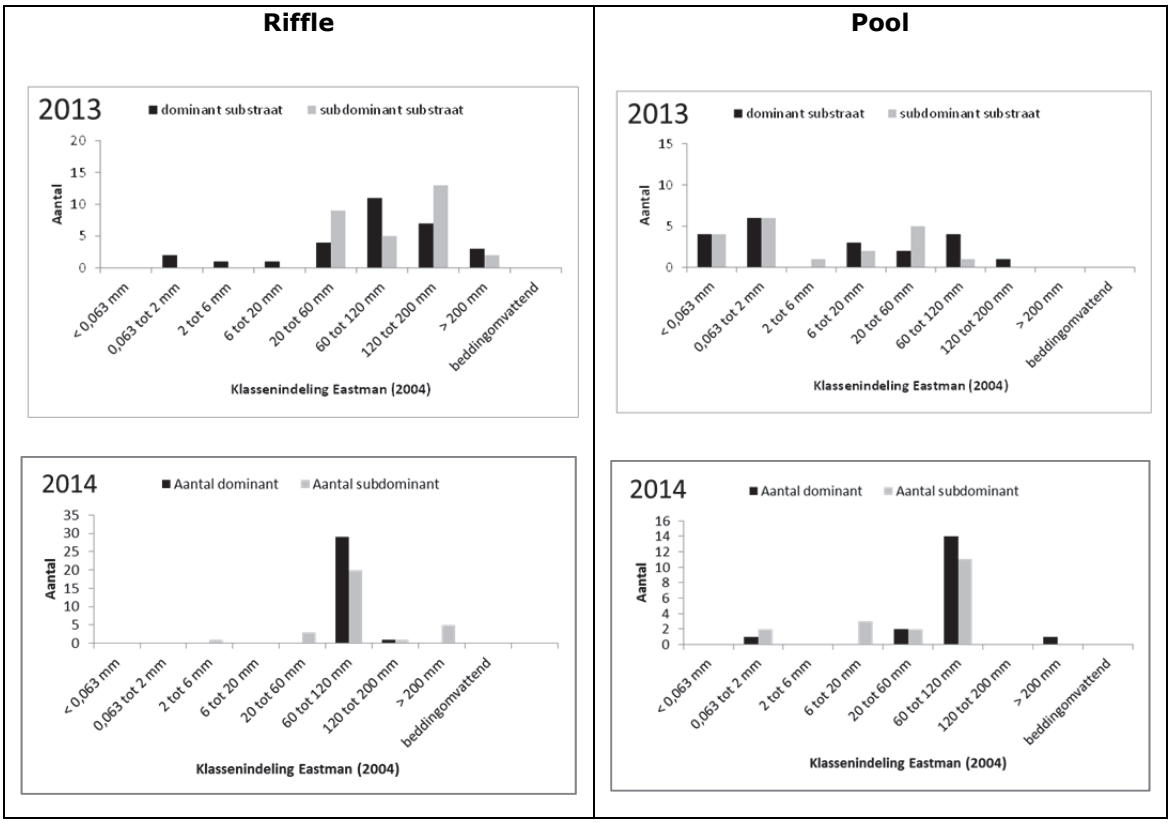
Het dominant substraat in de 16 weerhouden meetpunten was in de meeste gevallen licht geconsolideerd en de porieruimte lag overal in de klasse grof tot fijn. Toch was het dominante substraat meestal matig ingebed (Figuur 66).

In negen van de 20 meetpunten in de pool lag de korrelgrootte van het dominant substraat binnen het bereik (6 tot 120mm) dat volgens het protocol van Eastman (2004) verder in beschouwing moet genomen worden voor de bepaling van de ingebedheid. In 10 meetpunten was het substraat te klein en in één meetpunt was het dominant substraat te groot (Figuur 65).

2014

De korrelgrootte van het dominante substraat op de riffle lag in 29 van de 30 meetpunten (97%) binnen het bereik (6 tot 120mm) dat volgens het protocol van Eastman (2004) verder in beschouwing moet genomen worden voor de bepaling van de ingebedheid. De dominante substraatpartikels in het ene meetpunt dat buiten dit bereik valt, waren tussen 120 en 200mm groot (Figuur 65).

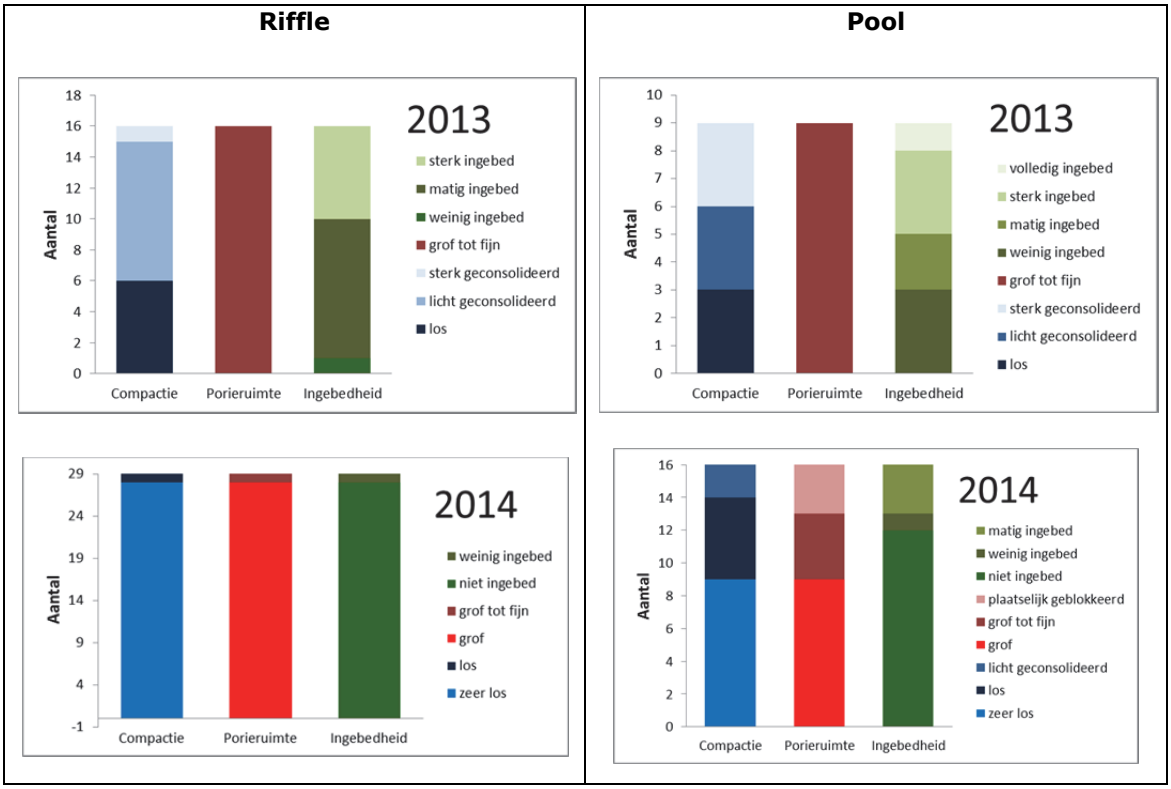
Het dominante substraat in de 29 weerhouden meetpunten was op 28 meetpunten zeer los, met een grove porieruimte en niet ingebed. Op één meetpunt was het substraat los, met een grove tot fijne porieruimte en weinig ingebed (Figuur 66).



Figuur 65: Korrelgrootteverdeling van het dominante en subdominante substraat op de riffle en in de pool in 2013 en 2014. De resultaten van de riffle zijn telkens gebaseerd op 30 meetpunten, terwijl de resultaten van de pool telkens gebaseerd zijn op 20 meetpunten.

De korrelgrootte van het dominante substraat in de pool lag in 16 van de 20 punten (80%) binnen het bereik (6 tot 120mm) dat volgens het protocol van Eastman (2004) verder in beschouwing moet genomen worden voor de bepaling van de ingebedheid. In één meetpunt was het substraat te klein en in drie meetpunten was het te groot (Figuur 65).

Het dominante substraat in de 16 meetpunten van de pool varieerde van zeer los (9 meetpunten), over los (5 meetpunten) tot licht geconsolideerd (2 meetpunten). De porieruimte varieerde van grof (9 meetpunten), over grof tot fijn (4 meetpunten) tot plaatselijk geblokeerd (3 meetpunten). De ingebedheid varieerde van niet ingebed (12 meetpunten), over weinig ingebed (1 meetpunt) tot matig ingebed (3 meetpunten; Figuur 66).



Figuur 66: Compactie, porieruimte en ingebedheid in 16 en 9 meetpunten in 2013 op de riffle en de pool, respectievelijk, en in 29 en 16 meetpunten in 2014 op de riffle en in de pool, respectievelijk. De korrelgrootte van deze meetpunten ligt tussen 6 tot 120mm, zoals voorgeschreven in het protocol van Eastman (2004).

2.4.5.1.14 Waterplantenbedekking en beschaduwing

De riffle was in 2014 niet bedekt met sterrenkroos zoals in 2013 voor 11% het geval was. Wel waren de stenen op de riffle op sommige plaatsen bedekt met algen (Figuur 67). De beschaduwing van de riffle door bomen op de rechter oever is ongewijzigd t.o.v. 2013.



Figuur 67: Foto van de nieuw aangelegde riffle stroomafwaarts van de Elsenstraat (Neerijse) tijdens de veldmeting van 25 april 2014.

2.4.5.1.15 Bodemprofiel

Op de riffle in de IJse aan de Elsenstraat kan door een beperkt netwerk geen bodemprofiel opgemeten worden met het Trimble totaalstation.

2.4.5.1.16 Bespreking

De gemiddelde waterdiepte en stroomsnelheid boven de kunstmatige riffle stroomafwaarts van de Elsenstraat lagen in 2012 en 2013 al binnen het optimale bereik voor de voortplanting van kopvoorn en serpeling en de afmetingen van de riffle kwamen overeen met die van riffles die beschreven worden in de literatuur (Van den Neucker et al., 2013). De gemiddelde diepte op deze locatie lijkt na aanleg van de riffle 5cm groter geworden te zijn. Het debiet waarbij de diepte gemeten werd was echter ook 5m^3 s^{-1} groter en als men rekening houdt met de variatie op de gemeten dieptes is er geen significant verschil tussen beide jaren. De diepte ligt in 2014 nog steeds binnen de eisen van kopvoorn, serpeling en beekforel. De stroomsnelheid is eveneens nagenoeg onveranderd gebleven. Wel kan opgemerkt worden dat ze tegen de bovengrens van de eisen van serpeling aanleunt.

De korrelgrootteverdeling van de substraatpartikels waaruit de kunstmatige riffle is opgebouwd was in 2013 sterk vergelijkbaar met die in 2012, ondanks het feit dat de pebble counts door verschillende personen werden uitgevoerd. De korrelgrootte van het aanwezige substraat varieerde sterk en van alle grootteklassen zijn er stenen aanwezig. De helft van de substraatpartikels had optimale afmetingen voor de voortplanting van kopvoorn en serpeling, maar lag verspreid tussen de grotere breuksteen. Door de aanleg van de kunstmatige riffle is de fractie substraat binnen de optimale grootteklasse gestegen tot 97%. De grotere breukstenen zijn door de aanleg onder de kleinere stenen terecht gekomen en de fractie klein substraat is gedaald tot 4%. Daarmee is er minder dan 5% van het substraat op de riffle kleiner dan 1-2mm, wat een vereiste is van beekforel.

Veruit de meeste substraatpartikels waren bedekt met perilithon in 2013, enkel de allerkleinste partikels waren niet bedekt. De toevoer van huishoudelijk afvalwater dat aan het stroomopwaartse uiteinde van de kunstmatige riffle via een aangetakte gracht wordt

aangevoerd kan de groei van draadalgen alleszins in de hand werken. Deze vervuilingsbron kan best zo snel mogelijk worden aangepakt. Op de 4 maand oude, kunstmatige riffle was toch al 16% van de substraatpartikels opnieuw begroeid met perilithon, dit opnieuw op de grotere stenen.

In iets meer dan de helft van de meetpunten op de riffle lag voor de aanleg van de riffle de korrelgrootte van het dominant substraat binnen het bereik dat volgens het protocol van Eastman (2004) verder in beschouwing moet genomen worden voor de bepaling van de ingebedheid. Na aanleg van de riffle lagen bijna alle stenen binnen dit bereik. In de meeste andere meetpunten was het dominant substraat in 2013 te groot, terwijl dit in 2014 niet het geval was. Dit bevestigde de vaststellingen gemaakt aan de hand van de pebble count, namelijk dat substraat met optimale afmetingen voor de voortplanting van kopvoorn en serpeling verspreid voorkwam tussen de grotere breuksteen. Na de aanleg van de riffle lag dit dominant bovenaan op de grotere breukstenen. Ondanks de meestal beperkte compactie en vrij grote poriën tussen de stenen, was het dominante substraat in 2013 toch overwegend matig ingebed in hetzelfde mengsel van slib, zand en hoekige steentjes. Sommige breukstenen liggen los en andere liggen muurvast ingebed tussen naburige breukstenen. De aanleg van de riffle zorgde voor een verandering van compactie naar zeer losse stenen, een grove porieruimte en geen ingebedheid. Daarmee liggen de karakteristieken van de locatie veel dichter bij de habitateisen van de rheofiele soorten.

De bedekking met waterplanten is zowel in 2013 als 2014 klein, ondanks de beperkte beschaduwing, zodat deze wellicht niet nadelig is voor de voortplanting van de lithofiele doelsoorten.

Conclusie

Uit de opvolging van de aangelegde riffles in de Ijse kunnen we voorlopig besluiten dat:

- de waterdiepte binnen het optimale bereik voor de voortplanting van de doelsoorten ligt
- ook de stroomsnelheid boven de riffles binnen of net onder het optimale bereik voor de drie doelsoorten ligt
- er na de aanleg van de riffles minder perilithon op het substraat groeit, wat uiteraard een gunstige evolutie is voor stroomminnende soorten
- de ingebedheid, porieruimte en compactie van het substraat na de aanleg verbeterd is (niet ingebed, grove porieruimte en los substraat) maar nog niet optimaal is
- het substraat na aanleg van de riffles overwegend tot de substraatklassen S5- S6 behoort. Dit is een verbetering t.o.v. voor de aanleg maar is nog steeds aan de grote kant. Idealiter zou dit klasse S4 (6-20mm) moeten zijn. Voor beekforel mag dit zelfs nog iets kleiner, namelijk klasse S3 (2-6mm) zijn
- de stenen waaruit de riffles opgebouwd zijn, hoekig zijn. Het is nog niet duidelijk of de kopvoorn, serpeling en beekforel nu eigenlijk hoekige of ronde stenen verkiezen om te paaien
- we moeten streven naar een riffle die voldoende heterogeen is. Het is aan te bevelen om dit in de toekomst op te nemen in bestekken voor de aanleg van nieuwe riffles.

Bodemprofielen van de kunstmatige riffle in de Dalemansloop stroomop Beekhoek (Geel)

Doordat de nieuw gestorte stenen van de riffle te diep liggen, tussen de drempels van de vistrap, konden geen verdere opmetingen gebeuren in 2014.

2.4.5.1.17 Bodemprofiel

In de Dalemansloop stroomop de Beekhoek (Tenaard, Geel) werden drie riffles opgemeten in 2013. De meest stroomafwaartse wordt hieronder telkens 1 genummerd, de middelste 2, en de meest stroomopwaartse 3. In december 2013 werd vervolgens een vistrap aangelegd en

tussen de drempels van de vistrap werd steenbestorting aangebracht (Figuur 69). Deze ligt op een andere locatie (Figuur 68), waardoor de profielmetingen niet toelaten om verschilkaarten te maken van de situatie voor en na de aanleg van de kunstmatige grindbedden en om de dikte van de aangebrachte grindlaag op te volgen in de tijd. Bovendien liggen de nieuw aangelegde riffles te diep om enige opmeting te kunnen volbrengen (Figuur 73). Riffles 1, 2 en 3, die opgemeten werden in 2013 werden deze lente (2015) opnieuw opgemeten om een idee te krijgen van de evolutie van dit stroomafwaartse deel van de waterloop na de aanleg van de vistrap (rapportage 2015).



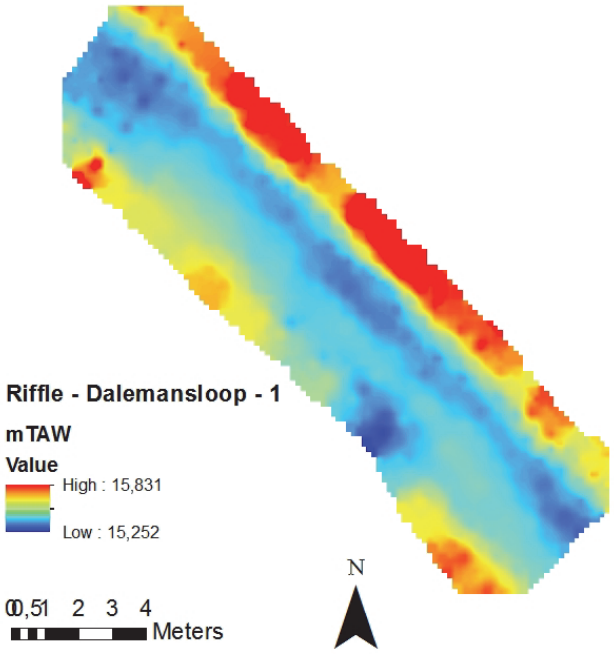
Figuur 68: Locatie van de riffles die opgemeten werden met de trimble in 2013, voor de aanleg van de vistrap en nieuwe grindbedden (donker rode, groene en blauwe punten) en de opmeting in 2014, na de aanleg van de vistrap en nieuwe grindbedden (roze punten).

De bodemprofielen van de drie locaties waar grindbedden zouden worden aangelegd in de Dalemansloop, stroomopwaarts van de Beekhoek (Tenaard, Geel), worden weergegeven in Figuur 70, Figuur 71 en Figuur 72. De meest stroomafwaarts gelegen locatie vertoonde weinig reliëf. Op de middelste en op de meest stroomopwaartse locatie zorgden vooral de geulen langs de liesgrasbegroeiing voor oneffenheden in het bodemprofiel. De uiteindelijke nieuwe steenbestorting voor de nieuwe, kunstmatige riffles gebeurde tussen de drempels van een nieuwe vistrap (Figuur 69). Deze nieuwe riffles liggen momenteel te diep en daarmee buiten het bereik van de geprefereerde dieptes voor de paai van kopvoorn en serpeling.



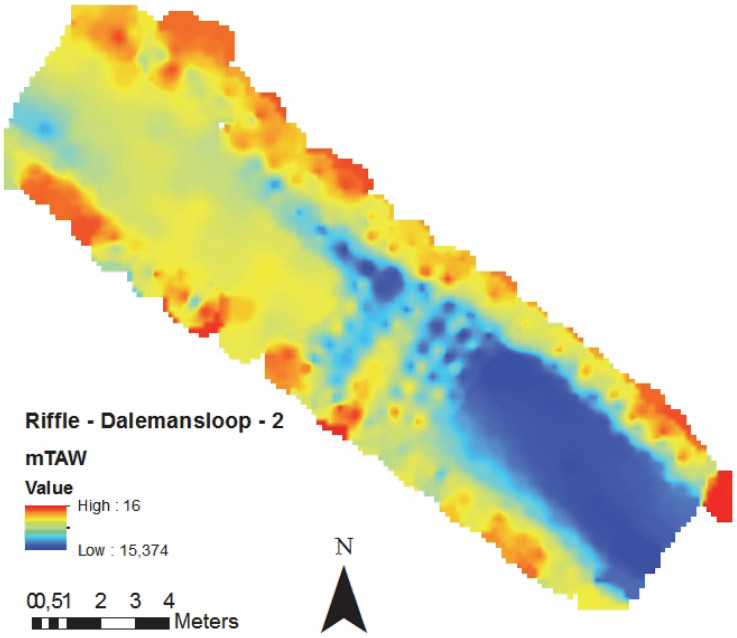
Figuur 69: Foto’s van de aanleg van de kunstmatige riffle in de Dalemansloop in december 2013.

2013, riffle 1:



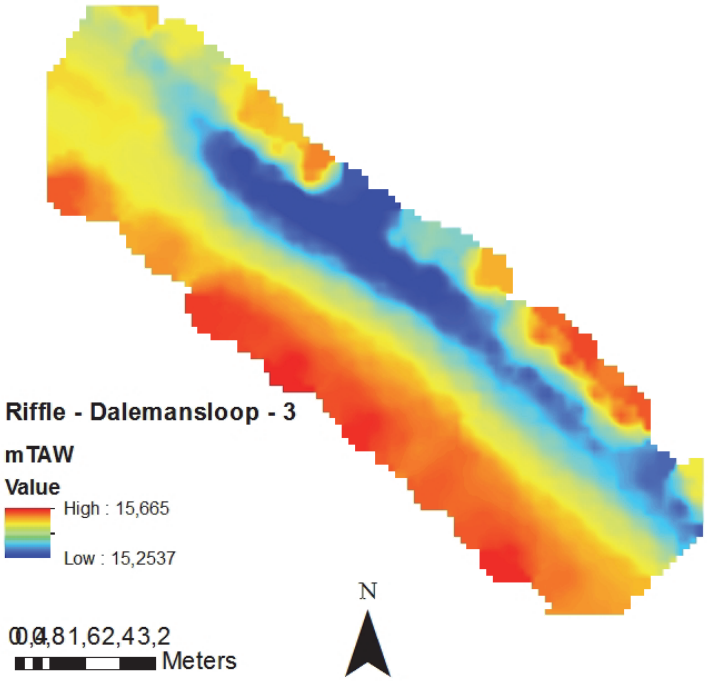
Figuur 70: Bodemprofiel van de meest stroomafwaartse locatie in de Dalemansloop in 2013 voor de aanleg van een kunstmatige riffle.

2013, riffle 2:



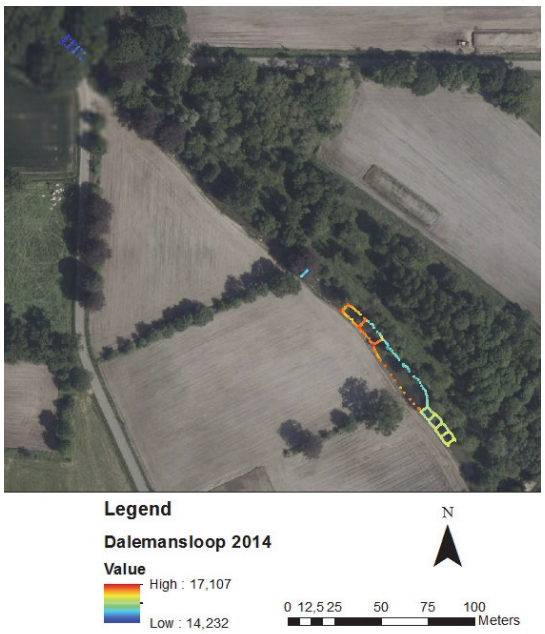
Figuur 71: Bodemprofiel van de middelste locatie in de Dalemansloop in 2013 voor de aanleg van een kunstmatige riffle.

2013, riffle 3



Figuur 72: Bodemprofiel van de meest stroomopwaartse locatie in de Dalemansloop in 2013 voor de aanleg van een kunstmatige riffle.

2014

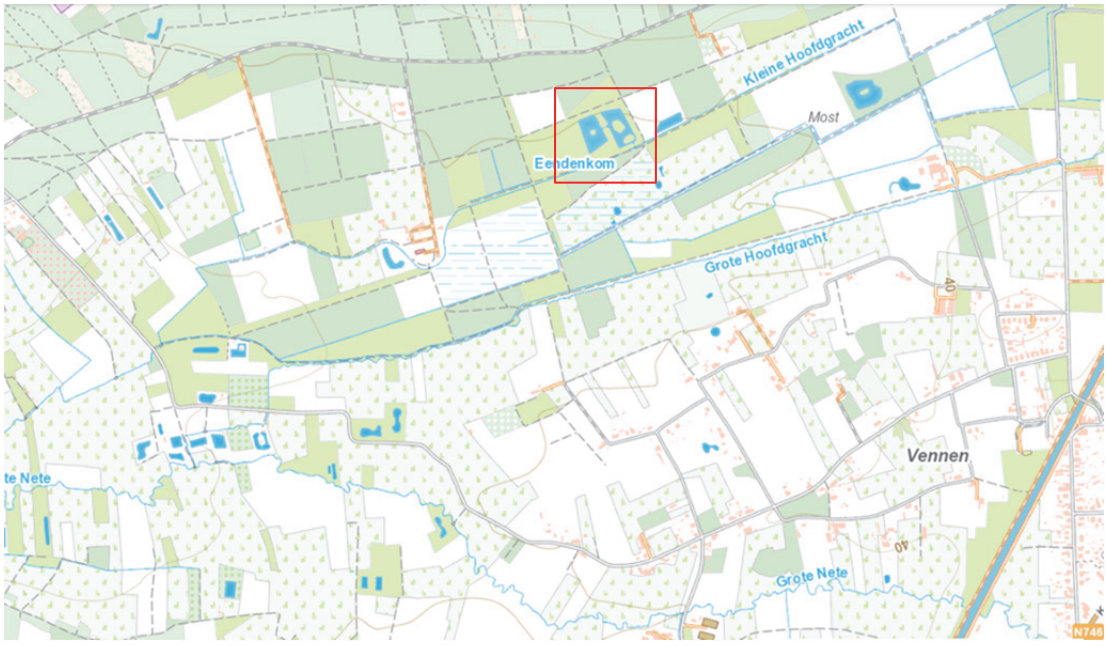


Figuur 73: Profiel van de randen van de aangelegde vistrap in de Dalemansloop, opgemeten in de lente van 2014. Omwille van te grote diepte in de zones tussen de drempels, konden deze niet opgemeten worden. De donkerblauwe punten links boven in de figuur geven de ligging van oude (vistrap) drempels aan. Deze drempels raakten in verval.

2.5 Evaluatie geschiktheid habitat voor kwabaal in het werkingsgebied van Life-project 'Most-Keiheuvel'

2.5.1 Inleiding

De 'Keiheuvel-Most' is een natuurgebied van ca. 540 hectare, gelegen langs de bovenloop van de Grote Nete in de gemeente Balen. De waterlopen binnen dit gebied hebben een uitstekende waterkwaliteit en een bijzonder hoge ecologische waarde, verschillende zeldzame vissoorten zoals de beekprik en de kleine modderkruiper horen er thuis. De vallei (Figuur 74) heeft een belangrijke functie als natuurlijk overstromingsgebied. Het kan dus potentieel zeer interessant zijn als leefgebied voor de kwabaal, in het bijzonder als paai- en opgroeigebied. In het kader van het Life+-project zullen er bovendien enkele migratieknelpunten passeerbaar gemaakt worden waardoor het hele gebied optrekbaar wordt.



Figuur 74: Situering van de Most met zijn waterlopen en de Eendenkom (rood omkaderd).

Het doel van dit onderzoek is om na te gaan of het gebied 'Most-Keiheuvel' geschikt is als habitat voor de kwabaal en in het bijzonder als paai- en opgroeigebied voor de larven.

2.5.2 Beoordeling habitat

Bij onze afvissingen in het kader van de zoektocht naar juvenielen werden in de Kleine Hoofdgracht (Z12, Z13 en Z14 in hoofdstuk 2.3) enkele kwabalen gevangen. Ook ATKB ving tijdens het onderzoek naar herstel vismigratie op Grote Nete en Kleine Hoofdgracht een kwabaal in de Kleine Hoofgracht op het traject stroomafwaarts van de nog aanwezige migratieknelpunten (van Giels, 2015). Stroomopwaarts van de knelpunten vond ATKB geen kwabalen alhoewel ANB bij beheerwerken in de Eendenkom wel een kwabaal opviste (pers. mededeling). We kunnen vermoeden dat eens de knelpunten opgelost zijn, de kwabaal ook zijn weg zal vinden naar het meer stroomopwaartse deel van de Kleine Hoofdgracht dat in het werkingsgebied 'Keiheuvel-Most' ligt. De Kleine Hoofdgracht lijkt alleszins ook op dat traject geschikt voor (sub)adulte kwabalen wat betreft structuur en waterkwaliteit. Toch verwachten we er een lage densiteit aan kwabaal vanwege de lage draagkracht van het systeem (kleine dimensie en het lagere en minder diverse voedselaanbod) op die trajecten. Maar in principe kunnen, eens alle knelpunten weggenomen zijn, ook kwabalen die stroomafwaarts in de Kleine Hoofdgracht of Grote Nete leven een paaimigratie tot aan de

Most ondernemen om er zich voor te planten. Kwabalen kunnen tot zelfs 204km en meer stroomopwaarts trekken op zoek naar een geschikte paaigrond (Müller,1960).

Uit de literatuurstudie in hoofdstuk 2.3.5 komt naar voren dat kwabalen in rivieren bij voorkeur paaien op ondiepe plekken (20 tot 50cm) met een zwakke stroming (3 – 15cm/s) en een stevige, zandige bodem. De meeste paaigronden liggen in zijlopen, grachten, nevengeulen en geïnundeerde overstromingsvlakten maar ook zijarmen of met de hoofdloop geconnecteerde plassen worden door de kwabaal als paaiplaats gebruikt. De kwabaallarven zelf hebben locaties nodig met stilstaand of héél zwak stromend water, met veel litorale zone die zeer rijk zijn aan plankton en heel arm aan rovers en concurrenten. Overstromingsvlakten die in het voorjaar langdurig onder water staan, zijn dus ideale kinderkamers voor de kwabaal. Door zijn functie als natuurlijk overstromingsgebied kan de Most dan ook interessant zijn voor kwabaal, herstel of zelfs aanleg van overstromingsvlakten of de aanleg van tijdelijke poelen (zie hoofdstuk 2.3.5.4.3) is er in principe mogelijk. Voor een goede overleving van de larven moeten de overstromingsvlakten (of toch de plassen, poelen en wielen erin) idealiter van midden februari tot eind mei onder water staan. In de Kleine Hoofdgracht zijn vermoedelijk niet veel of geen geschikte paaigronden aanwezig. De kans is ook groot dat op plaatsen waar de stroming laag genoeg is om te paaien (bv. aan een glij-helling) er veel sediment wordt afgezet wat nefast is voor de kwabaaleitjes en larven. Daarom is het aangewezen dat overstromingsvlakten of aangelegde poelen al vanaf december bereikbaar en waterhoudend zijn zodat de adulte kwabalen er kunnen paaien en de larven er nadien rustig kunnen opgroeien tot ze een benthische levenswijze hebben aangenomen waarna ze prima kunnen overleven in de hoofdloop.

Het rekruteringssucces is dus sterk afhankelijk van de frequentie en duur waarmee overstromingsvlakten onder water staan en dus ook van het neerslagpatroon. Daardoor kan het rekruteringssucces heel erg variëren van jaar tot jaar. Aangezien gebleken is dat kwabalen ook gebruik maken van zijarmen en met de waterloop geconnecteerde vijvers als paai- en opgroeigebied, hebben we ook de habitatgeschiktheid van de Eendenkom (Figuur 74) onderzocht. De Eendenkom is een permanente plas in de Most waardoor de Kleine Hoofdgracht stroomt en dus continu bereikbaar is vanuit deze waterloop. We beoordeelden de geschiktheid van deze plas op basis van expertkennis.

Paai- en eiontwikkeling in de Eendenkom

In een eerste stap hebben we de geschiktheid van de Eendenkom als paaigebied voor kwabaal onderzocht. Kwabalen paaien liefst op een zanderige bodem alhoewel soms ook eitjes afgezet worden op stevige sliblagen. Bij de beheerwerken in de Eendenkom zijn enkele eilandjes weggegraven waardoor er wel wat plaatsen zijn met een (voorlopig) zandige ondergrond, de bodem van het overgrote deel van de plas bestaat echter uit een dikke sliblaag. De Eendenkom vormt een slibvang voor de Kleine Hoofgracht die erdoor stroomt. De verbinding tussen de Kleine Hoofdgracht en de Eendenkom lijkt niet ideaal voor een benthische vissoort als kwabaal. De connectie is op dit moment nogal ondiep waardoor kwabaal misschien wat terughoudend is om de verbinding te gebruiken.



Figuur 75: Winterbeeld en lentebeeld van de locatie waar de eicontainers geplaatst werden in de Eendenkom.

Tabel 24: Percentages van de geïncubeerde eitjes die ontloken zijn in gezonde kwabaallarven (%LN) en misvormde larven (%LM) per eibatch, incubatielocatie en eicontainer en incubatieplaats. De leeftijd van de eitjes bij het begin van de incubatie in de eicontainers wordt ook vermeld. * = eicontainers die in de Most het dichtst bij de bodem geplaatst waren.

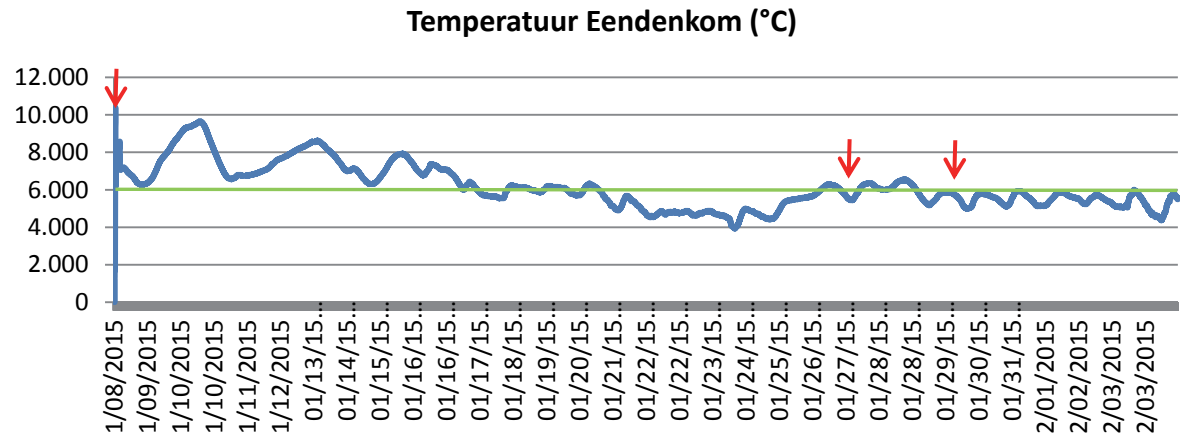
eibatch	Datum in	Locatie	Leeftijd ei	container	% LN	% LM
1	8/1	Most	1 dag	1*	0	1
				2	16	3
				3	9	2
		Linkebeek	1 dag	1	72	0
				2	24	0
				3	13	3
		platen	1 dag	1	68,8	8,3
				2	70,8	6,3
				3	70,8	9,4
2	8/1	Most	<24u	1	16	0
				2	2	1
				3*	0	0
		Linkebeek	<24u	1	31	0
				2	19	0
				3	3	0
		platen	<24u	1	67,7	15,6
				2	77,1	3,1
				3	72,9	7,3
3	23/1	Most	<24u	1	42	0
				2*	0	0
				3	34	1
		Linkebeek	<24u	1	24	0
				2	75	0
				3	25	0
		platen	<24u	1	88,5	4,2
				2	86,6	4,1

				3	86,6	2,1
4	29/1	Most	<24u	1	62	0
				2	48	0
				3*	6	0
		Linkebeek	<24u	1	47	0
				2	63	0
				3	63	0
		platen	<24u	1	74,5	14,9
				2	72,3	11,7
				3	60,2	11,2

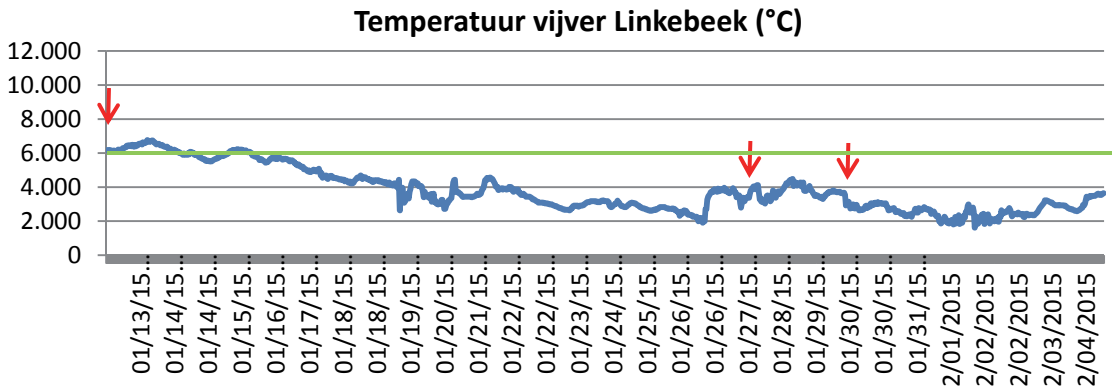
Aan de hand van een experiment met eicontainers gelijkaardig aan het experiment beschreven in hoofdstuk 2.3.4 gingen we na of de Eendenkom geschikt is voor de incubatie van kwabaaleitjes. We plaatsten van vier vers afgepaaide (maximum 1 dag oud) eibatches telkens 100 eitjes in drie eicontainers (dus drie replicaten) die we in het water boven een zandige plaats in de Eendenkom (Figuur 75) hingen (zie Tabel 24).

We plaatsten als controle voor elke batch telkens ook 100 eitjes in drie eicontainers in een vijver in Linkebeek en 96 eitjes in drie celcultuurplaten in een incubator op een constante temperatuur van 4°C. Na ontluiking bepaalden we het percentage aan normaal gevormde (%LN) en het percentage aan misvormde larven (%LM). Bij het bepalen van de geschiktheid van de Eendenkom voor de incubatie van kwabaaleitjes houden we enkel rekening met het percentage aan normaal gevormde larven aangezien enkel deze vitaal, gezond en levenskrachtig zijn. Misvormde larven overleven meestal niet lang na het uitzwemmen. De percentages aan normaal gevormde larven in de celcultuurplaten geven een idee van de kwaliteit van de eitjes per batch aangezien ze onder ideale omstandigheden (temperatuur, individuele incubatie van elk eitje, zuiver bronwater) geïncubeerd worden. We kunnen stellen dat de kwaliteit van de vier eibatches prima was, het laagste gemiddelde percentage normaal gevormde larven van een eibatch bedroeg 69% en het hoogste 87,2%.Er werd tijdens het experiment zowel in de Eendenkom als in de vijver in Linkebeek een thermologger gehangen. Figuur 76 en Figuur 77 geven het temperatuursverloop in de Eendenkom en in de vijver op de INBO-kwekerij in Linkebeek weer. De pijltjes geven aan wanneer de eicontainers geplaatst zijn, namelijk op 8/1, 23/1 en 29/1 (zie ook Tabel 24). Daarnaast werd bij elke plaatsing of controle van de eicontainers het zuurstofgehalte gemeten. Dit lag telkens rond de 70% verzadiging.

Bij de controle van de containers in de Eendenkom merkten we op dat voor elke eibatch de container die het dichtst bij de bodem geplaatst was geen of een heel erg slechte overleving en ontluiking vertoonden (zie containers met * in Tabel 24). De eitjes in die containers waren bedekt met een zwarte laag slib. Aangezien kwabaaleitjes zich op de bodem ontwikkelen, is sedimentatie in de Eendenkom vermoedelijk een reëel probleem tijdens de ei-ontwikkeling en ook daarna tijdens de eerste levensdagen van de uitgezwommen larven. McPhail vermeldde in 1997 al dat sedimentatie een groot probleem vormt voor kwabaaleitjes en ook voor de uitgezwommen larven omdat ze hierdoor verstikken.



Figuur 76: Temperatuursverloop (°C) in de Eendenkom van begin januari 2015 tot en met begin maart.



Figuur 77: Temperatuursverloop (°C) in een vijver in Linkebeek van begin januari 2015 tot en met begin april.

Uit de resultaten blijkt dat naast de sedimentatie vooral de watertemperatuur op het moment van de uitzet de overleving en de ontluiking van de kwabaaleitjes bepaalt. De containers van de eerste twee eibatches werden op 8 januari in de Eendenkom geplaatst. De watertemperatuur bedroeg op dat moment 7,8°C. De gemiddelde percentages uitgezwommen normale larven voor de eerste twee eibatches, waarbij we geen rekening hielden met de resultaten van de eicontainers die bedekt waren met slib, waren respectievelijk 12,5% en 9%. Deze resultaten liggen in lijn met de resultaten die we vonden in het incubatie-experiment met Franse kwabaaleitjes waarbij slechts 18% van de eitjes die onder labo-omstandigheden bij een constante watertemperatuur van 8°C geïncubeerd werden, ontloken in normale larven. Van dezelfde batches die in de vijver geplaatst werden bij een watertemperatuur rond 6°C, ontwikkelden respectievelijk 36% en 17,7% van de eitjes zich tot normale larven. Deze percentages liggen veel lager dan in het incubatie-experiment waarin 73% van de eitjes ontloken in vitale larven na incubatie op een constante temperatuur van 6°C. Uiteraard kan dit te maken hebben met het feit dat de watertemperatuur in vijvers fluctueert en dat men niet onder optimale labo-omstandigheden werkt. Wanneer de eitjes niet mooi verspreid liggen op de bodem van de container, kunnen de dode eitjes de levende heel makkelijk en snel infecteren. De twee laatste eibatches werden in de Eendenkom en vijver geplaatst bij een watertemperatuur beneden 6°C in de Eendenkom en beneden 4°C in de vijver. De %LN zijn onderling vergelijkbaar en liggen toch

redelijk wat hoger dan bij de eerste twee eibatches die bij hogere watertemperaturen uitgezet waren.

Wanneer we het temperatuursverloop in de vijver op de INBO-kwekerij in Linkebeek (Figuur 77) vergelijken met het verloop in de Eendenkom (Figuur 76), valt onmiddellijk op dat de watertemperatuur in de Eendenkom steeds hoger ligt dan de watertemperatuur in de vijver. Waarschijnlijk zorgt het watervoerend karakter van de Eendenkom ervoor dat de watertemperatuur hoger blijft dan in stilstaande vijvers, overstromingsvlakten, plassen en poelen. Zeker voor een soort als kwabaal die afhangt van koude watertemperaturen om zich voor te planten is dit minder ideaal.

Larvaal habitat in de Eendenkom

Het ideale opgroeihabitat voor kwabaallarven is, zoals eerder gezegd, stilstaand tot zeer traagstromend, heeft veel litorale zone, is rijk aan plankton en is vrij van rovers en concurrenten. Aan de eerste voorwaarden is voldaan. Ondanks dat de Kleine Hoofdgracht door de Eendenkom stroomt, zijn er voldoende plaatsen zonder of met heel geringe stroming. Dankzij de grillige vorm is er voldoende oeverzone en beschutting voor de larven die open water mijden (Figuur 75). Er is ook voldoende plankton voor de uitgezwommen larven aanwezig. Aangezien het echter gaat om een permanente plas die constant in verbinding staat met de Kleine Hoofdgracht is er wel een aanzienlijke roversdruk, niet alleen door andere vissoorten maar waarschijnlijk ook door allerhande insecten. Bij een elektrische bevissing in de Eendenkom eind mei 2015 vingen we op een afstand van 15m oeverlengte 44 Amerikaanse hondsvissen, 5 blankvoorns, 12 adulte en 4 juveniele driedoornige stekelbaarzen en ook één paling terug.

2.5.3 Conclusie

We kunnen besluiten dat de Eendenkom wel kan werken als paai- en opgroeigebied voor kwabaal maar dat de locatie zeker niet ideaal is, vooral vanwege de slibvang maar ook vanwege de roversdruk die door het permanente karakter van de plas aanwezig is. We willen dan ook vooral pleiten voor de realisatie van tijdelijke watersystemen, zoals besproken in hoofdstuk 2.3.5, die langdurig waterhoudend zijn tijdens winter en voorjaar. Deze systemen staan gekend om een enorm explosieve bloei van plankton in het voorjaar en hebben door de tijdelijkheid van de systemen minder roversdruk. Herstel of zelfs aanleg van bereikbare overstromingsvlakten komt daar het beste aan tegemoet. Maar ook de aanleg van poelen langs de waterloop die enkel in winter en voorjaar waterhoudend zijn, kunnen soelaas bieden. Rest dan alleen nog de vraag of er na het oplossen van de migratieknelpunten voldoende kwabalen hun weg naar dit nogal stroomopwaarts gelegen gebied gaan vinden om er zich voort te planten.

2.6 Onderzoek naar de potenties voor de uitbreiding van het areaal van de beekprik

2.6.1 Inleiding

Beekprik (*Lampetra planeri* Bloch 1784) zou in principe het volledige boven- en middenlopengebied van onze rivieren moeten kunnen bevolken. Op Europees vlak en in eigen land is de soort echter sterk achteruitgegaan. Beekprik heeft maar een beperkte migratiecapaciteit. De adulten zetten hun eitjes doorgaans af in de bovenlopen van rivieren en de larven driften tijdens hun leven terug stroomafwaarts. Door het voorkomen van vismigratieknelpunten, die vermoedelijk wel stroomafwaartse migratie van larven toelaten, maar geen stroomopwaartse migratie, worden bovenstroomse populaties bijgevolg extra uitgedund en raakt de soort meer versnipperd. Voor de realisatie van de instandhoudingsdoelstelling (IHD) is een areaaluitbreiding noodzakelijk. In sommige waterlopen waar de soort vroeger historisch voorkwam is het weinig waarschijnlijk dat de soort in staat zal zijn deze op eigen kracht te herkoloniseren, onder meer door het voorkomen van vismigratieknelpunten.

Met dit onderzoek willen we daarom nagaan wat de uitbreidingsmogelijkheden zijn voor beekprik in Vlaanderen en welke (historische) trajecten eventueel terug geschikt zijn voor beekprik. De studie wordt opgesplitst in vier delen om dit doel te bereiken. Delen 1 en 2 worden in dit rapport beschreven. Delen 3 en 4 worden behandeld in 2015.

In het eerste deel wordt een literatuurstudie uitgevoerd die uit 2 delen bestaat. Ten eerste wordt de kennis over de ecologie en de habitateisen van beekprik besproken. Ten tweede wordt een overzicht gegeven van de methodes die reeds ontwikkeld en/of toegepast werden om de geschiktheid van een habitat voor beekprik te evalueren. De kennis over de ecologie van beekprik en de ervaringen o.b.v. de bestaande methodes en modellen wordt gebruikt om in het tweede deel een keuze te maken van de te evalueren beektrajecten en variabelen. In het tweede deel wordt de dataset voorgesteld die noodzakelijk is om in deel 3 een methode voor Vlaanderen op punt te stellen, toe te passen en te valideren. In het vierde en laatste deel worden de aangewezen beheers- en beschermingsmaatregelen geformuleerd voor de beektrajecten specifiek, en beekhabitat in het algemeen.

2.6.2 Literatuurstudie

Ecologie van de beekprik, kwalitatieve en kwantitatieve habitatrelaties

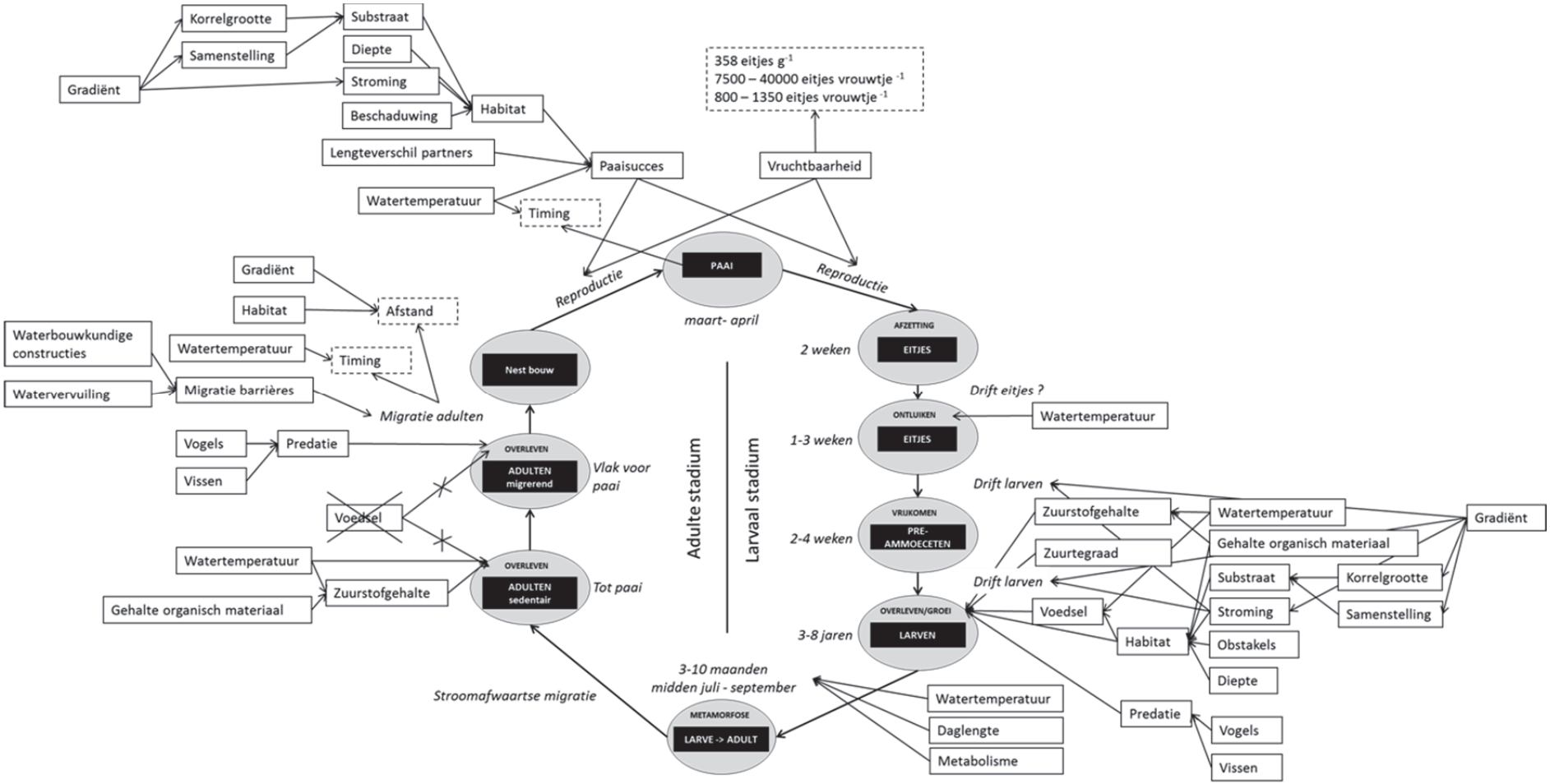
De algemene biologie, aut- en synecologie van de beekprik is goed gekend. In deze sectie geven we een overzicht van de kennis en kennisleemtes van de ecologie van de beekprik en de kwalitatieve en kwantitatieve relaties tussen beekprik en zijn omgeving. We verwijzen naar de meest belangrijke publicaties en rapporten die deze kennis bevatten en vullen deze aan met recente informatie. Wanneer informatie reeds uitgebreid beschreven werd beperken we ons tot een verwijzing naar de bron. Informatie over de ecologie van beekprik en de relaties tussen de soort en zijn omgeving is noodzakelijk voor de evaluatie van de reeds toegepaste habitatgeschiktheidsevaluaties, die beschreven worden in sectie 2.6.2.2 van dit rapport.

Drie belangrijke werken, waarvan twee reviews en een soortbeschermingsplan (SBP), die de systematiek, morfologie, verspreiding, levenscyclus, populatiedynamiek en het habitatgebruik van beekprik uitgebreid bespreken op basis van de literatuur tot 1996 zijn: Kelly and King (2001), Maitland (1980), en Seeuws (1996). Hardisty (1961a; b; 1979; 1986; 1971), Malmqvist (1980; 1983) en Potter (1970; 1980; 1975) worden hierin veel geciteerd omdat ze beekprik uitgebreid onderzochten. Voor informatie over de systematiek, morfologie en verspreiding van beekprik op wereldschaal verwijzen we naar deze werken. Kennis over de habitatkarakteristieken die de levenscyclus van de soort in meerdere of mindere mate beïnvloeden wordt schematisch voorgesteld in Figuur 78. In de figuur worden enkel de

relaties weergegeven tussen omgevingsvariabelen en de levenscyclus van beekprik die al in de literatuur beschreven werden.

Tabel 25 geeft per onderdeel van Figuur 78 een overzicht van de bronnen en de kennis over deze relaties. Het SBP van Van der Meeren et al. geeft een overzicht van de toestand van beekprik in Vlaanderen tot 2012, de functies en waarden van de soort, het beheer en de wettelijke bescherming en de belangrijkste bedreigingen en kansen.

Er bestaat een complexe verwantschap tussen beekprik *Lampetra planeri* en rivierprik *Lampetra fluviatilis*. Genetisch zijn de twee zodanig verwant dat men eerder spreekt van een 'soortenpaar', die uiteindelijk meer bestaat uit twee geografische vormen dan soorten. Er wordt aangenomen dat beekprik eerder de residente vorm is, terwijl rivierprik de anadrome, migrerende vorm is (Van der Meeren et al.). Gezien deze genetische verwantschap, en het moeilijk onderscheiden van de larven van beide soorten, kan het belangrijk zijn om de habitatvereisten van rivierprik in beschouwing te nemen bij het uitwerken van maatregelen ter bescherming en verbetering van de status van beekprik. In het verdere verloop van dit onderzoek wordt beekprik als een aparte soort beschouwd, maar waar mogelijks interessant, wordt ook kennis over de habitatvereisten van rivierprik in beschouwing genomen.



Figuur 78: Overzicht van de levenscyclus van beekprik *Lampetra planeri* (aangepast van Kelly and king 2001) en de relatie met omgevingsvariabelen. De voorgestelde relaties werden onderzocht en beschreven in A1 publicaties (Tabel 16).

Tabel 25: Literatuuroverzicht van de levenscyclus van beekprik, zijn relatie tot de omgeving en belangrijkste habitateisen. De levenscyclusfasen worden schematisch weergegeven in Figuur 78.

Fase levenscyclus	**Referentie**	**Conclusie**
Vruchtbaarheid	Kelly & King (2001)	Verschillende getallen gerapporteerd van aantal eitjes per vrouwtje, van 7500 – 40000 per vrouwtje tot 800-1350 per vrouwtje, of 358 per gram lichaamsgewicht van het vrouwtje.
	Maitland (1980)	-1500 eitjes per vrouwtje^{-1} -Veel minder dan bij zeeprik en rivierprik
	Seeuws (1996)	Zie tabel 1 in Seeuws (1996) voor een overzicht op basis van literatuur van het aantal eitjes per vrouwtje.
Drift eitjes ?	Silva et al. (2014)*	Eitjesdrift substantieel bij hogere debieten
Ontluiking	Kelly & King (2001)	2 weken na ei-afzetting
	Silva et al. (2014)*	Hoewel het ontluikingssucces lager is, is het wel mogelijk in minder geschikt habitat na drift.
	Seeuws (1996)	Het succesvol uitzwemmen van de larven is enkel mogelijk binnen een beperkte **temperatuurrange** van het water. Sterke schommelingen in watertemperatuur in kleine waterlopen tijdens de lente kunnen daarom een redelijk effect hebben op het succesvol overleven van een bepaalde leeftijdsklasse.
Drift larven	Kelly & King (2001)	-Later in het larvale leven is er drift vanaf de ontluikingsplaats (dit is doorgaans de paailocatie) stroomafwaarts naar habitat met grotere **substraatpartikels**. -De trigger voor de eerste drift is het einde van de dooier-absorptie -De drift is afhankelijk van de **gradiënt** en de **stroming** van de rivier, zodanig dat (A) weinig stroming en een lineaire gradiënt een beperkte drift veroorzaken, (B1) een sterkere stroming en een logaritmische gradiënt een verspreiding volgens de grootteklassen veroorzaken, met grotere individuen verder stroomafwaarts en (B2) een overstroming passieve herverdeling veroorzaakt.

Morfologie larven en adulten	Kelly & King (2001)	-Het is moeilijk te discrimineren tussen prik-soorten. Een onderscheid kan voornamelijk gemaakt worden op basis van de vorm van de staart, de vinnen, het aantal myotomen en de pigmentdistributie. -De ogen zijn niet zichtbaar bij de larven. Er is wel een pineale spot en orgaan aanwezig dat dagelijkse kleurveranderingen waarneemt. -De definitieve larvale vorm wordt ongeveer 5 weken na ontluiken bereikt.
	Maitland (1980), Seeuws (1996)	-Zie tabel 1 in Maitland (1980) voor gemiddelde en maximum lengte en gewicht van zeeprik, rivierprik en beekprik. -Zie tabel 1 in Seeuws (1996) voor lengtematen en aantal eitjes per vrouwelijke beekprik. -Adulten van de drie priksoorten zijn min of meer te onderscheiden op basis van de totale lichaamslengte. Beekprik is de kleinste soort met adulten tussen 12 en 15 cm, en een maximale lengte van 17 cm. -De lengte kan niet gebruikt worden om priklarven te onderscheiden, hoewel het steeds zeer waarschijnlijk is dat larven die groter zijn dan 15 cm beekpriklarven zijn, gezien de andere soorten metamorfoseren bij kortere lichaamslengte.
Habitat larven	Maitland (1980), Kelly & King (2001)	-Larven komen voornamelijk voor aan draaikolken en op **stromingsluwe plaatsen**, in **binnenbochten** of **achter obstructies**, waar de stroming lager is dan het gemiddelde van de rivier en waar **organisch materiaal** accumuleert. -Op plaatsen waar voldoende groei van **diatomeeën en andere eencelligen** wordt toegelaten (halve beschaduwing) -Larven komen niet voor in stilstaande eutrofe wateren
	Malmqvist (1980)	-In rivieren/beken tot op 2,2m **diepte** -Het belang van **fijn sediment**: zand, zilt en klei is algemeen aanvaard.
	Maitland (1980)	-Het belang van de aanwezigheid van **organisch materiaal** wordt algemeen erkend. -Zie tabel 2 in de publicatie voor kwantitatieve gegevens over **substraatgrootte**, **stroomsnelheid** en **gradiënt**. -Stroomsnelheid over larvaal habitat 0,4 m s^{-1} op 25 cm diepte en 0,5 m s^{-1} aan oppervlakte
	(Hardisty & Potter 1971, Kainua & Valtonen 1980,	Bovengrens van de **stroomsnelheid** voor het voorkomen van priklarven vlak boven het substraat van 0,2 m s^{-1} en aan het wateroppervlak van 0,3 m s^{-1}.

	Bohl & Lehmann 1988) Seeuws (1996)	-Larven verkiezen fijner **substraat** dan adulten. Een ideaal beektraject is daarom een mozaïek aan fijner en grofkorrelig substraat, zoals ondiepere stukken met kiezels en diepere stukken met grind en zand en aangeslibde oevers en dat binnen een traject van slechts een aantal (toegankelijke) kilometers. -Verschillende **korrelgrootte** observaties worden gegeven in de literatuur. Er bestaan observaties voor beekprik van 1 mm korrels tot 0,2-2 mm. Rivierpriklarven werden al geobserveerd in substraat met korrelgroottes van 0,05-0,2 mm, of 0,18-0,38 mm en heel soms worden priklarven gevonden in nog fijner materiaal, tot kleibanken toe. -De meeste onderzoekers zijn het erover eens dat larven zelden in substraat aangetroffen worden dat louter uit zand bestaat. Het substraat moet namelijk behalve geschikt zijn om er in te graven, ook geschikt zijn om de gangen in stand te houden. Omwille van dit laatste mag het aandeel partikels van 0,5-1 mm niet te groot zijn. -Samengevat: het substraat moet zacht zijn, een mengeling van slib en fijn zand met een zekere fractie klei die er voor zorgt dat het sediment een open structuur krijgt. -Hoe groter de larven worden, hoe meer ze fijn substraat gaan prefereren. Grotere larven zouden meer in fijner substraat (meestal eerder in de meer stroomafwaartse benedenlopen) gevonden worden dan kleinere larven, die zich meer in het zand ophouden. -Meestal worden de larven aangetroffen op plaatsen waar **organisch materiaal** aanwezig is en ophoopt (langs de oeverlijn, op stromingsluwe plaatsen achter obstakels). Toch bestaat er enige controverse. Duitse onderzoekers vonden namelijk ook larven in beken vrij van organisch materiaal. Slibbanken met meer dan 10% organisch materiaal zouden wel gemeden worden. Malmqvist (zie Seeuws 1996) vond larven op sedimentatie en post-sedimentatiezones. Dit zijn zandige zones waar Fine Particluate Organic Matter (**FPOM**) zich afzet. -Beekprikken kunnen in hoge aantallen aangetroffen worden op plaatsen waar **dierlijke kadavers** ontbinden. -Larven verkiezen lagere **stroomsnelheden** dan adulten. Er bestaan verschillende kwantitatieve gegevens van de stroomsnelheden waarbij de larven voorkomen. Er wordt telkens rekening gehouden met de snelheid van het water aan het substraatoppervlak en deze aan het wateroppervlak. De snelheden aan het substraatoppervlak liggen tussen 0,01 en 0,5 m s^{-1}, wat overeenkomt met snelheden tussen 0,2 en 0,63 m s^{-1} aan het wateroppervlak. Beekprik komt niet voor in permanent stilstaande wateren, maar dus wel in de stromingsluwere plaatsen van matig stromende rivieren. -Larven worden aangetroffen in de ondiepe delen van de rivier, bij **dieptes** van 5 tot 10 cm, met een

		bovengrens van 50 cm. -Hoewel beekpriklarven vrij tolerant zijn voor lage **zuurstofconcentraties**, worden ze toch aangetroffen in waterlopen met een goede tot zeer goede zuurstofbalans. -Bij een daling van het zuurstofgehalte in een waterloop stijgt het zuurstofverbruik van de larven. -De larven verlaten het substraat en eventueel de locatie wanneer het zuurstofgehalte kritisch wordt. -Er worden verschillende zuurstofgehaltes vermeldt in de literatuur die gunstig/ongunstig zijn voor de larven. Zo zou een daling tot 20 % zuurstofverzadiging het punt zijn waarop de larven het sediment verlaten. Een andere auteur vond beekpriklarven bij 70% zuurstofverzadiging. Van rivierprik is geweten dat ze een verzadiging van 9,5 % kunnen overleven voor 96 u, maar dat ze sterven bij 7,5 % of lager. Het zuurstofgehalte dat nodig is voor de ademhaling wordt geschat op 8-10 mg l^{-1}. Omgerekend naar gehaltes in het slib geeft dit op 5 cm diepte 1,5 mg l^{-1}, voor 15 cm diepte werd verschillende informatie gerapporteerd: 0,65 mg l^{-1}, 2,4-2,8 en 0,7-0,9 mg l^{-1}. -Het zuurstofgehalte staat in rechtstreeks verband met het zuurstofverbruik in het water voor de afbraak van organisch materiaal, uitgedrukt als BOD. De larven werden door één auteur vooral aangetroffen bij een BOD < 4,3 mg l^{-1}. Andere vinden ze ook in water met een matige **organische belasting**, tot zelfs kritische belasting voor 15 % van de waarnemingen. -Bepalend voor het kritische zuurstofgehalte is de **watertemperatuur**, omdat de zuurstofopname van de larven stijgt bij een stijgende watertemperatuur. Bij een temperatuur van 15-18°C moet het zuurstofgehalte hoger zijn dan 4 mg l^{-1} om schadelijke effecten te vermijden. -De lethale watertemperatuur werd vastgesteld op 29,2°C. -Tabel 2 in Seeuws (1996) bevat een overzicht van minimum, maximum en gemiddelde natuurlijke (niet fysiologische) waarden van verschillende waterkwaliteitsparameters, naast bovengenoemde parameters.
	Aronsuu & Virkkala (2014)	Bestudeerde de **substraatpreferentie van verschillende leeftijden** van larven en in het bijzonder van sub-jaarlingen. Op een lengte van 6,9 mm (prolarvae) werd substraat verkozen met holtes in. Vanaf een lengte van 8,0 mm werd substraat gekozen dat toeliet om depressies in te maken. Substraat waarin fijn zand het grootste aandeel is, werd het meest gekozen door de sub-jaarlingen. Klei werd niet gekozen door larven ouder dan één jaar. Larven van 70-98 mm en van 110 – 146 mm prefereerden grof organisch materiaal en fijn zand. Larven van 80-110 mm prefereerden de dikste laag van zacht substraat (10 cm dik).
	Igoe et al. (2004)	Hoewel een slechte waterkwaliteit algemeen erkend wordt als een bedreiging voor vis, werd een effect van

		een slechte waterkwaliteit op prikken niet goed gekwantificeerd. In Noord-Amerika is het erkend dat zeeprik een significant positief effect ondervindt van een verbeterde waterkwaliteit, zelfs zodanig dat andere rivierbeheersmaatregelen onder de voet gelopen werden door een snelle verbetering van de waterkwaliteit.
Voedsel larven	Kelly & King (2001)	Organische partikels zoals voornamelijk algen, waaronder voornamelijk diatomeeën, maar ook bentische organismen en detritus. Occasioneel ook protozoa, nematoden en rotiferen.
	Maitland (1980)	Deze auteur vermeldt dat de larven ook grote invertebraten zouden kunnen eten en zelfs forel-eieren (2 maal geobserveerd; maar morfologisch gezien toch onwaarschijnlijk dat ze zoiets groot zouden eten)
	Seeuws (1996)	-Een voedselaanbod van diatomeeën bevordert de groei meer dan van bacteriën en dan detritus. -Beekpriklarven kunnen lang zonder voedsel.
Overleving en groei larven	Kelly & King (2001)	-6.5 jaar in UK, 5-9 jaar in Zweden -Er bestaan sterke lokale verschillen door **nutritionele factoren, stabiliteit van het larvaal habitat**, graad van ***wash outs*** bij hoge regenval. -Algemeen is er toch een redelijk constante en lage mortaliteit van larven. -Mogelijks belangrijke factoren die de mortaliteit beïnvloeden zijn: **predatie** (door vb. karperachtigen, paling, baars en rivierdonderpad), **densiteit van de larven** (hoe hoger, hoe groter de overleving) en **parasieten** (er werden twee soorten nematoden al als parasiet ontdekt). -Er is mogelijks een hogere mortaliteit bij het uitkomen uit het larvaal habitat en bij de metamorfose naar adult, dan tijdens de andere momenten in de larvale levensfase.
	Maitland (1980)	-Deze auteur lijstte observaties van levensduur op. Deze verschillen van 3 jaar in Duitsland, 4 jaar in Nederland, Finland, Italië, het vroegere Czechoslovakije en Schotland, 5 jaar in de UK en Finland en 6 tot 6,5 jaar in de UK. -De mortaliteit is het hoogst bij het ontluiken uit het nest en de migratie naar het larvaal habitat, en bij metamorfose naar adult. Behalve door fysische factoren zijn predatie door vis (paling, driedoornige stekelbaars, …) en vogels de meest belangrijke doodsoorzaak. -grootste vijand is de mens, door watervervuiling en migratieobstructie.

	Seeuws (1996)	-De groei van de larve is sterk variabel en afhankelijk van factoren als de kwaliteit, de kwantiteit en de densiteit van **voeding**, de **filtersnelheid** en de **densiteit van de larven** zelf. Fytoplankton en filtersnelheid zijn op hun beurt afhankelijk van de **watertemperatuur**. De groei kan daarom sterk seizoensgebonden zijn, met sterkere groei in de zomermaanden en zwakkere, geen tot zelfs negatieve groei tijdens koude wintermaanden (zie rapport p 33 en volgende voor de kwantitatieve informatie m.b.t. de groei van beekpriklarven). -De sterke variatie in groei onder invloed van de omgeving maakt dat het onmogelijk is om leeftijdsklassen op te stellen o.b.v. de lengte. -De groei is asymptotisch, wat betekent dat de larven minder snel groeien naarmate ze ouder worden. Een tijdje voor de metamorfose stopt de groei. -Jaarklassen kunnen ontbreken. Dit kan gebeuren wanneer de watertemperatuur zodanig hoog was in een jaar dat de filtratiesnelheid negatief beïnvloed wordt, totdat deze zelfs deficiënt raakt. -De groei kan ook vertraagd worden door watertemperaturen < 5°C, omdat deze temperaturen de spijsverteringsefficiëntie verminderen. -Zie ook deeltje habitat larven voor andere kritische waarden voor waterkwaliteitsvariabelen met betrekking tot de overleving/groei van beekpriklarven.
Metamorfose naar adult	Maitland (1980), Kelly & King (2001)	-De metamorfose van larve tot adult is een geprogrammeerd en zeer synchroon event. -De metamorfose kan 3-10 maand duren. -De leeftijd waarop is afhankelijk van groeiratio en grootte van het dier. -De larve doorloopt negen stadia tijdens de metamorfose. -Het start in de zomermaanden, met een eerste uiterlijke veranderingen vanaf midden juli tot september -De metamorfose wordt getriggerd door een combinatie van omgevings- (**temperatuurstijging**, toename **daglengte**), hormonale- en metabolische factoren. -De ontwikkeling van seksuele volwassenheid gaat gepaard met lengte en gewichtsverlies.
	Seeuws (1996)	-Verschillende jaarklassen kunnen tegelijk metamorfoseren. -Tijdens de metamorfose stijgt het zuurstofverbruik.
Stroomafwaartse migratie adulten	Kelly & King (2001)	-Voor rivierprik late winter, begin zomer -Bij hoge debieten -De stroomafwaartse migratie gebeurt uitsluitend ’s nachts.

	Maitland (1980)	-Er worden geen grote afstanden afgelegd. -Het gedrag van stroomafwaartse migratie verandert snel wanneer de **watertemperatuur** opnieuw 10°C bereikt, want dan start opwaartse migratie voor paai.
Paaimigratie	Kelly & King (2001)	-Gebeurt slechts over een korte afstand (</= 1 km) -De kritische watertemperatuur volgens de auteurs vermeld in deze review zou 7.5 °C zijn. -De migratie gebeurt vooral 's nachts maar werd ook overdag al geobserveerd. -Kan samenvallen met de predatie van zaagbekken en meeuwen (dit werd één maal geobserveerd). -Kan verhinderd worden door migratieobstructies (fysieke barrières en watervervuiling).
	Nunn et al. (2008)	Bevestigen het negatieve effect van migratie barrières op het paaisucces van prikken, voornamelijk de anadrome soorten (rivierprik) door het verhinderen van de paaimigratie.
Paai	Maitland (1980), Kelly & King (2001)	-De **watertemperatuur** is een sterk bepalende factor voor de start van de paai. -De kritische grens zou 10-11°C zijn. -Een plotse terugval in de watertemperatuur kan resulteren in het verdwijnen van verschillende dieren uit het nest. Of met andere woorden er bestaat een negatieve correlatie tussen de watertemperatuur en het aantal individuen op de paaiplaats. -Belangrijke fysieke habitatkarakteristieken zijn de **gradiënt van de bedding** (optimaal 0.3-0.9%) en het **type substraat**(grind, kiezels), de **stroomsnelheid** (redelijke stroming met aanwezigheid stilstaand water), **diepte** (optimaal <40 cm; geen kritische factor) en **afwezigheid van migratieknelpunten**. -Nesten liggen meestal direct stroomaf van obstakels zoals watervallen en dammen, die stroomopwaartse migratie blokkeren, vaak ook onder bruggen of alleszins locaties waar gedeeltelijke beschaduwing aanwezig is. -Vaak nesten vlak achter dood hout en stenen of stroomopwaarts van riffles -De negatieve lichtrespons verandert tijdens de paai tot tolerantie of zelfs preferentie van licht -Nesten zijn ovaal, ongeveer 15-45 cm/20-40 cm langs de grootste zijde en 2.5-10 cm/2-10 cm diep. -Paai gebeurt in groepen van 10-30 individuen -Grote verschillen in lengte tussen de partners beïnvloed het paaisucces negatief -Eieren 18-35 mm groot, vermoedelijk grootte van eieren per nest -Paairijpe dieren worden gevonden bij korrelgroottes tot 10 mm of meer.
	Seeuws (1996)	-De gemiddelde korrelgrootte op de nestplaats werd gerapporteerd op 6,3 mm.

		-De stroomsnelheid boven de nesten ligt hoger dan de stroomsnelheid in het larvaal habitat en ligt tussen 0,2 en 2 m s^{-1} -Paaiende beekprikken vindt men meestal bij dieptes van 5 tot 60 cm. -Geslachtsrijpe mannetjes verbruiken meer zuurstof dan geslachtsrijpe vrouwtjes. -Mogelijk speelt beschaduwing een rol bij de keuze van de nestplaats, maar hier bestaan nog enige controversen over.
Overleving adulten	Seeuws (1996)	-Adulte beekprikken sterven enkele weken na de paai. De periode tussen paai en de dood is ongeveer 6 tot 7 weken. Rapportage van periodes tot een jaar na de paai zouden te wijten zijn aan een verwarring met stroomafwaarts migrerende adulte rivierprikken. -Ook adulten die niet paaide kunnen sterven in de periode na de paai, wat mogelijks een metabolische/energetische verklaring heeft (opraken van de vetreserves die in de rustperiode voor de metamorfose opgebouwd werden).

* Poster

Densiteitschattingen

Er zijn zeer weinig kwantitatieve gegevens beschikbaar van het aantal of de densiteit aan larvale prikken (Maitland, 1980). In de Maas gebeurde een schatting/telling van rivierprik tussen 1953 en 1957 door Lanzing. Er werden toen tussen 95 000 en 200 000 individuen geteld (Maitland, 1980). In een aantal/densiteitstudie in Engeland tussen 1947 en 1960 werd een jaarlijkse afwisseling van hoge versus lage densiteit opgemerkt. Men vermoedt dat dit komt door een afwisseling in verschillende paaiende leeftijdsklasse ieder jaar. Er werd geen correlatie gevonden met weersomstandigheden (Maitland, 1980). Grote fluctuaties in populatiegroottes van jaar tot jaar werd ook gerapporteerd door Hardisty (1961b). Bovendien zouden populaties met een grotere larvale densiteit meer onderhevig zijn aan schommelingen in de populatiegrootte (Malmqvist, 1983) en zou er een correlatie bestaan tussen grote populatiefluctuaties en het aantal mannetjes (Hardisty, 1961a).

De schatting van aantallen per leeftijdsklasse wordt bemoeilijkt door het feit dat de groei van larven sterk variabel en afhankelijk is van omgevingsfactoren. Bijgevolg kunnen larven van verschillende leeftijdsklassen eenzelfde lengte hebben (Seeuws, 1996). Er werd ondertussen een techniek ontwikkeld die zou toelaten de leeftijd te bepalen aan de hand van statolithen. Deze zijn analoog aan de otholithen van teleosten en vertonen afwisselend donkere en lichte banden, waarbij de donkere banden zouden gevormd worden in de winter (Seeuws, 1996).

Habitatgeschiktheidsmodellen

Het doel van deze sectie is in de eerste plaats om een overzicht te geven van eventueel bestaande methodes en modellen voor de evaluatie van de habitatgeschiktheid voor beekprik en de voorspelling van zijn verspreiding en voorkomen. Daarnaast geven we een kort overzicht van enkele kandidaat-technieken voor toepassing op gegevens van Vlaamse beken en rivieren.

De literatuurstudie maakte meteen duidelijk dat voornamelijk de biologie, fysiologie en ecologie van beekprik, rivierprik en zeeprik grondig onderzocht werd, maar dat deze kennis slechts zelden geïntegreerd werd in een habitatgeschiktheidsmodel. Daarom verwijzen we verder in deze literatuurstudie ook naar studies die de knelpunten en kansen voor beekprik analyseerden aan de hand van andere methodes dan modellen. Hoewel zowel in Noord-Amerika als in Europa reeds veel onderzoek gebeurde naar beek-, rivier- en zeeprik, is het voornamelijk in Europa dat men wil evalueren hoe het areaal van deze soorten beschermd en uitgebreid kan worden. In Noord-Amerika wordt voornamelijk de zeeprik als een pest aanzien en onderzoekt men hoe men de soort kan buiten houden (Igoe et al., 2004).

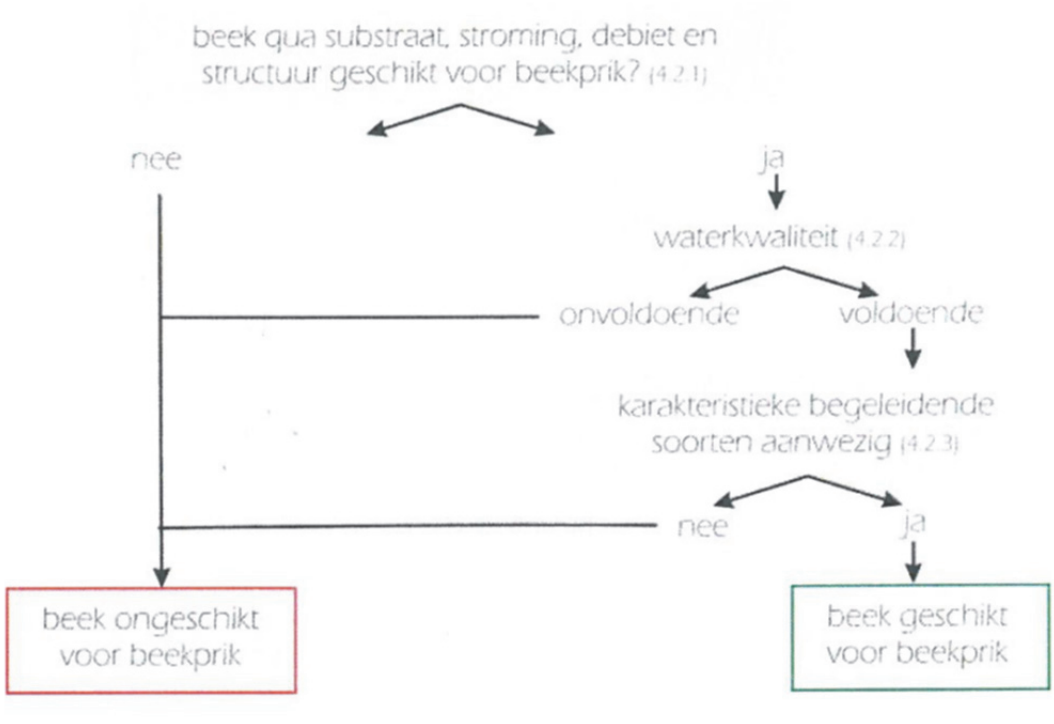
We focussen voornamelijk op een onderzoek dat in Nederland uitgevoerd werd. Het onderzoek heeft tot doel de potenties te evalueren voor het herstel van de Nederlandse beekprikpopulaties via herintroductie. Nederland is tot nu toe één van de weinige landen die een dergelijke herintroductie onderbouwt met een voorbereidingsstudie. De auteurs vonden zelf twee voorbeelden van beekprikherintroducties: in de Pigeon River in Tennessee (University of Tennessee, VS) en in de Obere Drau (Thomas Friedl, Amt der Kärntner Landesregierung, Abt. 15 – Umweltschutz und Technik, Oostenrijk). We bespreken deze onderbouwing kritisch verder in het rapport ter evaluatie van de toepasbaarheid van de methode in Vlaanderen.

Methode Spikmans et al. (2013)

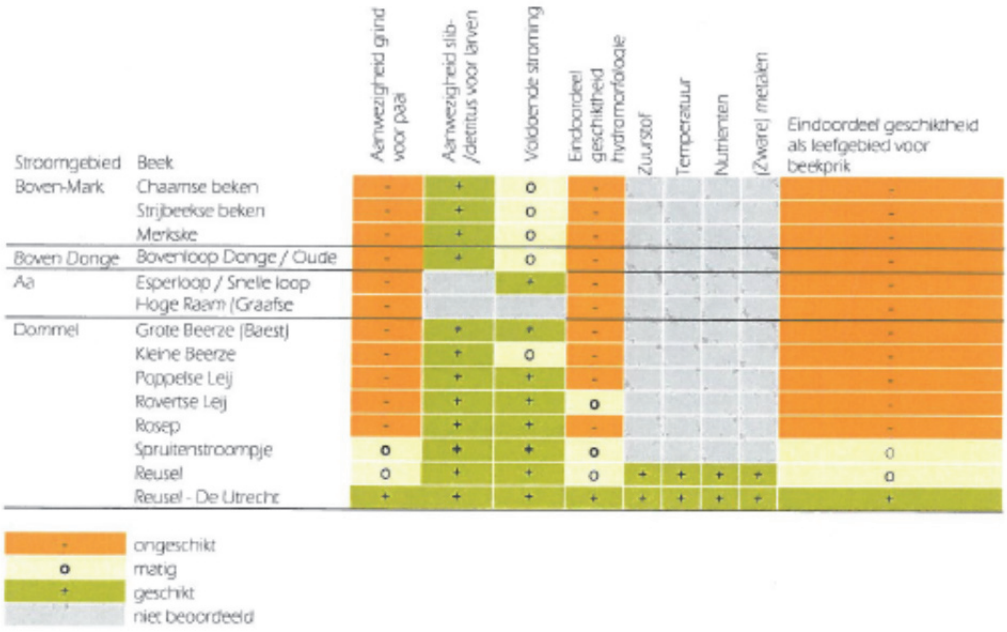
Binnen het onderzoek van Spikmans et al. (2013) werd op basis van expertkennis voor 14 historische beekprik waterlopen geëvalueerd of ze geschikt zijn voor beekprik. De soort is sinds de jaren ’60 uitgestorven in deze waterlopen. Spikmans et al. (2013) evalueerden hun huidige geschiktheid voor beekprik door de hydromorfologische kwaliteit te analyseren, de waterkwaliteit, de visstand en de aanwezigheid van beekkarakteristieke macrofauna soorten. Ze maakten hierbij gebruik van:

- meetgegevens van de waterschappen;
- gebiedskennis van de medewerkers van de waterschappen over de habitat-en waterkwaliteit;
- gegevens uit eigen habitatopnamen;
- gegevens uit de literatuur over de ecologie van beekprik.

Voor de analyse van de visstand en de macrofauna soorten vergeleken ze de 14 historische beekprikwaterlopen met 10 waterlopen in de provincie Noord-Brabant waar beekprik aanwezig is. Ze concludeerden hieruit dat de macrofauna soorten verder weinig kunnen zeggen over de geschiktheid van het habitat voor beekprik omdat ze vermoedelijk, net zoals beekprik zelf, invloed ondervinden van potentiële migratieknelpunten. De 14 waterlopen werden geëvalueerd aan de hand van drie hydromorfologische variabelen (voldoende stroomsnelheid, aanwezigheid van grind voor de paai en aanwezigheid van slib en detritus voor de larven) en vier waterkwaliteitsvariabelen (zuurstof, temperatuur, nutrienten en zware metalen). Hun methode stelden ze schematisch voor in Figuur 79. Echter, de derde stap van deze flow-chart pastten ze uiteindelijk niet toe bij de evaluatie van de geschiktheid voor herintroductie van beekprik. De waterkwaliteit kon slechts voor twee waterlopen geëvalueerd worden door een gebrek aan voldoende gegevens voor de overige 12 waterlopen. Per variabele werd één van drie geschiktheidsklassen toegekend, namelijk 'geschikt', 'matig' en 'ongeschikt' en zowel voor de hydromorfologie als voor de waterkwaliteit werd een eindbeoordeling gemaakt op basis van deze geschiktheidsklassen per variabele (Figuur 80). Voor de toekenning van de geschiktheidsklassen baseerden ze zich op expertkennis. Als hulp bij deze expertkennis vergeleken ze de waarde per variabele tussen de 10 waterlopen waar beekprik aanwezig is en de 14 waterlopen waar beekprik uitgestorven is.



Figuur 79: Schematische weergave van de methode van Spikmans (2013) voor de evaluatie van de geschiktheid van historische leefgebieden van beekprik in Nederland (uit Spikmans 2003).



Figuur 80: Toekenning van één van drie geschiktheidsklassen (geschikt, matig of ongeschikt) aan 3 hydromorfologische variabelen en 4 waterkwaliteitsvariabelen voor 14 waterlopen in Noord-Brabant (Nederland) waar beekprik uitgestorven is. Voor de hydromorfologische variabelen en voor het totaal wordt op basis van de geschiktheidsklassen een eindbeoordeling gevormd. Bron: Spikmans et al. (2013).



Figuur 81: Toekenning van één van de drie geschiktheidsklassen (geschikt, matig of ongeschikt) aan drie hydromorfologische variabelen voor 14 waterlopen in Noord-Brabant (Nederland) waar beekprik uitgestorven is. Voor de drie hydromorfologische variabelen wordt een eindoordeel bepaald. Deze figuur zou gelijk moeten zijn aan het eerste deel van Figuur 80, maar dit is niet het geval, wat mogelijks wijst op een typefout in Figuur 80. Bron: Spikmans et al. (2013).

Het is niet geheel duidelijk hoe Spikmans et al. (2013) de eindbeoordeling maakten voor hydromorfologie, noch de uiteindelijke eindbeoordeling. Normaal zou er een regelbank ter beschikking moeten gesteld worden die aangeeft welke combinaties van geschiktheidsklassen leiden tot de eindbeoordeling. Aan de hand van Figuur 80 en Figuur 81 zouden we deze regelbank moeten kunnen afleiden. Maar door een (vermoedelijke) typefout in één van beiden is dit niet mogelijk. Hoewel Figuur 81 overeen zou moeten komen met het eerste deel van Figuur 80 is dit niet het geval. De eindbeoordeling van de hydromorfologie voor de Rovertse Leij verschilt tussen beiden, nochtans zijn de beoordelingen per variabele gelijk. De figuren zijn afkomstig uit het rapport van Spikmans et al. (2013). Figuur 81 is de juiste figuur, omdat deze ondubbelzinnige toelaat de regels af te leiden. Volgens deze figuur is de eindbeoordeling voor hydromorfologie echter gelijk aan de beoordeling voor de aanwezigheid van grind voor de paai. Met andere woorden, de waterlopen, waar beekprik uitgestorven is in Noord-Brabant, die voldoende (alleen is niet aangegeven wat onder voldoende verstaan wordt) grind voor de paai bevatten worden in de methode van Spikmans et al. (2013) als hydromorfologisch matig of geschikt aanzien.

Het resultaat van het onderzoek van Spikmans et al. (2013) is, dat van de Noord-Brabantse waterlopen waar beekprik uitgestorven is, enkel de Reusel hydromorfologisch geschikt zou zijn voor beekprik herintroductie. De waterkwaliteitsvariabelen van deze waterloop werden vervolgens vergeleken met een beek met beekprik en met de waterkwaliteitsrichtlijnen van de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW; EU 2000). Specifiek werden het zuurstofgehalte (% verzadiging), de temperatuur (°C), het zoutgehalte (mg chloride l^{-1}), de zuurtegraad (pH), het stikstofgehalte (N totaal mg l^{-1}), het fosfaatgehalte (P totaal in mg l^{-1}) en de ammoniumconcentratie (mg N l^{-1}) vergeleken.

Spikmans et al. (2013) gaven daarnaast nog een vergelijking tussen deze waterlopen voor onderstaande omgevingsvariabelen, maar deze vergelijking werd verder niet meegenomen in hun eindbeoordeling voor de geschiktheid van de historische beekprikwaterlopen. Het onderzoek werd gebaseerd op waterlopen uit Noord-Brabant, één van de vier provincies in Nederland waar beekprik voorkomt.

- Lengte leefgebied (km)
- Tracévorm (meanders of recht)
- Migratiebarrières (aan- of afwezig en aantal)
- Huidig beheer (schonen, baggeren / intensief, extensief (% schoning))
- Waterafvoer (permanent / stagnant / droogval)
- Piekafvoeren (aan- / afwezig)
- Stroomsnelheid (m s-1)
- Meandering (% van traject)
- Profielvorm (asymmetrisch / symmetrisch)
- Diepte (min. / max.)
- Substraat (% fijn grind / grof grind / puin / zand / slib / detritus)
- Paaiplaatsen (afwezig / weinig / veel)
- Larvenhabitat (afwezig / weinig / veel)
- Holle oevers (% van de oeverlengte)
- Vegetatie (% van oppervlakte)
- Dood hout (% van oppervlakte)
- Beschaduwing (% van oppervlakte)
- Lozingen (aan- / afwezig)

Tot slot bespraken ze ook het habitat van de 10 beken in Noord-Brabant waar beekprik voorkomt. Seeuws (1996) deed dit in 1996 voor 10 Vlaamse waterlopen met aanwezigheid van beekprik en besprak ook enkele beken waar beekprik toen al afwezig was.

Typering Nederlandse beekprikwaterlopen

Spikmans et al. (2013) bespraken volgende habitatvariabelen voor 10 beekprik waterlopen: het aantal beschreven trajecten, het percentage meandering (gem., min. en max.), de breedte (gem., min. en max.), fijn grind (% oppervlakte), grof grind (% oppervlakte), puin (% oppervlakte), zand (% oppervlakte), slib (% oppervlakte), detritus (% oppervlakte), holle oever (% oeverlengte), dood hout (% oppervlakte), vegetatie (% oppervlakte), sliblaag dikte (cm), beschaduwing (% oppervlakte), profiel asymmetrisch (% oppervlakte), lengte leefgebied (km), stroomsnelheid (cm/s) en de diepte (cm). De waterlopen die geëvalueerd zijn, heten: de Keersop, de Beekloop, de Osinkbemerbeek, de Willinkbeek, de Egelbeek, de Geelmolense Beek, de Springendalse Beek, de Rode Beek, de Zievers- & Selzerbeek en de Kendel.

Spikmans et al. (2013) concludeerden dat beekprik in Nederland in beken en kleine rivieren leeft die qua lengte, breedte en diepte tamelijk verschillend zijn, van 1 tot 8 m breed en van 3 tot 18 kilometer lang. De beken hebben in de meeste gevallen wel een meanderende loop, een asymmetrisch profiel en bevatten allemaal ondiepe stukken (5-10 cm in het midden van de beek). De beken liggen ook meestal in bosrijke gebieden, waar het percentage beschaduwing in 8 van de 10 gevallen 50% van de beeklengte bedraagt. Verder wijzen Spikmans et al. (2013) er op dat de beken waar beekprik in Nederland voorkomt nooit droogvallen. Op 2 beken na valt de stroming zelfs nooit stil en in 8 van de 10 beken bedraagt deze gemiddeld meer dan 0,40m s^{-1}. In alle beken bestaat de bodem uit zand, fijn grind (< 2cm) en detritus en in sommige beken is ook grof grind en puin aanwezig. Opvallend is dat men in enkele beken paaiactiviteit heeft kunnen waarnemen tijdens de staalnames. De paai trad op boven fijn grind dat niet groter is dan 2cm. Het aandeel van dit grind in de Nederlandse beken waar beekprik voorkomt loopt wel sterk uiteen van 1-2% tot 36%. Op één plaats werd paai vastgesteld op fijn grind dat bloot was komen te liggen door een stroomversnelling aan een dood stuk hout. De larven werden steeds aangetroffen op stromingsluwe plaatsen waar zand, slib en detritus aanwezig is. In twee beken zijn deze microhabitats niet aanwezig en werden larven gevonden in slib aan doorwortelde oevers. De sliblaag waarin de larven gevonden werden varieert van 2 tot 35cm en is meestal rond de 10cm dik. De hogere dichtheden larven werden gevonden in dikkere sliblagen van rond de 20cm. Tenslotte is in alle Nederlandse beken waar beekprik aanwezig is 5 tot 20% dood hout aanwezig. De aanwezigheid van dit hout zorgt op kleine schaal voor variatie in het bodemsubstraat door ophoping van detritus en schoonspoeling van grindbedden (Spikmans et al., 2013).

Typering Vlaamse beekprikwaterlopen

Seeuws (1996) evalueerde voor Vlaanderen eveneens de graad van meandering, de breedte van de waterloop, het substraat via een korrelgrootteverdeling en via een evaluatie van de heterogeniteit aan substraattypes, het gehalte aan organisch materiaal, de natuurlijkheid van de oevers i.p.v. de aanwezigheid van holle oevers, de aanwezigheid van dood hout, de waterplantenbedekking, de beschaduwingsgraad, de stroomsnelheid en de diepte. Daarnaast evalueerde hij ook het zuurstofgehalte en de waterkwaliteit in het algemeen. In tegenstelling tot Spikmans et al. (2013) beschreef Seeuws (1996) de waterlopen meer kwantitatief, naast kwalitatief. Hieronder geven we kort zijn belangrijkste bevindingen. Voor een uitgebreide beschrijving van zijn resultaten verwijzen we naar zijn rapport.

Een overzicht van de korrelgrootteverdeling per waterloop toonde Seeuws (1996) dat alle waterlopen een piek vertoonden bij de klasse fijn tot middelgrof zand (0,125-0,5mm). Volgens hem lijkt een belangrijk aandeel zand dus een vereiste voor de aanwezigheid van beekprik. De aanwezigheid van het zand is anderzijds niet voldoende om voor beekprik geschikt te zijn bewijzen in 1996 de Wijshagerbeek en de Gielisbeek. Een aantal beken vertoont daarnaast ook een piek bij de grootste fractie (2-16mm). Interessant in de oefening van Seeuws (1996) is het bepalen van de heterogeniteit aan korrelgroottes. Deze toonde een beduidend grotere heterogeniteit voor de Steenputbeek versus de andere beken. De Steenputbeek bevat al langer één van de hoogste densiteiten aan beekprik in Vlaanderen. De analyse van Seeuws (1996) wees er verder op dat het gehalte aan organisch materiaal waar

beekprik in Vlaanderen gevonden werd onder de 2% ligt en zelden tot nooit boven 10%, zelfs 5%. Het laatste stemt overeen met wat Waterstraat (1990) eerder vond, nl. dat het gehalte waar beekprik voorkomt tussen 2 en 10% ligt. Wat de stroomsnelheid betreft vond Seeuws (1996) in Vlaanderen beekprik terug bij situaties die kenmerkend zijn voor waterlopen van de brasemzone (0-0,10m s^{-1}), de barbeelzone (0,10-0,25m s^{-1}) en de voor deze variabele overlappende vlagzalm- en forelzone (resp. 0,25-0,50m s^{-1} en 0,30-0,50m s^{-1}). De bovengrens lag telkens rond de 0,3-0,35m s^{-1}, slechts sporadisch werden stroomsnelheden gemeten van meer dan 0,35m s^{-1}. Dit is in contrast met wat Spikmans et al. (2013) vonden, nl. dat de stroomsnelheid bijna steeds hoger was dan 0,4m s^{-1}. De diepte van de waterlopen in Vlaanderen, waar in 1996 beekprik aanwezig was, bedroeg maximaal 25cm en één derde van de vindplaatsen had een diepte van 5cm of minder. De waterlopen waren tot slot zuiver tot zeer zuiver met een matige organische belasting, wat ook door Kappus et al. (1991) bevestigd wordt.

Voor geen enkele van de onderzochte Vlaamse beken kan men eenduidig zeggen dat één bepaalde variabele de afwezigheid kan verklaren, dit is logisch gezien te verwachten is dat een samengaan van verschillende variabelen bepalend is. De opdracht is het vinden van deze variabelen en hun gecombineerd effect op de aanwezigheid van de soort. Hier zijn andere technieken voor nodig dan wat Spikmans et al. (2013) toepaste. Verder in dit rapport geven we een overzicht van andere potentieel goede methodes om toe te passen op gegevens van de Vlaamse waterlopen. Hieronder stellen we enkele punten ter verbetering/verfijning van de methode voor. Met het oog op een toepassing in Vlaanderen is het opportuun om deze zaken bij te schaven, een andere methode toe te passen (zie verder) of zelf een methode te ontwikkelen.

Discussie methode Spikmans

De methode die Spikmans et al. (2013) toepasten laat toe om relatief eenvoudig en snel een oordeel te vormen over de geschiktheid van de waterloop voor beekprik. Er zijn echter wel verschillende tekortkomingen aan de uitwerking van de methode, waardoor moeilijk in te schatten is hoe correct ze is.

Specifiek wordt in het rapport zeer weinig wetenschappelijke onderbouwing gegeven aan de keuze van de variabelen enerzijds, en de toekenning van de geschiktheidsklassen per variabele (geschikt, matig, ongeschikt) anderzijds. De methode werd bovendien ook niet gevalideerd. Het ontbreken van een regelbank laat niet toe om een eindbeoordeling te maken van de geschiktheid per waterloop, waardoor het model in huidige vorm ook niet toegepast, noch gevalideerd, kan worden op (basis van) gegevens uit andere waterlopen. Tot slot is momenteel enkel de aanwezigheid van grind voor de paai bepalend voor de geschiktheid, ook al werden er in totaal drie hydromorfologische variabelen geëvalueerd per waterloop. Een evaluatie en beoordeling op basis van meerdere variabelen zou meer uitsluitsels kunnen geven over de reden waarom in de Reusel bijvoorbeeld geen beekprik voorkomt, ondanks het feit dat deze waterloop volgens de methode van Spikmans geschikt bevonden werd. Zelf gaven ze al aan dat de toegankelijkheid een bepalende factor kan zijn, ook voor de begeleidende soorten.

In ons voorstel tot verbetering van het model houden we rekening met het werk van Seeuws (1996), die eerder al grondig onderzoek verrichte naar het habitat in enkele Vlaamse beekprikbeken en voorstellen formuleerde ter bescherming van dit habitat.

Keuze van variabelen

Zoals Goodwin et al. (2008) het formuleren: de identificatie van de omgevingsvariabelen die de aanwezigheid van beekprik beperken, is een belangrijk hulpmiddel bij de selectie van

geschikte locaties voor aanwijzing. Deze identificatie kan expert-gebaseerd gebeuren, maar kan ook onderbouwd worden met gegevens. Hier komen we later nog op terug.

Spikmans besloot op basis van zijn expertkennis om voor de hydromorfologie enkel de aanwezigheid van grind voor de paai, de aanwezigheid van zand/slib voor de larven en de stroomsnelheid te evalueren en maakte uiteindelijk een beoordeling enkel op basis van grindaanwezigheid. Op basis van wat in de eerder vermeldde literatuur beschreven is kan men inderdaad stellen dat dit mogelijks zeer bepalende hydromorfologische variabelen zijn voor beekprik. Anderzijds worden nog enkele variabelen aangehaald waarvan men weet dat ze mee de geschiktheid van het habitat bepalen, en bovendien komen enkele van deze variabelen ook naar voor bij de typeringen van het habitat van beekprikbeken bij zowel Spikmans et al. (2013) als Seeuws (1996). Deze habitatvariabelen zijn: de toegankelijkheid van het habitat (aanwezigheid van vismigratieknelpunten), het gehalte aan organisch materiaal en daarmee verband houdend de aanwezigheid van dood hout, de korrelgrootteverdeling en heterogeniteit van het substraat, de aanwezigheid van schaduw, de gradiënt van de rivier, de afstand tot de bron, de beddekingsgraad met waterplanten, de natuurlijkheid van de oever, de diepte en het type beheer van de waterloop (wel of geen beheer en indien wel: baggeren, schonen, intensief, extensief).

Algemeen kan men telkens kiezen of men op basis van expertkennis enkele variabelen selecteert, zoals Spikmans et al. (2013) deden, of men op basis van een dataset een keuze maakt. Het laatste geval laat toe om via een statistische test ook aanwezige interacties tussen variabelen te achterhalen. De dataset moet voor een voldoende aantal waterlopen waarden bevatten voor de potentieel bepalende omgevingsvariabelen en moet daarnaast een densiteit of een aan- of afwezigheid bevatten van beekprik. Idealiter bevat de dataset evenveel waterlopen met als zonder beekprik. Verder in dit rapport (secties 0 en 0) geven we aan welke gegevens er voor Vlaanderen beschikbaar zijn, met het oog op een dergelijke oefening.

In het geval van beekprik is de expertkennis gebaseerd moeilijk om te beslissen of de waterkwaliteit dan wel de hydromorfologie van de waterloop meest bepalend is voor de aan- of afwezigheid van beekprik. Indien voldoende gegevens beschikbaar zijn kan een statistische analyse hier uitsluitsel over geven.

Toekenning geschiktheidsklasse (geschikt, matig, ongeschikt)

De toekenning van de geschiktheidsklassen gebeurde bij Spikmans et al. (2013) op basis van expertkennis en bijkomend werden de waarden van enkele omgevingsvariabelen vergeleken tussen beken met beekprik en beken waar beekprik uitgestorven is. Er werden echter geen duidelijke grenzen beschreven aan de hand waarvan men besloot om de klasse geschikt, matig of ongeschikt toe te kennen. Desalniettemin zijn er voor de (veronderstelde) belangrijkste omgevingsvariabelen genoeg cut-off waarden bekend om (expertkennis gebaseerd dan) enkele regels op te stellen.

Algemeen kan men voor het opstellen van een duidelijke toekenningsmethode beroep doen op enerzijds expertkennis gebaseerde technieken, zoals fuzzy logic, en anderzijds data-mining technieken, zoals vb. regressiebomen, classificatiebomen, logistische regressies, neurale netwerken, enz… Voor beide types technieken zijn voorbeelden beschikbaar van toepassingen op beekprik. Deze worden verder besproken onder “Andere methodes”.

Validatie van het model

Normaal zou de methode van Spikmans et al. (2013) toegepast moeten kunnen worden op een dataset voor Vlaanderen om te evalueren hoe correct en goed het toepasbaar is op de Vlaamse waterlopen. In dat geval worden uit een dataset met gegevens over de

aanwezigheid van grind voor beekprikpaai en met gegevens over temperatuur, zuurstof, nutriënten en zware metalen, die waterlopen geselecteerd die geschikt scoren. Voor deze waterlopen wordt vervolgens geëvalueerd of ze werkelijk beekprik bevatten. Is dit wel het geval dan is dit een aanwijzing dat het model goed toepasbaar is in Vlaanderen. Echter, gezien we geen informatie hebben over de manier waarop de geschiktheidsklassen toegekend werden in Spikmans et al. (2013), kunnen we deze validatie niet volbrengen.

Andere methodes

In deze sectie bespreken we enkele andere onderzoeken naar de meest bepalende factoren voor de aanwezigheid en verspreiding van priksoorten. Het betreft één Vlaamse studie in de Abeek uitgevoerd door het INBO, en vier buitenlandse (Europese) studies. Hieronder geven we de (vertaalde) titel van iedere studie en een korte uitleg van het doel en de gebruikte methode.

> Evaluatie van habitat herstelmaatregelen in de Abeek (Maasbekken; Mouton et al., 2011).

Het doel van dit onderzoek van Mouton et al. (2011) was om in de Abeek het effect van keerkribben en grindbanken op de vispopulaties te analyseren. De keerkribben en grindbanken werden aangelegd door de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM) om de habitatstructuur van de beek te verbeteren. Met een habitatgeschiktheidsmodel werd de fysische impact van verschillende herstelscenario's gesimuleerd en op basis van expertkennis gelinkt aan de habitatgeschiktheid voor verschillende vissoorten. Het model geeft aan of de uitgevoerde herstelmaatregelen de habitatgeschiktheid effectief verhogen. Voor de opbouw van het model werd op basis van literatuur, namelijk op basis van Bovee (1982), er voor gekozen om drie fysieke variabelen te modelleren: de stroomsnelheid, de diepte en het substraat. Volgens Bovee (1982) wordt de geschiktheid van het fysieke habitat voor vis voornamelijk door deze drie variabelen bepaald.

Om de drie invoervariabelen te combineren tot één variabele, de habitatgeschiktheid voor een organisme, werd gebruik gemaakt van vaaglogica. Vaaglogica speelt in op het feit dat grenzen in natuurlijke systemen zelden scherp gedefinieerd zijn. Het is bijvoorbeeld moeilijk te zeggen of een vis die een stroomsnelheid van 0,2m s^{-1} als optimum verkiest, ook nog zal voorkomen bij een stroomsnelheid van 0,3m s^{-1}. Wel kan met een behoorlijke zekerheid gesteld worden dat de vis stroomsnelheden van 0,5ms^{-1} en hoger minder zal tolereren. Er is dus een zekere overlap tussen verschillende habitatcondities. Bijgevolg zal vaaglogica de verschillende habitatvariabelen, zoals bv. stroomsnelheid, indelen in vage klassen (bv. "laag", "gemiddeld" en "hoog"), en zullen de overgangen tussen deze klassen overlappen.

Vervolgens wordt een regelbank opgesteld die de vage klassen van de verschillende variabelen gaat combineren tot een eindoordeel over de habitatgeschiktheid. Deze regelbank bevat ALS/DAN regels. De ALS/DAN regels omvatten de expertkennis die over het organisme voorhanden is. Als bijvoorbeeld uit een literatuurstudie blijkt dat een bepaalde vis voorkomt bij een lage stroomsnelheid en diepte en een 'hoog' substraat, wordt dit omgezet in ALS/DAN regels: ALS stroomsnelheid = laag EN diepte = laag EN substraat= hoog DAN IS habitatgeschiktheid= zeer hoog. In het onderzoek in de Abeek werden de vage regels en vage klassen opgesteld op basis van een grondige literatuurstudie. De habitatgeschiktheidsmodellering gebeurde met het programma CASiMiR (www.casimir-software.de), maar dit kan evengoed met behulp van andere software.

Relaties tussen het habitat van rivier- en beekprik ammoeceten op regionale, bekken en microhabitat schaal in Noord-Ierland (Goodwin et al., 2008).

In deze studie onderzochten Goodwin et al. (2008) de habitat karakteristieken die geassocieerd zijn met priklarven op drie ruimtelijke schalen: regionaal (tussen stroomgebieden), binnen een stroomgebied en op microhabitat schaal. De variabelen die ze onderzochten zijn:

- Op verschillende locaties in het stroomgebied en één meting per locatie:
    - pH
    - Conductiviteit
    - Watertemperatuur
    - Zuurstofconcentratie
    - Breedte rivier
    - Riffles Pools en Glides (RPG) lengte
    - Average Score per Taxa (ASPT)
    - Biological Monitoring Working Party (BMWP, dit is de buitenlandse tegenhanger van de Multimetrische Macroinvertebraten Index Vlaanderen (MMIF))
    - Aantal macroinvertebraten taxa
    - Gradient van de waterloop
    - Afstand tot het grootste naburige waterlichaam
    - Aantal migratiebarrieres

- Op verschillende meetpunten per locatie en één meting per meetpunt (micro-habitat schaal):
    - Sediment diepte
    - Waterdiepte
    - Stroomsnelheid
    - Vegetatie cover
    - % beschaduwing
    - % zacht substraat
    - Mediane phi-waarde (Cummins 1962)
    - Heterogeniteit via phi-waarde
    - % slib
    - Kurtosis van de phi-waarden
    - Staalnamepunt volgorde (van stroomaf naar stroomop gemeten)
    - Substraattype
    - Aanwezigheid van pools en riffles
    - Begeleidende vissoorten

Ze onderzochten het belang van deze variabelen en hun interactie op de verschillende ruimtelijke schalen met behulp van regressiebomen, meerbepaald de techniek Random Forests. Regressiebomen zijn een statistische techniek waarbij de variaties in beekprikabundantie verklaard worden door splitsingen aan te brengen in de datawolk van verklarende variabelen (hier de omgevingsvariabelen). De boomstructuur ('regressieboom') die door deze splitsingen ontstaat, sluit goed aan op de beleidspraktijk door het type kennisregels dat ontstaat en de hiërarchische structuur daarin (Kampichler et al., 2010). De Random Forests werden gecreëerd met een bestaand package in R. De auteurs halen terecht aan dat de integratie van variabelen over verschillende ruimtelijke schalen zeer belangrijk is in het bepalen van de relatie tussen het habitat en de verspreiding van een organisme (Brosse et al., 2003; Goodwin et al., 2008). Hun resultaten wezen er op dat ammoeceten op de regionale schaal (tussen de stroomgebieden) meer voorkomen bij een pH > 8,2. Op kleinere schaal (binnen het stroomgebied) werd de verspreiding echter bepaald door het

aantal migratiebarrieres en de afstand tot het dichtstbijzijnde grote waterlichaam. De relatie tussen beide variabelen en ammoeceten abundantie was omgekeerd evenredig. Op micro-schaal werd de aanwezigheid van de larven meest beïnvloed door de mediane phi-waarde (korrelgrootte substraat), de sedimentdiepte en de kurtosis. Specifiek was de abundantie van de larven hoger bij een mediane phi-waarde > 1,94 (dit is grof zand 0,25-1 mm), bij een sedimentdiepte (dikte sedimentlaag) van > 11,5 cm en een kurtosis van > 1,71.

In tegenstelling tot de voorgaande studie (de vaag logica methode) is deze techniek volledig data gebaseerd. Er werd via de toegepaste techniek rekening gehouden met veel variabelen en hun interacties en dit op verschillende ruimtelijke schalen. De studie biedt daarom een goede houvast voor het beheer van beekprik in Groot-Brittanië. Er wordt specifiek ook nog gewezen op het negatieve effect van de migratiebarrieres op de abundantie van beekpriklarven. Een validatie van het model o.b.v. Vlaamse data zou een idee kunnen geven van de toepasbaarheid van dit model in Vlaanderen. Hiervoor zijn gegevens nodig van de geselecteerde variabelen: mediane phi-waarde, kurtosis en sedimentdikte voor Vlaamse waterlopen met en zonder beekprik.

> Invloed van macrohabitat preferenties op de distributie van de Europese beek- en rivierprik: implicaties voor het beheer en management (Ferreira et al., 2013).

In deze studie van Ferreira et al. (2013) wordt een dataset van 401 locaties met beekprik aan- en afwezigheid en 11 macrohabitat variabelen geanalyseerd om de vijf meest belangrijke macrohabitatvariabelen te achterhalen voor beekprik in Portugal. De analyse gebeurde aan de hand van boosted regression trees (een specifiek type regressieboom). De 11 variabelen die geanalyseerd werden zijn: de geomorfologie, de hoogte, de helling, de afstand tot de kust, het percentage slib, het percentage zand, de gemiddelde jaarlijkse temperatuur, de maximum temperatuur van de warmste maand, de jaarlijkse neerslag, het percentage artificieel substraat in de omgeving, het percentage landbouwgebied in de omgeving, het percentage bos en de semi-natuurlijke omgeving, de bevolkingsdichtheid, het debiet, het debiet te wijten aan neerslag, de Saga Wetness Index, en de Stream Power Index. Hun gegevens zijn afkomstig van GIS kaartlagen. De vijf meest belangrijke omgevingsvariabelen voor de voorspelling van de verspreiding van beekprik waren: de hoogte, de afstand tot de kust, de aanwezigheid van zand, de maximum temperatuur van de warmste maand en de neerslag van de droogste maand.

> Het effect van habitat heterogeniteit op de verspreiding van de larven van *Lampetra tridentata* op twee ruimtelijke schalen (Torgersen & Close, 2004).

Deze studie van Torgersen & Close (2004) beschrijven we als een voorbeeld van de toepassing van logistische regressie voor het achterhalen van de omgevingsvariabelen die het meeste invloed hebben op een soort. De studie gaat niet over beekprik, maar een soort zeeprik: *Lampetra tridentatus.* De onderzoekers onderzochten het effect van ruimtelijke patronen in riviermorfologie en substraatsamenstelling op 2 verschillende ruimtelijke schalen (micro (1-10m) en macro (1-10km)) op de verspreiding en abundantie van priklarven. Ze deden dit met behulp van logistische regressie en een nested sample design. De studie toonde aan dat variabelen op beide niveaus een deel van de variatie kunnen verklaren en ook dat bijkomende info over afstand tot zee en staalnamelocatie nog extra variatie verklaarde. Hun resultaten wijzen op het belang van/nood aan ruimtelijk expliciet onderzoek.

> Prikken op het Iberische schiereiland: verspreiding, populatie status en bescherming

De status van de drie priksoorten: zeeprik, rivierprik en beekprik in Spanje en Portugal is vergelijkbaar met onze situatie. De soorten zijn hetzij kwetsbaar, sterk bedreigd of zelfs

uitgestorven in sommige regio's door habitatverlies en populatieversnippering. In deze studie gaan ze ervan uit dat, hoewel er verschillende redenen zijn voor de achteruitgang van de soorten, dat één van de belangrijkste en meest wijdverspreide migratiebarrieres zijn. Deze zouden volgens de onderzoekers tot 80% van het beschikbare habitat blokkeren. Het doel van deze studie was dan ook om het effect na te gaan van deze barrières op de priksoorten door de historische verspreiding, voor de bouw van de meeste migratiebarrières te vergelijken met de verspreiding erna. Daarnaast berekenden ze ook de verwachte hoeveelheid verloren habitat ten gevolge van de barrières. In hun artikel worden verder nog veel andere omgevingsvariabelen besproken en hoe deze de populaties negatief beïnvloeden.

2.6.3 Voorstel voor de ontwikkeling van een methode voor toepassing op beekprik in Vlaanderen

Zoals eerder al besproken kan de methode van Spikmans et al. (2013) niet meteen toegepast worden op onze Vlaamse waterlopen. De methode is onvoldoende beschreven om ze te kunnen toepassen en daarnaast zijn er nog enkele tekortkomingen die aangepast dienen te worden alvorens een correcte analyse van de Vlaamse waterlopen uitgevoerd zou kunnen worden. Uit de literatuurstudie van de methoden en modellen blijkt dat er nog enkele andere goede technieken voorhanden zijn om een goede methode voor Vlaanderen op te stellen. Alvorens besloten kan worden over de uiteindelijk toe te passen techniek is het belangrijk een overzicht te hebben van de beschikbare dataset. Hieronder geven we daarom eerst een overzicht van de huidige verspreiding van beekprik. Daarna geven we aan welke omgevingsvariabelen volgens de literatuur potentieel belangrijk zijn om in de methode-ontwikkeling op te nemen. Tot slot geven we weer voor welke variabelen gegevens beschikbaar zijn van de Vlaamse waterlopen en hoe we ontbrekende gegevens in de toekomst verzamelen. Verder onderzoek zal uitwijzen welke techniek we uiteindelijk kunnen toepassen op de gegevensset voor Vlaanderen.

Keuze beektrajecten

In deze sectie geven we een overzicht van de historische en huidige verspreiding van beekprik in Vlaanderen. Kennis van de waterlopen die vandaag in Vlaanderen beekprik bevatten is belangrijk voor de ontwikkeling van de methode. Met het oog op een areaaluitbreiding is het daarnaast van belang te weten in welke waterlopen beekprik in ons land uitgestorven is. Deze waterlopen zijn de eerste waar een uitgewerkte methode op toegepast kan worden om te evalueren of ze opnieuw geschikt zijn voor beekprik. Indien ze dat niet zijn is het belangrijk te achterhalen wat daarvan de oorzaak is en hoe deze opgelost kan worden.

<u>Historische en actuele verspreiding beekprik</u>

Periode voor 1980

Seeuws (1996) vermeldt in zijn rapport dat in de 19e eeuw, zowel zee-, rivier- als beekprik waargenomen werd (Gens, 1885; Maes, 1898), maar dat beekprik door Gens (1885) als zodanig zeldzaam bevonden werd dat hij de soort verder niet beschrijft. Daarentegen wordt in de literatuurstudie van de historische visbestanden (1840-1950; www.vis.milieuinfo.be) vermeld dat er in deze eeuw stabiele populaties beekprik aanwezig zijn in de Dijle (Maes, 1898; Rousseau et al., 1915; pisciculture 1924a), in de Zusterkloosterbeek en in de Demer (Bamps & Geraets, 1897). Algemeen is er een groot voorkomen in het Demerbekken. De uiteindelijke verdwijning van beekprik uit de Dijle gaat gepaard met de verdwijning van ook bot, steur en zalm.

In de 20e eeuw, voor de jaren '80, wordt beekprik volgens Maes (1989) in de Maas en haar zijrivieren, in enkele waterlopen in het Scheldebekken, in de Dijle en in de Demer waargenomen. De Backer (1971) neemt begin jaren '70 beekprik waar in de Grote Nete.

Periode na 1980

De meeste gegevens voor beekprik dateren van tussen 1989 en heden (2015). In 1996 werd de toestand van beekprik in Vlaanderen geëvalueerd door de Universiteit Antwerpen. De resultaten van deze bevissing werden besproken in Seeuws (1996). In dat project werden 42 punten geëvalueerd op de aanwezigheid van beekprik. De keuze van de punten werd gebaseerd op een voorgaande, uitgebreide inventarisatie van de Vlaamse waterlopen tussen 1983 en 1987 (Bruylants et al., 1989), op historische kennis over de aanwezigheid van beekprik (zie boven en zie Vrielynck et al., 2002) en op eerdere afvissingen van het toenmalige Instituut voor Bosbouw- en Wildbeheer en het toenmalige Instituut voor Natuurbehoud. De resultaten van die inventarisaties (o.a. 700 punten in het onderzoek van Bruylants et al., 1989) werden samen met de resultaten van verschillende vis- en beekprikinventarisaties van het Agentschap voor Natuur en Bos (ANB), het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO) en de provincies geëvalueerd om een goed beeld te krijgen van de historische en de huidige (tot 2015) verspreiding van beekprik in Vlaanderen. Tabel 26 geeft een overzicht van de datasets die geraadpleegd werden voor de actualisatie van de historische en huidige verspreiding van beekprik in Vlaanderen. Specifiek werd op basis van de resultaten van al deze inventarisaties een overzicht gegeven van de aan- of afwezigheid van beekprik over verschillende tijdsperiodes voor de Vlaamse waterlopen waar ooit beekprik waargenomen werd (Tabel 27). Daarnaast werd voor deze waterlopen per jaar, van 1989 tot 2015, de Catch Per Unit Effort (CPUE) bepaald (Tabel 41 in de bijlage). Alle resultaten zijn enkel gebaseerd op elektrische bevissingen.

Tabel 26: Overzicht van de datasets die geraadpleegd werden voor de actualisatie van de historische en huidige verspreiding van beekprik in Vlaanderen.

Organisatie	Dataset	Info dataset
ANB	Dataset aanwezigheid beekprik tussen 1989 en 2012	Inclusief afvissingen van de Universiteit Antwerpen tussen 1989 en 1996
ANB	Visinventarisaties van de visserijbiologen	data opgenomen in het Vis Informatie Systeem (www.vis.milieuinfo.be).
INBO	Visinventarisaties voor 2000	2402 staalnamepunten in grote en kleine waterlopen, stilstaande waterlichamen en kanalen voor 2000. Data opgenomen in het Vis Informatie Systeem
INBO	Basismeetnet zoetwatervis	900 staalnamepunten in grote en kleine waterlopen, stilstaande waterlichamen en kanalen tussen 2000 en 2013. Data opgenomen in het Vis Informatie Systeem
INBO	Referentiemeetnet zoetwatervis	400 staalnamepunten in grote en kleine waterlopen, stilstaande waterlichamen en kanalen vanaf 2013. Data opgenomen in het Vis Informatie Systeem
INBO	Inventarisatie in het kader van het trekvissenproject	Elektrische bevissing van verschillende Vlaamse waterlopen (https://www.inbo.be/nl/publicatie/onderzoek-naar-de-trekvissoorten-het-schelde-estuarium)

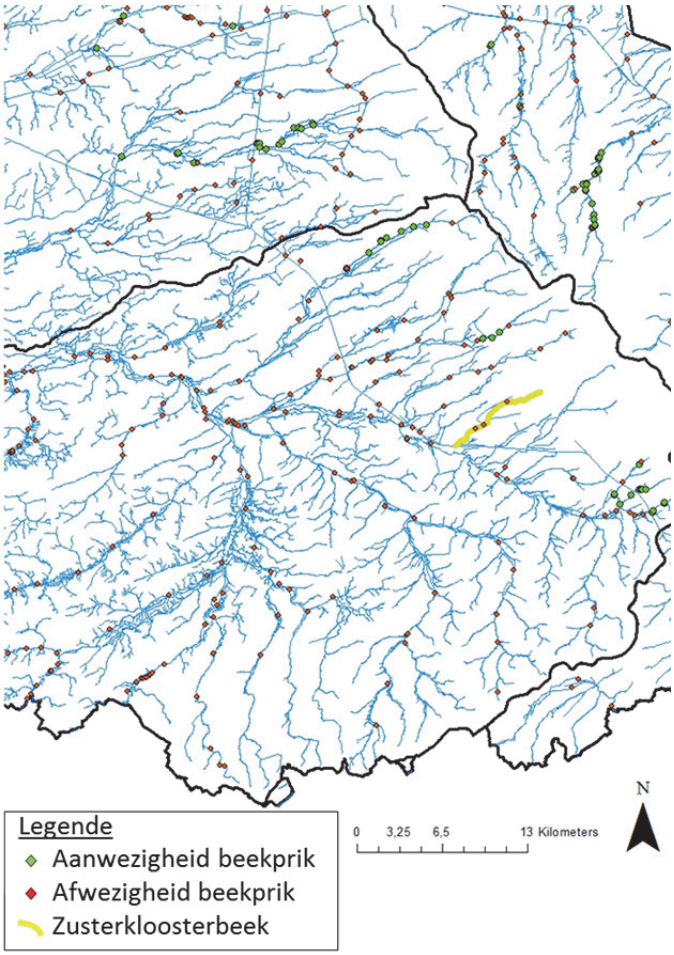
INBO	Inventarisaties in het kader van de soortherstelprogramma's voor kopvoorn, serpeling en kwabaal	Zie o.a. eerder in dit rapport
INBO	Inventarisaties in het kader van de evaluatie van visdoorgangen	Elektrische bevissing in de Abeek, Mark, Marke, Weerijs en Zwalm van 2004 tot en met 2010.
INBO	Inventarisaties van de Kleine en Grote Nete m.b.v. depletiebevissing	Elektrische (depletie) bevissingen in de Kleine en Grote Nete in 1989, 1990, 1992 en 1996.
Provincie Limburg	Beekprikinventarisaties in 2013 en 2014	Data verzameld door Thierry Gaethofs.

Een overzicht van de evolutie van de beekprikaanwezigheid in Vlaanderen, geeft een idee van de waterlopen waar (1) beekprik uitgestorven is, (2) waar beekprik mogelijks uitgestorven is, (3) waar beekprik mogelijks altijd aanwezig geweest is, (4) waar beekprik altijd aanwezig geweest is, en (5) waar de hoogste densiteiten aan beekprik zijn voorgekomen tot nu. Alle waterlopen onder categorie 1 komen in aanmerking om te evalueren wat de potentie van de waterloop is om opnieuw een beekprikpopulatie te huisvesten. De waterlopen in categorieën 2 en 3 zouden verder geëvalueerd moeten worden om hun huidige beekprik-toestand (1 of 4) te bepalen. Tot slot geven de waterlopen onder categorieën 4 en 5 aan welke beken optimaal beschermd dienen te worden om de bestaande populaties niet te verliezen en welke bestaande beekprikpopulaties verder versterkt zouden moeten worden.

1.

Beekprik is in Vlaanderen uitgestorven in de Achterste Neet, de Demer, de Dijle, de Dommel, de Maas en de Zusterkloosterbeek (Tabel 27). De soort werd in deze waterlopen met zekerheid niet meer waargenomen na 1989 (Achterste Neet), sinds 1989 (de Dommel) en voor 1989 (de Demer, de Dijle en de Maas). In de Zusterkloosterbeek werd lang geen afvissing gedaan. De laatste afvissingen in deze waterloop dateren van 2003, toen werd de waterloop op drie locaties elektrisch bevist zonder resultaat (Figuur 82).

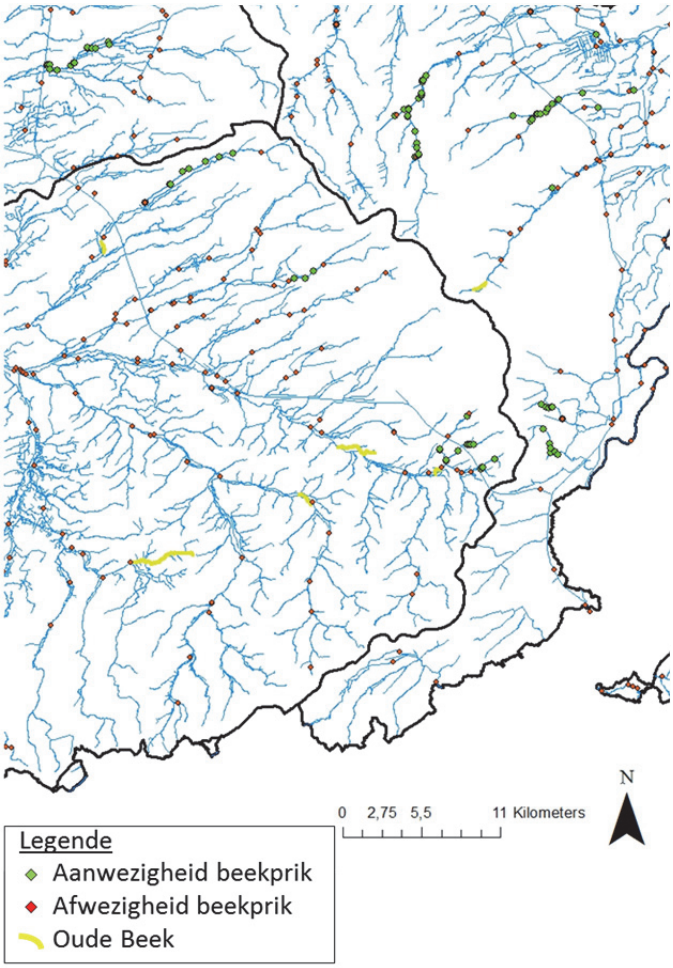
De afwezigheid van beekprik in de Achterste Neet na 1989 gaat gepaard met het verdwijnen van de soort uit enkele andere kleine zijlopen van de Kleine Nete, zoals de Looiendse Neet, de Voorste Neet en de Zwarte Neet. Deze waterlopen werden, in tegenstelling tot de Achterste Neet en op de Zwarte Neet na, echter niet meer afgevist na 1989. Seeuws (1996) vermeldt dat dit mogelijks te wijten is aan pesticiden, gezien de habitatstructuur en waterkwaliteit geen achteruitgang vertoonden in die periode. In 2003 en 2007 wordt de Zwarte Neet afgevist zonder succes, maar in 2010 wordt opnieuw beekprik geobserveerd in deze waterloop. Deze observatie is een sterk argument om ook de andere waterlopen opnieuw te evalueren op aanwezigheid van beekprik en om de habitatstructuur en waterkwaliteit van deze waterlopen te onderzoeken.



Figuur 82: Afwezigheid van Beekprik in de Zusterkloosterbeek in Limburg. Beekprik werd in de 19e eeuw waargenomen in de Zusterkloosterbeek. Pas in 2003 werd de aanwezigheid van beekprik opnieuw geëvalueerd, zonder succes.

2.
In enkele andere waterlopen werd de soort ook niet meer waargenomen tijdens de laatste afvissingen in 1989, maar deze waterlopen werden vaak ook sindsdien niet meer bemonsterd. Zoals onder puntje (1) besproken geldt dit voor de Looiendse Neet en de Voorste Neet. Andere waterlopen waar beekprik niet meer werd waargenomen sinds de jaren ’80 en of ’90 van vorige eeuw, maar die nadien niet meer geëvalueerd werden zijn: de Breiloop, de Busselziep, de Dalemansloop, de Holvense Beek en de Walebeek (Tabel 27). Het kan interessant zijn om de aanwezigheid van beekprik in deze waterlopen opnieuw te evalueren om de status afwezig te bevestigen of ontkrachten. De Dalemansloop werd recent (lente 2015) afgevist in het kader van een project. De resultaten van deze afvissing zijn nog niet vrijgegeven.

3.
Vervolgens zijn er nog enkele waterlopen waar beekprik bij de laatste afvissing werd waargenomen, maar waar zijn aanwezigheid sindsdien niet meer geëvalueerd werd (Tabel 27). Dit is het geval in de Vliet, de Dorenbosbeek en de Oude Beek. Wat de Oude Beek betreft is het niet duidelijk om welke beek het precies gaat, gezien er verschillende beken in Vlaanderen deze naam dragen (Figuur 83).



Figuur 83: Afwezigheid van evaluaties in de Oude Beek, hoewel in deze beek ooit beekprik waargenomen werd. Het is niet duidelijk om welke Oude Beek het gaat, er zijn verschillende waterlopen die deze naam dragen, maar geen enkele werd recent nog geëvalueerd op de aanwezigheid van beekprik.

4.

De waterlopen waar beekprik met zekerheid altijd aanwezig geweest is in Vlaanderen zijn: de Abeek, de Asbeek, de Bezoensbeek, de Bullenbeek, de Desselse Neet, de Gielisbeek, de Grote Nete, de Itterbeek, de Kapittelbeek, de Kleine Hoofdgracht, de Laambeek, de Munsterbeek, de Steenputbeek, de Terkleppebeek, de Verrebeek, de Wijshagerbeek, de Ziepbeek, de Zutendaalbeek en de Zwarte beek (Tabel 27). Niet in al deze beken werd in elk van de besproken periodes gevist, maar de laatste twee maal was er met zekerheid beekprik aanwezig.

Daarnaast zijn er nog enkele waterlopen waar vandaag met zekerheid beekprik aanwezig is, maar die eerder in de geschiedenis langere tijd niet bemonsterd werden, waardoor het niet zeker is of beekprik er altijd aanwezig geweest is. Het gaat hier om de afloop van de Asbeek, de Hanskenselsloop, de Kleine Nete, de Sassegembeek en de Schaagterziep, de Vellerloop, de Zeeploop en de Zwartebeek.

In volgende waterlopen is beekprik vandaag met zekerheid aanwezig, maar werd hij eerder in de geschiedenis niet altijd waargenomen tijdens bevissingen: de Krombeek, de Molenbeek stroomafwaarts van de Sassegembeek en de Warmbeek (Tabel 27). Of dit een gevolg is van een slechte afvissing of van het feit dat beekprik werkelijk afwezig was, is niet gekend.

5.

Tot slot vermelden we nog de waterlopen waar de densiteit aan beekprik één of een aantal keer tussen 1989 en 2015 gelijk aan of groter geweest is dan 100 beekprikken per 100 m (zie groene labels in Tabel 41 in bijlage). Dit zijn de Bezoensbeek tot en met 2004, de Munsterbeek in 2004, de Steenputbeek in 1996, de Verrebeek in 1996, de Ziepbeek in 2004 en 2009 en de Zwarte Beek in 1989, 1996 en 2003.

Opvallend en alarmerend is dat de populatie in de Steenputbeek sterk achteruit lijkt gegaan te zijn vanaf 1996. De waterloop werd nog regelmatig bevist in de jaren nadien, maar slechts één keer werd beekprik nog aanwezig bevonden. Er is echter geen densiteit beschikbaar voor deze vangst. Verder is het zo dat er in 2004 nog in 3 beken een hoge densiteit aan beekprik gevonden werd, terwijl dit in 2009 nog slechts 1 beek was en sindsdien nergens meer. Het is niet meteen duidelijk of dit een gevolg is van de vistechniek of een achteruitgang van beekprik.

Onze aanbevelingen naar evaluatie en bescherming van de beekprikwaterlopen toe, op basis van bovenstaande bespreking, worden samengevat in Tabel 28.

Tabel 27: Overzicht van het voorkomen van beekprik over verschillende tijdsperiodes in alle Vlaamse waterlopen waar ooit beekprik waargenomen werd. De resultaten zijn gebaseerd op gegevens uit volgende datasets: het Vis Informatie Systeem (www.vis.milieuinfo.be; INBO), de dataset met aanwezigheden van beekprik in Vlaanderen tot 2012 (ANB), de evaluatie van beekprik in Limburg in 2013 en 2014 door Thierry Gaethofs en de datasets van het INBO in het kader van het project trekvis, het project visdoorgangen, de depletiebevissingen van de Grote en Kleine Nete, het project vis herintroducties en de afvissingen in het kader van het project wetenschappelijke onderbouwing van het visserijbeleid en visstandsbeheer (X: aanwezigheid beekprik, zwart: afwezigheid beekprik, *NG*: geen afvissing, ?: onbekend).

	19e eeuw	1901-1989	1989	1989-1996	1996-2014
Abeek	?	**X**	**X**	**X**	**X**
Achterste Neet	**X**	**X**	**X**		
Afloop van de Asbeek	?	*NG*	*NG*	*NG*	**X**
Asbeek	?	**X**	**X**	**X**	**X**
Bezoensbeek	?	**X**	**X**	**X**	**X**
Breiloop	?	**X**	**X**		*NG*
Bullenbeek	?	**X**	**X**	**X**	**X**
Busselziep	?	**X**	**X**		*NG*
Dalemansloop	?	**X**	**X**		*NG*
Demer	**X**	?	*NG*		
Desselse Neet	?	**X**	**X**	**X**	**X**
De Vliet	?	**X**	**X**	*NG*	*NG*
Dijle	X	?	*NG*		
Dommel	?	**X**			

Dorenbosbeek	?	**X**	**X**	**X**	*NG*
Gielisbeek	?	**X**	**X**	*NG*	**X**
Grote Nete	?	**X**	**X**	**X**	**X**
Hanskenselsloop	?	**X**	*NG*	*NG*	**X**
Holvense Beek	?	**X**	**X**		*NG*
Itterbeek	?	**X**	**X**	**X**	**X**
Kapittelbeek	?	**X**	*NG*	**X**	**X**
Kleine Hoofdgracht	?	**X**	**X**	**X**	**X**
Kleine Nete	?	**X**	*NG*	*NG*	**X**
Krombeek	?	**X**	*NG*		**X**
Laambeek	?	**X**	*NG*	**X**	**X**
Looiendse Neet	?	**X**		*NG*	*NG*
Maas	**X**	?	*NG*	*NG*	
Molenbeek	?	**X**	?	?	?
Molenbeek stroomaf Sassegembeek	?	**?**	**X**		**X**
Molenbeek stroomaf Terkleppebeek	?	**?**	*NG*	**X**	**X**
Munsterbeek	?	**X**	*NG*	**X**	**X**
Oude Beek	?	**X**	*NG*	**X**	*NG*
Sassegembeek	?	**X**	*NG*	*NG*	**X**
Schaagterziep	?	**X**	*NG*	*NG*	**X**
Steenputbeek	?	**X**	**X**	**X**	**X**
Terkleppebeek	?	**X**	**X**	**X**	**X**
Vellerloop	?	**X**	*NG*	*NG*	**X**
Verrebeek	?	**X**	**X**	**X**	**X**
Voer	?	**X**	*NG*	**X**	**X**
Voorste Neet	?	**X**		*NG*	*NG*
Walebeek	?	**X**	**X**		*NG*
Warmbeek	?	**X**	**X**		**X**
Wijshagerbeek	?	**X**	**X**	**X**	**X**

Zeeploop	?	**X**	*NG*	*NG*	**X**
Ziepbeek	?	**X**	**X**	**X**	**X**
Zutendaalbeek	?	**X**	**X**	**X**	**X**
Zusterkloosterbeek	**X**	*NG*	*NG*	*NG*	
Zwarte Beek	?	**X**	**X**	**X**	**X**
Zwarte Neet	?	**X**	*NG*	*NG*	**X**
Zwartebeek	?	**X**	*NG*	*NG*	**X**

Tabel 28: Samenvatting aanbevelingen voor de evaluatie en bescherming van de Vlaamse beekprikwaterlopen o.b.v. de evolutie in aan- en afwezigheid van beekprik sinds het begin van vorige eeuw.

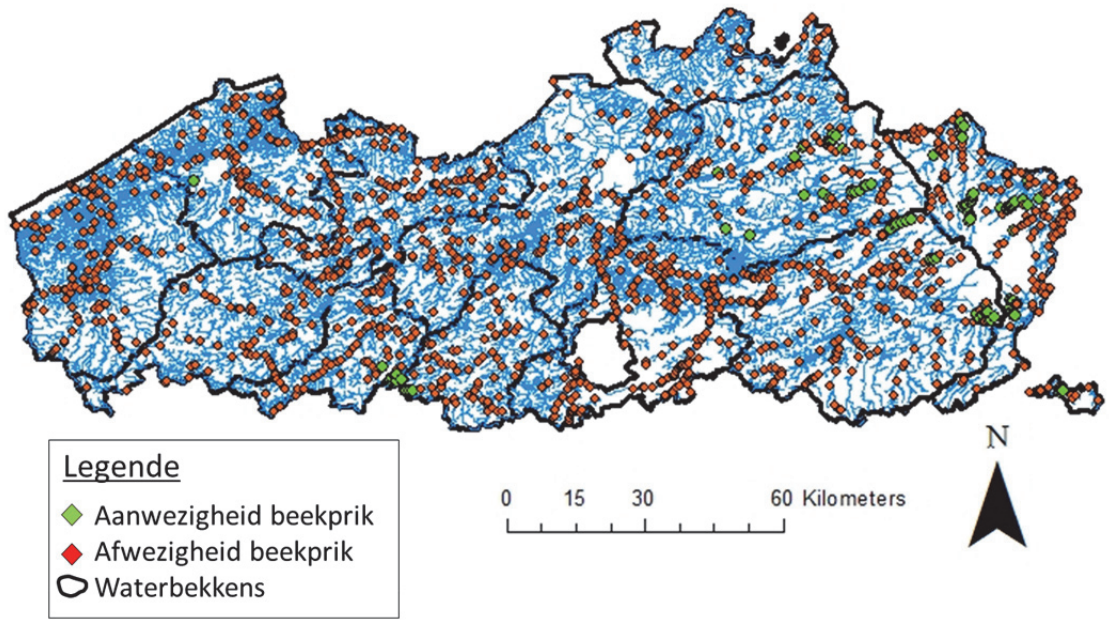
<u>Vlaamse waterlopen waar beekprik met zekerheid uitgestorven is:</u> Achterste Neet Demer Dijle Dommel Maas Zusterkloosterbeek
<u>Vlaamse waterlopen waar evaluatie van beekprik aan-of afwezigheid noodzakelijk (of gewenst, laatste blok) is:</u> Zekerheid nodig over afwezigheid: Looiendse Neet Voorste Neet Breiloop Busselziep Dalemansloop Holvense Beek Walebeek Zekerheid nodig over aanwezigheid: De Vliet Dorenbosbeek Oude Beek Hoge densiteiten in het verleden maar sinds 2010 niet afgevist: Bezoensbeek Munsterbeek Ziepbeek Zwarte beek

Vlaamse waterlopen waar beekprik vandaag aanwezig is (vet = hoogste densiteiten)):

Abeek
Afloop van de Asbeek
Asbeek
Bezoensbeek
Bullenbeek
Desselse Neet
Gielisbeek
Grote Nete
Hanskenselsloop
Itterbeek
Kapittelbeek
Kleine Hoofdgracht
Kleine Nete
Krombeek
Laambeek
Molenbeek stroomaf de Sassegembeek
Munsterbeek
Sassegembeek
Schaagterziep
Steenputbeek
Terkleppebeek
Vellerloop
Verrebeek
Warmbeek
Wijshagerbeek
Zeeploop
Ziepbeek
Zutendaalbeek
Zwarte beek
Zwartebeek

Dataset voor de ontwikkeling van de methode

Bij de actualisatie van de historische en huidige verspreiding van beekprik in Vlaanderen hielden we per jaartal ook rekening met de plaatsen waar elektrisch gevist werd zonder vangst van beekprik. Als verder onderzoek uitwijst dat een data-gedreven techniek toegepast moet worden om de meest bepalende variabelen voor de aanwezigheid van beekprik te bepalen, dan is er naast de aanwezigheid ook informatie nodig over de afwezigheid van beekprik. Figuur 84 geeft een overzicht van alle aan- en afwezigheden tussen 1989 en 2015.



Figuur 84: Overzicht van alle locaties waar elektrisch gevist werd in de Vlaamse waterlopen (exclusief kanalen) tussen 1989 en 2015 en waar wel (groen) of geen (rood) beekprik gevonden werd.

Keuze variabelen

Hier geven we eerst in Tabel 29 een overzicht van alle variabelen die mogelijk belangrijk zijn voor een evaluatie va de habitatgeschiktheid voor beekprik, en dit voornamelijk gebaseerd op de info uit de literatuurstudie naar ecologie van beekprik en de beschrijvingen van beekprikhabitat voor Vlaanderen en Nederland uit respectievelijk Seeuws (1996) en Spikmans et al. (2013). We geven voor iedere variabele aan of er al gegevens van beschikbaar zijn en onder welke vorm. + wat de kans is dat deze variabele "verbeterd" kan worden door aangepast management. Om deze tabel op te stellen en uiteindelijk de variabelen te selecteren baseren we ons op de twee bestaande SBPs (Seeuws en Van der Meeren).

Vervolgens wordt verder in het rapport op basis van deze lijst een keuze gemaakt van variabelen die we aan de methode voor Vlaanderen willen en kunnen toevoegen. We geven de beschikbaarheid van deze gegevens en indien ze niet beschikbaar zijn, stellen we een veldmethode voor om de gegevens te verzamelen.

Tabel 29: Overzicht van alle variabelen die mogelijk belangrijk zijn voor een evaluatie van de habitatgeschiktheid van beekprik op de ruimtelijke schaal (macro, meso en micro) waar ze verwacht worden invloed te hebben. Daarnaast ook per variabele een aanduiding of een aangepast beheer van de variabele mogelijk en potentieel succesvol is voor de uitbreiding van beekprik en de referenteis die naar het belang van iedere variabele verwijzen.

Macro **(schaal Vlaanderen)**	**Meso** **(schaal waterloop)**	**Micro** **(enkele m)**	**Management slaagkans**	**Opmerking**
Abiotiek - Hydromorfologie				
Migratie barrières	Migratie barrières		Hoog	Mateus et al. (2012) Spikmans et al. (2013) Goodwin et al. (2008) Seeuws (1996)
Lengte leefgebied	Lengte leefgebied		Hoog	Spikmans et al. (2013) Deze variabele houdt verband met de aanwezigheid van migratie barrières.
Breedte waterloop	Breedte waterloop		Laag	Goodwin et al. (2008)
Afstand tot grootste waterloop			-	Goodwin et al. (2008) Ferreira et al. (2013)
Meandering	Meandering		Matig	Spikmans et al. (2013)
Verhang (gradiënt)	Verhang (gradiënt)		Mogelijk om op meso-schaal iets te veranderen aan het verhang.	Ferreira et al. (2013)

Hoogteligging			-	Ferreira et al. (2013)
Artificiële bedding	Artificiële bedding		Hoog	Ferreira et al. (2013)
Huidig beheer	Huidig beheer		Hoog	Spikmans et al. (2013)
	Debiet		-	Spikmans et al. (2013): behalve totale debiet ook piekafvoeren in rekening brengen Ferreira et al. (2013): variatie in debiet op macro schaal, saag wetness index en stream power index
	Stroomsnelheid	Stroomsnelheid	Matig	Spikmans et al. (2013) Goodwin et al. (2008) Torgersen & Close (2004)
	Profielvorm		Laag	Spikmans et al. (2013)
Diepte	Diepte	Diepte	Matig	Spikmans et al. (2013)
	Substraat (kwalitatief)	Substraat (kwalitatief)	Onrechtstreeks via verbetering natuurlijke karakter van de stroom, vb. laten van dood hout, aanleg van meanders en riffles	Spikmans et al. (2013): % fijn grind/grof grind/ puin/zand/slib/detritus Ferreira et al. (2013): % zand/slib Torgersen & Close (2004)

	Substraat (kwantitatief)	Substraat (kwantitatief)		Goodwin et al. (2008): mediane korrelgrootte, % zacht substraat en % slib Seeuws (1996): phi-waarde en substraatheterogeniteit
		Sedimentdiepte	Onrechtstreeks	Goodwin et al. (2008)
	Holle oevers		-	Spikmans et al. (2013)
		Dood hout	Hoog	Spikmans et al. (2013)
	Beschaduwing	Beschaduwing	Laag	Spikmans et al. (2013) Goodwin et al. (2008)
	Landgebruik oevers		Hoog via aanleg bufferstroken	Ferreira et al. (2013)
Abiotiek - Waterkwaliteit				
Overstorten	Overstorten		Hoog	Spikmans et al. (2013)
Lozingen	Lozingen		Hoog	Spikmans et al. (2013)
	Zuurstofgehalte	Zuurstofgehalte	Hoog	Spikmans et al. (2013) Goodwin et al. (2008)
pH	pH		-	Spikmans et al. (2013) Goodwin et al. (2008)
	Watertemperatuur	Watertemperatuur	-	Spikmans et al. (2013) Goodwin et al. (2008)

Conductiviteit	Conductiviteit		Matig	Spikmans et al. (2013) Goodwin et al. (2008)
Fosfaat	Fosfaat		Hoog	Spikmans et al. (2013)
Stikstof	Stikstof		Hoog	Spikmans et al. (2013)
Ammonium	Ammonium		Hoog	Spikmans et al. (2013)
	Zware metalen		Hoog	Spikmans et al. (2013)
Biotiek				
Aanwezigheid beekprik				Mondelinge referentie
	Aanwezigheid beekprik			Mondelinge referentie
Afwezigheid beeprik				Mondelinge referentie
	Afwezigheid beekprik			Mondelinge referentie
Migratiecapaciteit				Mondelinge referentie (max. 3 km)
	Macroinvertebraten			Spikmans et al. (2013) vermeld dat dit een slechte indicator is voor de geschiktheid omwille van potentiële obstructies tot kolonisatie Goodwin et al. (2008)

Paaiplaatsen			Onrechtstreeks via verbetering natuurlijke karakter van de waterloop en waterkwaliteitsverbetering- of behoud	Spikmans et al. (2013) Torgersen & Close (2004)
Larven habitat			Onrechtstreeks via verbetering natuurlijke karakter van de waterloope en waterkwaliteitsverbetering- of behoud	Spikmans et al. (2013) Torgersen & Close (2004)
Begeleidende vissoorten			Matig, via slimme herintroductie van vis (predatoren)	Spikmans et al. (2013)
	Vegetatiecover	Vegetatiecover	-	Goodwin et al. (2008)

Overzicht beschikbare dataset voor verdere methode-ontwikkeling

In Tabel 30 worden de variabelen opgelijst die meegenomen zullen worden in de verdere ontwikkeling van een methode om in Vlaanderen de uitbreidingsmogelijkheden van beekprik te analyseren. De keuze van deze variabelen is enerzijds gebaseerd op het overzicht in Tabel 29, en anderzijds op de beschikbaarheid van de gegevens. Voor iedere variabele wordt aangegeven op welke ruimtelijke schaal hij geanalyseerd zal worden. Bij de keuze voor de ruimtelijke schaal wordt ook rekening gehouden met de beschikbaarheid van de gegevens. Gegevens die in het veld gemeten moeten worden kunnen niet gebruikt worden om op schaal Vlaanderen (grote schaal, tussen waterlopen) een analyse te doen omdat de gegevens slechts in een selectie van waterlopen opgemeten kunnen worden.

Tabel 30: Voorstel voor de variabelen die we in de ontwikkeling van een methode voor Vlaanderen willen meenemen, hun beschikbaarheid in termen van hoe en waar ze beschikbaar zijn en de schaal waarop de variabele onderzocht zal worden: groot = tussen de waterlopen vergelijken, klein = binnen de waterlopen vergelijken.

Gewenste variabelen	**Beschikbaarheid**	**Bron gegevens**	**Schaal**
Biotiek			
Beekprik aanwezigheid	326 meetpunten in totaal (jaartal gekend, tussen 1989 en 2015)	Geactualiseerde dataset (zie boven)	Groot en klein
Beekprik afwezigheid	4108 meetpunten in totaal	Geactualiseerde dataset (zie boven)	Groot en klein
Habitatstructuur			
Toegankelijkheid			
Antropogene migratiebarrieres (macro-schaal)	Koppeling nog niet gebeurd (via GIS)	GIS-laag VMM	Groot
Natuurlijke en antropogene (micro-schaal)	Opmeting nog niet gebeurd	Veldmeting	Klein
Stroomsnelheid			
Meting	Opmeting nog niet gebeurd	Veldmeting met stroomsnelheidsmeter	Klein
Huet-zonering	Gekoppeld	VHA GIS-kaartlaag (INBO)	Groot
Stromingsvariatie	Koppeling nog niet gebeurd (via GIS)	Hydromorfologie databank VMM	Klein
Substraat			
Kwalitatieve typering	Koppeling nog niet gebeurd (via GIS)	Hydromorfologie databank VMM	Groot
Substraat			

Korrelgrootte (phi-waarde en heterogeniteit)	Opmeting nog niet gebeurd	Veldmeting volgens methode Seeuws (1996)	Klein
Sedimentdikte	Koppeling nog niet gebeurd (via GIS)	Hydromorfologie databank VMM	Groot
Beschaduwing	Koppeling nog niet gebeurd (via GIS)	Hydromorfologie databank VMM	Groot
Aanwezigheid dood hout	Koppeling nog niet gebeurd (via GIS)	Hydromorfologie databank VMM	Groot
Aanwezigheid macrofyten	Opmeting nog niet gebeurd	Veldmeting	Klein
Breedte waterloop	Opmeting nog niet gebeurd	Veldmeting	Klein
Verhang (gradiënt)	Gekoppeld	VHA GIS-laag INBO	Groot
Meandering	Opmeting nog niet gebeurd	Veldmeting	Klein
Diepte	Opmeting nog niet gebeurd	Veldmeting	Klein
Organisch materiaal	Opmeting nog niet gebeurd	Veldmeting volgens methode Seeuws (1996)	Klein
Waterkwaliteit			
BZV	Koppeling nog niet gebeurd (via waterloopcode)	Dataset Gert Van Hoydonck (2011, 2012, 2013) Waterkwaliteit VMM (andere jaren)	Groot
CZV	Koppeling nog niet gebeurd (via waterloopcode)	Dataset Gert Van Hoydonck (2011, 2012, 2013) Waterkwaliteit VMM (andere jaren)	Groot
O_2	Koppeling nog niet gebeurd (via waterloopcode)	Dataset Gert Van Hoydonck (2011, 2012, 2013) Waterkwaliteit VMM (andere jaren)	Groot

Stikstof	Koppeling nog niet gebeurd (via waterloopcode)	Dataset Gert Van Hoydonck (2011, 2012, 2013) Waterkwaliteit VMM (andere jaren)	Groot
Fosfaat	Koppeling nog niet gebeurd (via waterloopcode)	Dataset Gert Van Hoydonck (2011, 2012, 2013) Waterkwaliteit VMM (andere jaren)	Groot
Ammonium	Koppeling nog niet gebeurd (via waterloopcode)	Dataset Gert Van Hoydonck (2011, 2012, 2013) Waterkwaliteit VMM (andere jaren)	Groot
Conductiviteit	Koppeling nog niet gebeurd (via waterloopcode)	Dataset Gert Van Hoydonck (2011, 2012, 2013) Waterkwaliteit VMM (andere jaren)	Groot
pH	Koppeling nog niet gebeurd (via waterloopcode)	Waterkwaliteit VMM (andere jaren)	Groot
Overige			
Beheer waterloop	?	Gert Van Hoydonck? Provincies?	Groot

De veldmetingen zullen verlopen zoals voorgesteld werd in Seeuws (1996), zodoende de resultaten van de metingen in 2015 te kunnen vergelijken met de metingen in 1996. Bij deze metingen wordt een traject van 50m opgemeten door 5 keer een transect te meten dwars op de waterloop en 10m uit elkaar. Ieder transect bevat 3 meetpunten: één in het midden van de waterloop en twee aan de kant. Per transect wordt het gemiddelde genomen van de waarden op deze 3 punten.
Afhankelijk van de schaal waarop onderzocht wordt, zullen de omgevingsgegevens gekoppeld worden aan de uitgebreide geactualiseerde dataset van beekprik (inclusief alle afwezigheden), of zullen ze gekoppeld worden aan de aanwezigheden van 10 geselecteerde waterlopen en de afwezigheden van 10 andere geselecteerde waterlopen.

2.6.4 Verder onderzoek

Hieronder geven we kort een overzicht van de to do's in het verdere onderzoek naar de evaluatie van de potenties voor areaaluitbreiding van de beekprik en het ontwikkelen van een methode daarvoor.

1. Koppeling van de gegevens uit Tabel 30 (grote schaal) aan de totale geactualiseerde dataset voor aan- en afwezigheid van beekprik in Vlaanderen.
2. Opmeting van de gegevens voor de analyse op de kleine schaal in de 20 geselecteerde waterlopen (Tabel 30).
3. Data-en statistische analyse van de dataset op grote schaal
4. Data-analyse van de dataset op kleine schaal
5. Validatie van de methode (model) op gegevens van Vlaamse waterlopen waar het model niet mee opgebouwd werd.
6. Selectie maken van te evalueren waterlopen. Enerzijds op basis van Tabel 28, anderzijds via een evaluatie van de hydromorfologie en waterkwaliteit van Vlaamse waterlopen op basis van expertkennis per variabele.
7. Toepassing van het model op deze waterlopen.
8. Analyse van de resultaten van de modeltoepassing
9. Aanbevelingen formuleren naar de bescherming en het beheer van beekprikpopulaties.

3 Hengelwateren

3.1 Draagkracht

3.1.1 Situering

Het agentschap voor Natuur en Bos (ANB) heeft de laatste 5 jaren verschillende adviesbureaus ingeschakeld om een selectief aantal kanalen en meren, belangrijk voor de hengelsport, te bemonsteren. Deze gebruiken naast elektro-visserij en fuiken ook andere technieken zoals o.a. sonar, kuil-, zegen- en kieuwnetvisserij. De biomassa wordt berekend op basis van de Bevist-Oppervlak-Methode (afgekort BOM). De BOM bepaalt de soortensamenstelling, de aantallen en de biomassa per hectare maar geven weinig zicht op de mogelijke draagkracht van het systeem. Dit deelluik zal een overzicht geven van de verschillende definities en types van draagkracht, de complexiteit van de factoren die de (vis)populaties beïnvloeden, mogelijke modellen en suggesties voor verder onderzoek.

3.1.2 Methode

- Literatuuronderzoek naar alle mogelijke factoren die een invloed kunnen hebben op de draagkracht van een viswater.
- Identificeren van onderzoeksnoden voor het verklaren van veranderingen in de draagkracht van Vlaamse viswateren.

3.1.3 Literatuurstudie draagkracht

"Waar beginnen?" is de eerste gedachte die opkomt bij het begin van een literatuurstudie. Beginnen bij het begin lijkt logisch, maar een "search" in Worlcat, Web of Science en Google Scholar naar "carrying capacity of aquatic systems" leverde honderden artikels naar de draagkracht van oceanen in het algemeen, draagkracht van visserijen met daarin de draagkracht naar bepaalde soorten, draagkracht en houdbaarheid van "open net pen" aquaculturen, modellen voor primaire productie in de biosfeer, theoretische modellen, tot heel specifieke literatuur naar de biomassa van één specifieke soort. Niettegenstaande deze artikels zeer interessant waren en velen bruikbaar bleken, bleef het concept "draagkracht" een vaag beginsel zonder echt de vinger op de pols te leggen. Beginnen bij het begin was eerder beginnen met de vraag "Wat is draagkracht?" en het antwoord blijkt niet zo eenvoudig.

Het begrip draagkracht ('carrying capacity') wordt in de ecologie op verschillende wijzen gebruikt en geïnterpreteerd. Kashiwa (1995) geeft een goed historisch overzicht van de toepassing van het begrip in de wetenschappelijke literatuur en hieraan zijn de hier vermelde definities grotendeels ontleend.

Draagkracht had oorspronkelijk betrekking op empirische schattingen van het typische maximum aantal individuen van een soort dat in een bepaald habitat voor kan komen (de natuurlijke evenwichtssituatie) onder invloed van zowel voedselomstandigheden maar met name ook bescherming tegen predators. Deze betekenis deed zijn intrede in de jaren '30 van de vorige eeuw, waarbij de dichtheidsafhankelijkheid duidelijk als sturende factor werd gezien. In de vijftiger jaren werd draagkracht direct gekoppeld aan, en gelijkgesteld met, de asymptoot van de logistische groeicurve van een soort of populatie. Het gaat hier om een specifiek theoretisch model, waarmee aantalsveranderingen van populaties in het laboratorium (onder constante omstandigheden van voedsel en ruimte) zich uitstekend lieten verklaren. Hoewel het moeilijk is hiervoor bewijzen te verzamelen, wordt vaak aangenomen dat logistische groei evenzo ten grondslag ligt aan de ontwikkeling en regulering van natuurlijke populaties.

MacCall (1990) hanteert een iets andere definitie: de populatiedichtheid waarbij de per capita populatiegroeisnelheid nul is. Hoewel niet strikt gerelateerd aan logistische groei, is

deze definitie feitelijk een afgeleide van de vorige, omdat ook bij de asymptoot van de logistische groei de groeisnelheid gelijk aan nul is. Ook bij deze formuleringen is dichtheidsafhankelijkheid (groei, reproductie, predatie) het verantwoordelijke mechanisme. Het probleem hierbij is echter dat het in alle gevallen om een dynamisch equilibrium gaat, omdat abiotische factoren fluctueren en daarmee ook alle biotische, dichtheidsafhankelijke factoren. De gevolgen zijn welbekend van (bijvoorbeeld) niet in fase fluctuerende predator- en prooipopulaties.

In de jaren 1980 kwam nog een nieuwe betekenis in zwang, waarbij niet meer de individuele soort als uitgangspunt genomen werd maar het ecosysteem. In deze betekenis kan draagkracht in empirische zin betrekking hebben op de productiviteit of totale biomassa van alle 'standing stocks' binnen de randvoorwaarden opgelegd door voedsellimitering en effecten van predatie en exploitatie. Binnen theoretische ecosysteemmodellen kan draagkracht ook betrekking hebben op andere maten van ecosysteem 'performance' (maximale energietransfer, minimale entropie, maximale dominantie etc.).

Meer recent wordt draagkracht zeer algemeen gedefinieerd als de maximale abundantie of biomassa van een specifieke soort met optimale somatische groei voor het in stand houden van de populatie, mits er voldoende voedsel aanwezig is over tijd (Grossman, 2012). Uit de literatuur blijkt echter dat er veel onzekerheid bestaat over de draagkracht van gewijzigde of natuurlijke habitats voor aquatische organismen, en wanneer de search toegespitst op “carrying capacity op lakes/canals/rivers” krijgt men literatuur over verschillende types draagkracht, afhankelijk van de noden die beantwoord moeten worden (Tabel 31).

Tabel 31: Selectie van verschillende types draagkracht voor meren, kanalen en rivieren met voorbeeld referenties

Type draagkracht	Indicatoren/factoren	Referenties
Recreational carrying capacity	Aantal boten, vissers, lawaai, zwemmers, wandelaars, toerisme.	Encouraging Paddling Participation through Canoe Trail Development in the Barmah Millewa Floodplain Forest, Australia (Townsend & Lawrence 2015); A model for predicting tourist carrying capacity and implications for fish conservation (Lee & Chang 2015)
Socio-economic carrying capacity	Socio-economische ontwikkeling, water kwaliteit, watershed management.	An integrated system dynamics model developed for managing lake water quality at the watershed scale (Hui et al. 2015)

Ecological/environmental carrying capacity	Aquaculture, invasieve soorten, verbindingen waterwegen, pollutie, soortenrijkdom, modellen.	Fluctuation of the Water Environmental Carrying Capacity in a Huge River-Connected Lake (Wang et al. 2015); Climate Change Influences Carrying Capacity in a Coastal Embayment Dedicated to Shellfish Aquaculture (Guyondet et al. 2014); Ecological carrying capacity for intensive tilapia (*Oreochromis niloticus*) cage aquaculture in a large hydroelectrical reservoir in Southeastern Brazil (Davida et al. 2015); Recovery of macroinvertebrate species richness in acidified upland waters assessed with a field toxicity model (Stockdale et al. 2014); A primer of fish habitat models (de Kerckhove et al. 2008); A review of recent developments in lake modelling (Jørgensen 2010); Draagkracht in het rivierengebied voor vogels en vissen: Productie van macrofauna in relatie tot sedimentverontreiniging en voedsel (De Lange et al. 2005); Predicting fish densities in lotic systems: a simple modeling approach (McGarvey et al. 2010)
Population carrying capacity	Bevolkingsdruk, pollutie, water consumptie, vis densiteit, invasieve soorten, voedselbeschikbaarheid, aquacultuur.	Fish population persistence in hydrologically variable landscapes (Bond et al. 2015); Ecological and life history traits of *Hemiodus orthonops* in the invasion process: looking for clues at home (Agostinho et al. 2015)

Water resource carrying capacity	Waterkwaliteit, pollutie, ecologische integriteit.	Assessing Recovery from Acidification of European Surface Waters in the Year 2010: Evaluation of Projections Made with the MAGIC Model in 1995 (Helliwell et al. 2014); Intercalibration of aquatic ecological assessment methods in the European Union: Lessons learned and way forward (Poikane at al. 2014); Nutrient Cycling in Lakes and Streams: Insights from a Comparative Analysis (Essington & Carpenter 2000)

Al met al is het duidelijk dat er binnen de ecologie geen unaniem aanvaarde betekenis van draagkracht bestaat en dat het gebruik van de term afhangt van de invalshoek van de onderzoeker of gebruiker. Misschien is een definitie op zich niet zo belangrijk. Het is echter wel belangrijk om te erkennen dat draagkracht geen stabiele eigenschap van een eenheid van het milieu is, maar de expressie van de interactie van de betrokken organismen met hun omgeving. Bovendien kan draagkracht van een ecosysteem schommelen in reactie op de eb en vloed van interacties die zich binnen het systeem afspelen (Daan, 2000; Edward en Fowle, 2013).

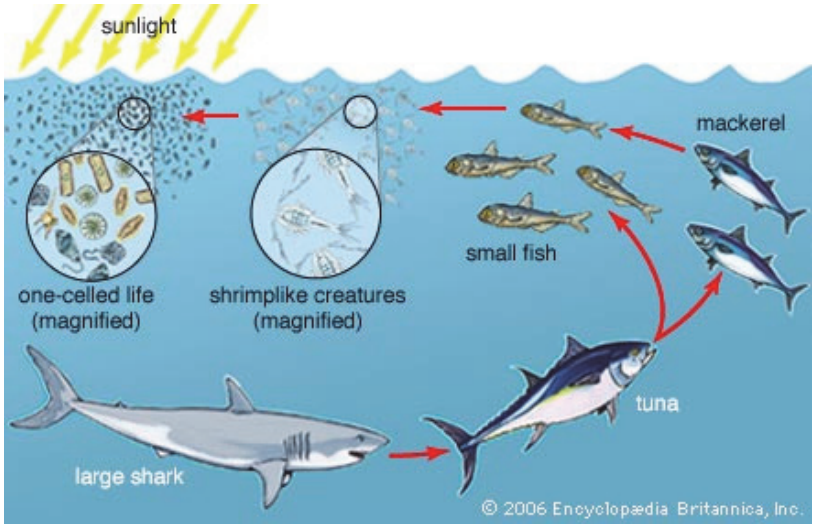
De focus van de search werd dan ook meer specifiek verschoven naar de verschillende factoren die samen met hun onderliggende interacties de draagkracht kunnen beïnvloeden. Er zijn namelijk twee typen factoren die verantwoordelijk kunnen zijn voor een plafond van de groei van een populatie: densiteitsafhankelijke factoren en densiteitsonafhankelijke factoren, die onderaan meer toegelicht worden. Het relatieve belang van de twee is onderwerp van discussie en waarschijnlijk varieert dit naargelang de omstandigheden en de bestudeerde soort.

Een **densiteitsafhankelijke** factor is een factor die belangrijker wordt naarmate de populatie groeit. Het exponentiële groeimodel veronderstelt ongelimiteerde hulpbronnen. Dit is natuurlijk onrealistisch want naarmate de populatie groeit, zullen de individuen het in werkelijkheid moeilijker krijgen om de energie te vinden die nodig is voor het levensonderhoud, de lichaamsgroei en de reproductie. Er bestaat een limiet aan het maximale aantal individuen van een bepaalde soort die een gegeven ruimte kan dragen. Incorporatie van de draagkracht in het exponentiële groeimodel geeft het logistisch groeimodel en voorspelt een S-vormige (sigmoïde) groeicurve. Het logistische groeimodel veronderstelt een vorm van intraspecifieke competitie: individuen van een zelfde soort die in conflict treden om een voedselbron. Naarmate de populatie groeit, wordt de competitie meer intens, waardoor de groeisnelheid daalt. De daling is evenredig met de intensiteit van de competitie en men zegt dat de groeisnelheid van de populatie densiteitsafhankelijk is.

Densiteitsonafhankelijke factoren hebben een invloed op de populatiegrootte, maar werken onafhankelijk van de densiteit van de populatie. De belangrijkste voorbeelden hebben te maken met het weer en het klimaat. Sommige populaties (van vele insecten, bijvoorbeeld) groeien exponentieel, zonder ooit de draagkracht van hun omgeving te bereiken, totdat hun aantallen gereduceerd worden door de weersomstandigheden.

De volgende vraag die volgt is logischerwijze "Hoe wordt draagkracht bepaald?". Draagkracht wordt bepaald op basis van kennis van de voedselketens en aansluitend op voedselwebben. Een voedselketen representeert de voedselstroom doorheen een

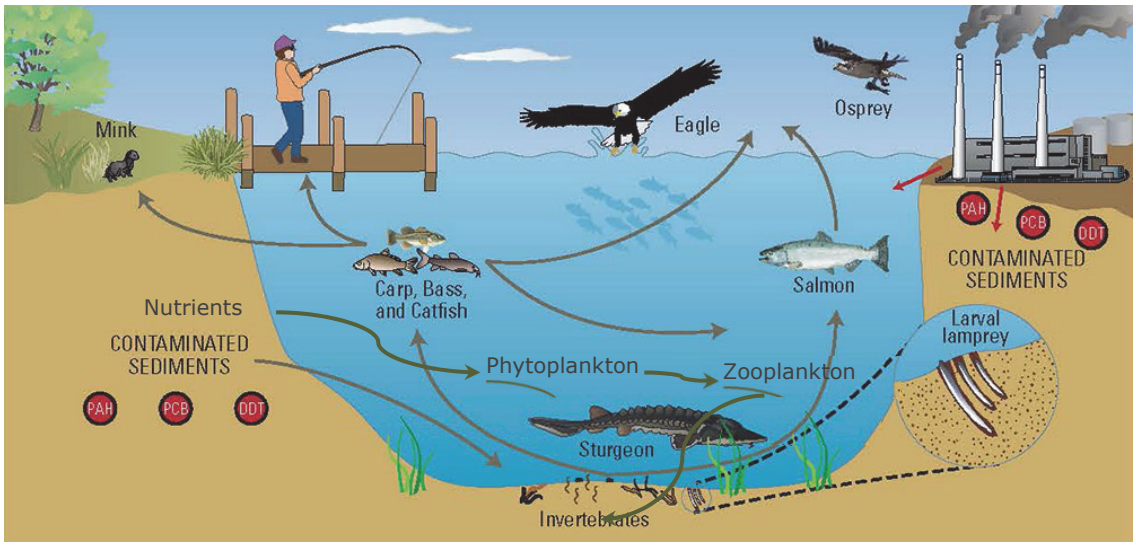
ecosysteem, waarbij de organismen van een lager trofisch niveau fungeren als voedsel van een hoger trofisch niveau enzovoort. Alle organismen die hun voedsel uit dezelfde bron halen behoren tot hetzelfde trofische niveau. De meeste ecosystemen omvatten drie, vier of vijf van die trofische niveaus. Het niveau dat uiteindelijk alle andere niveaus voorziet van voedsel, wordt gevormd door de primaire producenten. Deze voedselketens (Figuur 85) grijpen op een vrij complexe manier in elkaar en vormen een voedselweb (Figuur 86). Voedselwebben variëren natuurlijk tussen systemen en zelfs binnen eenzelfde kanaal variëren de voedselstromen van plaats tot plaats en van seizoen tot seizoen (Lammens, 2001). Omdat hoger in de voedselketen steeds meer energie verloren gaat, wordt vaak van een voedselpiramide gesproken.



Figuur 85: Een voedselketen bestaande uit 6 schakels.

Draagkracht in zoetwatersystemen, vaak uitgedrukt als hoeveel vissers en vissen, hoeveel visetende vogels, mosseletende vogels en plantenetende vogels er in een waterlichaam kunnen voorkomen, wordt dus op de eerste plaats bepaald door de hoeveelheid voedsel die geproduceerd kan worden en hoe dit voedsel verdeeld wordt over de verschillende voedselketens. De draagkracht van bv. aalscholvers hangt af van de productie van de specifieke prooivissen en hoe deze 'verdeeld' worden tussen vissers, aalscholvers en andere gegadigden. Spiering wordt bv. niet alleen gegeten door snoekbaars maar ook door futen, en andere visetende vogels, en soms ook door baars en aal. Snoekbaars eet soms ook blankvoorn of baars, die weer ander voedsel eten dan spiering. Een ander voorbeeld zijn de algen die nutriënten consumeren en vervolgens drie voedselketens kunnen ingaan:

1. zoöplankton-planktonetende vis –> roofvis en visetende vogels/visserij
2. driehoeksmosselen –> driehoeksmosseletende vogels
3. bodemdieren en bodemfauna etende vis –> roofvis en visetende vogels/visserij.



Figuur 86: Voorbeeld van een voedselweb.
(https://usresponserestoration.wordpress.com/tag/wildlife/page/2/)

Wanneer men terugkomt op de definitie van draagkracht is het belangrijk deze van Antrop (1991) te benadrukken. Hierin werd draagkracht als volgt gedefinieerd: het maximaal aantal individuen van een populatie dat in een bepaald (gesloten) gebied kan blijven leven met een bepaald niveau van levenskwaliteit dat in stand wordt gehouden zonder dat er een irreversibele milieudegradatie optreed en zonder dat de populatie afneemt. Deze omschrijving impliceert de verschillende factoren waarmee rekening moet gehouden worden. Vooreerst is er de aard van de populatie: voor elke populatie zal de draagkracht anders zijn. Dan is er de omschrijving van de ruimte (habitat) dat de populatie moet dragen. Vervolgens is er peil van de levenskwaliteit (conditie) en tenslotte is er de wisselwerking met het milieu waarvan de duurzaamheid bepaald wordt door het minstens in stand houden van de gegeven populatie.

Gezien de complexiteit van factoren die populaties beïnvloeden is het onmogelijk om een generalisatie te maken van de factoren die de draagkracht bepalen, aangezien deze zullen variëren in tijd en plaats, en afhankelijk zijn van de betrokken soort. Bovendien zal de betekenis van draagkracht ook afhangen van de invalshoek van de onderzoeker of gebruiker. Wanneer draagkracht echter gerelateerd wordt aan een bepaalde levensfase en beperkt gebied, wordt er feitelijk teruggevallen op de oorspronkelijke betekenis van het typische maximum aantal individuen van een soort dat in een bepaald habitat kan voorkomen, maar het heeft een connotatie van 'maximaal mogelijke productie'. Nutriënten staan aan de basis van alle voedselketens en de **productie** in een ecosysteem bepaalt vervolgens hoe deze nutriënten zich vertalen in draagkracht. Productie is ook een geschikte manier om veranderingen in populatie, gemeenschap of ecosysteem te meten. Productie kan namelijk gezien worden als een geïntegreerde maat voor het "succes" van een populatie of gemeenschap. Bijgevolg kan productie van een groep organismen gezien worden als een goede maatstaf om draagkracht te kwantificeren. Het kan hierbij gaan om de productie van algen in het water maar ook om die van de bodemorganismen die op en in sediment leven. Een belangrijke vraag is dan ook welke factoren de productie in een ecosysteem bepalen (bv. verontreiniging, voedselbeschikbaarheid, waterkwaliteit, habitatkwaliteit,...).

De productie wordt berekend op basis van een aantal factoren: dichtheid, biomassa, groeisnelheid, reproductie, overleving en leeftijd bij reproductie, waarbij biomassa en groeisnelheid de belangrijkste factoren zijn. De meest gebruikte methode om productie te meten is om alle bemonsterde organismen tot op soort te determineren en van elk individu het gewicht te bepalen (meestal door lengte te meten en dit met lengtegewicht relaties om te rekenen naar gewicht). Hiermee kan per soort de productie worden berekend, maar het is

wel een zeer arbeidsintensieve methode. Om die reden wordt vaak slechts de productie van een bepaalde groep organismen bepaald. De Lange et al. (2005) onderzocht en vergeleek bv. de draagkracht in 2 meren aan de hand van de productie van bodemorganismen. Hierbij werd de productie geschat als biomassatoename per taxonomische groep (en niet per soort) in de afwezigheid van predatie door vissen en watervogels. Dergelijke aanpak is minder arbeidsintensief en vereist minder specifieke determinatiekennis. Bovendien werd in deze studie ook het effect van predatie uitgesloten door het gebruik van exclosures waarbinnen invertebraten niet kunnen gepredeerd worden.

Door de complexiteit van een allesomvattend draagkrachtmodel is dergelijk model tot op heden nog niet ontwikkeld voor kanalen of stilstaande wateren. Er bestaan echter wel een aantal studies die, in analogie met de aanpak van De Lange et al. (2005), de draagkracht inschatten op basis van de productie van een deel van het voedselweb. Jørgensen (2010) geeft een overzicht van de verschillende gepubliceerde en gevalideerde modellen voor meren. Om draagkracht te kwantificeren gebruiken sommige auteurs bijv. de verschillende nutrienten cycli, de productie van functioneel fytoplankton of van meerdere groepen zooplankton, maar anderen steunen bv. op het kwantificeren van de competitie tussen fytoplankton en macrofyten.

Samengevat is het opstellen van een draagkrachtmodel of het bepalen van de draagkracht van een kanaal of stilstaand water dus een complexe opdracht waar geen eenduidige methode voor is ontwikkeld. Desalniettemin zijn er een aantal factoren die de draagkracht van een systeem mee kunnen beïnvloeden, en bijgevolg dienen beschouwd te worden in een draagkrachtstudie. Hieronder geven we een overzicht van deze factoren, waarbij we met een aantal voorbeelden hun belang voor de draagkracht illustreren.

3.1.4 Factoren die de draagkracht kunnen beïnvloeden (onderzoeksnoden)

Waterkwaliteit en nutriëntenstatus

In de jaren 90 waren veel Vlaamse wateren zo goed als dood, maar in de laatste 2 decennia hebben waterzuiveringsmaatregelen het ecologisch herstel van veel Vlaamse wateren in de hand gewerkt. Uiteraard is dit gepaard gegaan met verschuivingen in de voedselwebben naarmate de kwaliteit van het water en de bodem steeds beter werd. Hoewel er over de jaren een markante daling was in vervuiling en nutriënteninput, zijn de nutriënten en meer bepaald fosfor tot op heden niet limiterend. Met waarden boven 0,1mg/l voor fosfor, > 2,4mg/l stikstof en waarden > 15µg/l voor chlorofyl a zijn de kanalen nog steeds grotendeels eutroof (van Puijenbroek et al., 2010) en kunnen veranderingen in visbiomassa niet te wijten zijn aan een tekort in primaire productie (Figuur 87: voorbeeld nutriënten – andere kanalen vertonen zelfde trend: zie bijlage).

Daarom is het van belang de voedselwebben te ontrafelen voor de verschillende Vlaamse wateren. Het is belangrijk te weten of de primaire producenten fytoplankton, benthische algen of macrofyten zijn, aangezien deze aan de basis liggen van soms heel complexe trofische structuren en uiteindelijk de vissoortensamenstelling en biomassa zullen bepalen.

Fysische habitatcondities

De primaire producenten maar ook andere aquatische organismen hangen op hun beurt af van de habitatstructuur. De mate waarin een habitat geschikt is voor een organisme bepaalt de draagkracht van dit habitat. Deze geschiktheid wordt gestuurd door een aantal variabelen die soortspecifiek zijn, zoals diepte, stroomsnelheid, bodemsubstraat, ...

Het sediment van de waterbodem is bv. voor macrofauna belangrijk als habitat. Sommige invertebraten prefereren grootkorrelig sediment, waarbij zuurstofuitwisseling wordt vergemakkelijkt en de tussenruimten benut worden als bescherming tegen predatoren. Het sediment kan ook dienen als hechtingsplaats voor o.a. bivalven. In relatie tot substraattype

zijn zowel korrelgrootte van de minerale component van belang, als de aard en hoeveelheid van de organische component. De sedimentstructuur is van belang voor soorten die een tunnel graven maar ook voor muggenlarven die een kokertje maken is de korrelgrootteverdeling van belang.

Een eerste voorbeeld van interacties die het bepalen van draagkracht complex maken is de interactie tussen de habitatgeschiktheid en de vervuilingsgraad van een sediment. In talrijke waterlopen bevatten de sedimenten nog steeds hoge concentraties polluenten, dit terwijl de kwaliteit van het water de laatste decennia sterk verbeterd is. Malarvannan et al. (2014; en referenties hierin) concludeerden bv. in hun studie over de distributie van persistente contaminanten zoals PCBs, PBDEs of HBCDs dat de concentraties variëren tussen de staalnameplaatsen, maar alarmerend hoog liggen in industriële hotspots. Over het effect van sedimentverontreiniging op productie is nog weinig bekend.

Anderzijds kunnen naast deze abiotische habitatcondities ook biotische elementen bijdragen tot de geschiktheid van een habitat. Een belangrijke habitatvariabele in deze context is bv. de aan- of afwezigheid van water- en oeverplanten. Wanneer we de relatie tussen deze planten en invertebratengemeenschappen beschouwen, zien we over het algemeen in de waterplantzone (litoraal) een hogere soortenrijkdom, dichtheid en biomassa van macrofauna dan in het open water (profundaal).

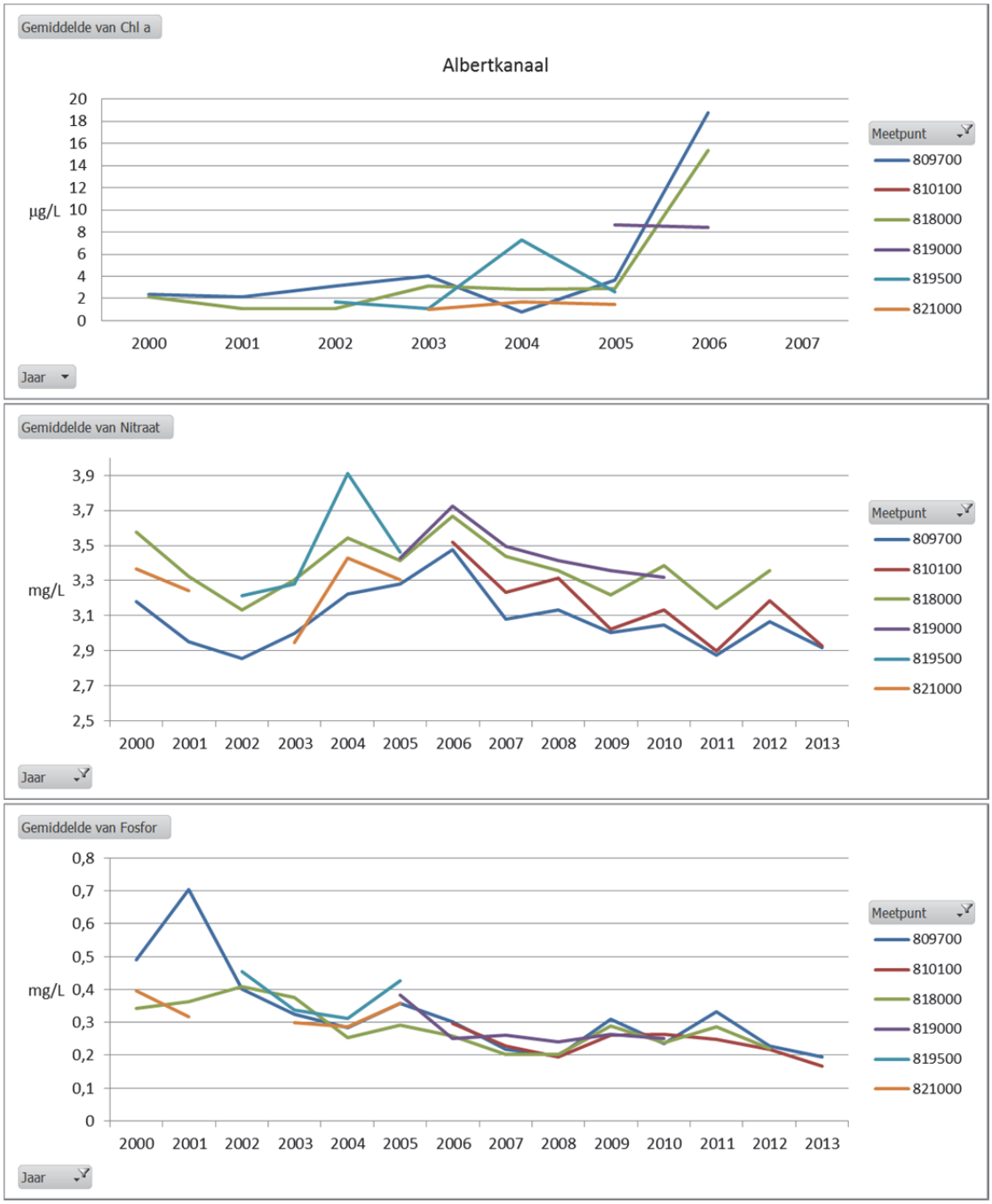
Het belang van waterplanten kan bv. voor meren beschreven worden d.m.v. een aantal vuistregels (De Lange et al., 2005):

- De zone met waterplanten (litoraal) heeft vaak een rijke macrofauna soortengemeenschap met een grote zuurstofvraag. Er is een grote heterogeniteit aan substraat, een grote soortendiversiteit en er zijn veel interacties tussen de organismen. De zone buiten de waterplanten (profundaal) is over het algemeen meer homogeen, met een lagere soortendiversiteit en minder interacties tussen de organismen.

- Als er eutrofiëring optreedt in een systeem zal de soortenrijkdom van benthische macrofauna in de litorale zone afnemen en wordt de profundale zone belangrijker voor de soortendiversiteit en biomassa.

Een ander biotisch element dat de fysische habitatkwaliteit in kanalen significant kan beïnvloeden is de oevervegetatie. Bomen langs de oever veranderen het aquatisch microklimaat en zorgen voor lagere watertemperaturen (Florsheim et al., 2008). Voor een optimale ecologische ontwikkeling van de rivieroevers dient men te streven naar het maximaal behoud van de natuurlijke oevers (zonder dijklichaam) en de toepassing van NTMB-oevers waar de ontwikkeling van natuurlijke oevers niet mogelijk is. Glooiende ondiepe oevers bieden bovendien paaiplaatsen voor vis alsook schuilplaatsen voor zoöplankton en juvenielen waardoor meerdere vissoorten de kans krijgen zich te ontwikkelen.

In de sterk gewijzigde situatie van de Vlaamse rivieren en kanalen, waarbij natuurlijke oeverzones op veel plaatsen vervangen werden door dijken, een onevenwichtig sedimenttransport heerst en scheepvaart een grote impact uitoefent op de oever, is oevererosie vanuit veiligheidsoverwegingen meestal niet wenselijk. Oeververdedigingen worden geplaatst om het erosieproces een halt toe te roepen waardoor de kanalen meestal gekenmerkt zijn door lange rechte trajecten met onnatuurlijke, steile oevers al dan niet onderhevig aan sterke golfslag waardoor oevervegetatie en macrofyten met geassocieerde fauna weinig kans hebben tot ontwikkeling. De draagkracht voor plantenminnende vissen wordt in dergelijk systeem dan ook snel overschreden.



Figuur 87: Nutriënten in het Albertkanaal.

Voedselbeschikbaarheid

Een cruciale factor in het bepalen van draagkracht is het kwantificeren van de voedselbeschikbaarheid voor alle elementen van het voedselweb. Afhankelijk van het beschouwde organisme kan voedselbeschikbaarheid staan voor de concentratie van nutriënten, de aanwezigheid van prooien of de hoeveelheid organisch materiaal. Sommige soorten, zoals wormen en muggelarven, halen hun voedsel bv. grotendeels uit het organisch materiaal in het sediment. Dit organisch materiaal is afkomstig van: 1) sedimenterend fytoplankton, 2) waterplanten en algen, 3) de microbiële gemeenschap op en in het sediment, en 4) terrestrische planten en dieren die in het water terechtgekomen zijn.

Voor de meeste soorten is de grootte van het organisch materiaal bepalend om het als voedsel op te kunnen nemen. De kwaliteit van het voedsel is vervolgens verantwoordelijk voor hoe goed ze er op kunnen groeien.

De complexiteit van de eerder besproken voedselketens en –webben wordt aangetoond aan de hand van dubbele rol die sommige elementen kunnen spelen: zo zijn bepaalde variabelen zowel bepalend voor de kwaliteit van het fysisch habitat als voor de voedselbeschikbaarheid. Waterplanten fungeren bv. zowel als schuilplaats of aanhechtingsplaats als bron van voedsel in het voedselweb. Een ander voorbeeld is het organisch materiaal afkomstig van oevervegetaties, wat de primaire voedselbron vormt voor vele invertebraten en vissen.

Ecologische interacties

Het voorkomen van aquatische organismen wordt enerzijds bepaald door omgevingsfactoren zoals de waterkwaliteit, fysische habitatgeschiktheid en voedselbeschikbaarheid, en anderzijds door ecologische interacties. De omgevingsfactoren bepalen welke soorten potentieel kunnen voorkomen. Ecologische interacties, met name competitie en predatie, bepalen welke soorten daadwerkelijk voorkomen. Deze interacties verbinden de verschillende elementen binnen het voedselweb. Macrofauna vormen bv. een belangrijke schakel in het voedselweb: ze bewerkstelligen de afbraak van organisch materiaal doordat ze detritus, algen, bacteriën en schimmels eten, en worden zelf weer door vissen en watervogels gegeten. Tabel 32 geeft een overzicht van de voedselvoorkeur van een aantal vispredatoren.

Tabel 32: Voedselvoorkeuren van een aantal evertebrate en vispredatoren. Gegevens macrofauna uit De Pauw & Vannevel (1991); gegevens vissen uit Lammens (1986) en website OVB (http://www.visenwater.nl/).

Predator	Voorkeur	Alternatief	opmerking
Brasem	Benthos (bij lichaamsgrootte >20cm)	Zooplankton (bij lichaamsgrootte <10cm)	Zeer geschikt voor het prederen op benthos
Blankvoorn	Macrofauna (bij lichaamsgrootte >15cm)	Zooplankton (bij lichaamsgrootte <15cm)	Gespecialiseerd in slakken en mosselen, kan ook vegetarisch leven
Ruisvoorn	Slakjes, kreeftachtigen, insecten, planten	Zooplankton bij kleinere lichaamsgrootte	Voorkeur voor helder water met afwisseling waterplanten en open stukken
Kolblei	Macrofauna (bij lichaamsgrootte >10cm)	Zooplankton (bij lichaamsgrootte <10cm)	Kan ook slakken en mosselen eten, maar minder goed als blankvoorn
Pos	Muggenlarven (bij lichaamsgrootte > enkele cm)		Kan prooien individueel localiseren, waarschijnlijk via zijlijn orgaan of reuk
Zeelt	Molluscen		Voorkeur voor plantenrijk water
Kleine modderkruiper	Wormen, insectenlarven, slakken, kreeftachtigen, detritus		Zeldzaam, met een voorkeur voor schoon, helder water

Klimaatverandering

Er moet ook rekening gehouden worden met de klimaatsverandering wanneer de draagkracht over langere termijn geschat wordt. Klimaatverandering zal verschuivingen in het nutriëntenaanbod en in de voedselwebben veroorzaken. In hun review hebben Mooij et al. (2005) aan de hand van een lange tijdsreeks analyses van fysische en biologische kenmerken van zoetwaterecosystemen in Noord-Europa aangetoond dat de klimaatverandering invloed zal hebben op de winterconcentraties van nitraat en stikstof, op de concentratie van opgeloste fosfor, en op de timing van de seizoensgebonden successie van fytoplankton en zoöplankton. Ze concluderen dat één van de meer opvallende gevolgen van de klimaatverandering op de draagkracht de ontkoppeling is van de fenologie van gastheren en parasieten, of roofdieren en prooi, met als gevolg directe effecten op de draagkracht van de betrokken populaties. Hogere temperaturen zullen fysiologische processen zoals fotosynthese en ademhaling beïnvloeden, mogelijk resulterend in een grotere draagkracht van primaire producenten in ondiepe meren. Algemeen wordt verwacht dat de klimaatsverandering een aantal eutrofiërende effecten zal genereren.

Invasieve soorten

Een ander aspect waar rekening mee moet gehouden worden is de opmars van invasieve soorten die de productie aan de basis van een voedselweb kunnen beïnvloeden zoals *Corbicula* spp., een invasieve mollusk waarvan de biomassa in de Maas het laatste decennium sterk is toegenomen. Deze toename is gepaard gegaan met een sterke daling in chlorofyl a en zoöplankton, hoewel fysische en chemische factoren onveranderd bleven, wat deed vermoeden dat *Corbicula* de oorzaak was. De simulaties van Pigneur et al. (2014) bevestigden dat *Corbicula* een effect heeft op de primaire productie door het filteren van fytoplankton, met effecten op de waterkwaliteit en nutriëntencycli als gevolg. De auteurs benadrukken dat het effect op consumentenniveau meer moet onderzocht worden omdat de mollusken de potentie hebben voedselwebben en biochemische cycli te veranderen. Aangezien onder andere het Albertkanaal gevoed wordt door Maaswater kan het voedselweb binnen dit systeem ook gemodificeerd zijn door de input van sterker gefilterd water in vergelijking met 10 jaar geleden. Verder moet onderzocht worden of de densiteit van *Corbicula* in andere waters ook sterk is toegenomen.

Hogerop de voedselketen zijn in Vlaamse wateren de densiteiten van de invasieve amfipood *Dikerogammarus villosus* sterk toegenomen de laatste decennia. De kanalen in het oosten zijn uiterst gevoelig aan kolonisatie door hun onderlinge connectiviteit en zijn geschikt voor *D. villosus* (Messiaen et al., 2010). Macneil et al. (2013) observeerde dat de aankomst van *D. villosus* gepaard ging met drastische veranderingen in de samenstelling van de macrofaunagemeenschap en een sterke daling in de aanwezigheid van residente taxa, ondanks de verbeterde waterkwaliteit. In hun labexperimenten predeerde *D. villosus* veel efficienter en veel sneller dan de residente soorten.

Ook bij de vissen kunnen invasieve exoten de productieketen en dus de draagkracht grondig verstoren. *Neogobius melanostomus* voedt zich met veel taxa waaronder zoöplankton (als juvenielen), macrobenthos, kleine vissen en de eieren en larven van de grote vissen (Verreycken, 2013). Verschillende gevoelige inheemse soorten kunnen sterk lijden onder predatie van eitjes door de zwartbekgrondel. Deze impact zal voornamelijk gevoeld worden door kleine bodemvissen zoals de rivierdonderpad *Cottus perifretum* en zoetwatermosselen. Hoewel de effecten in België voornamelijk te wijten zijn aan competitie en predatie, kunnen pathogeenvervuiling, verstoring van trofische interacties en veranderingen in nutriënten/toxische recyclage ook een belangrijke rol spelen (Verreycken, 2013).

3.1.5 Suggesties voor verder onderzoek

In het kader van de EU Kaderrichtlijn Water bemonsteringen zijn gegevens beschikbaar over de verschillende elementen van het voedselweb in onze waterlopen (o.a. verzameld door de Vlaamse Milieumaatschappij, de universiteiten, de provincies, ANB en het INBO) (Tabel 33). De verzamelde data vormt een goede basis voor het creëren van voedselwebben waardoor causale factoren die de uiteindelijke draagkracht van het systeem bepalen, beter begrepen zullen worden. Er is echter een gebrek aan centralisatie en afstemming van de verschillende bemonsteringen. Zo worden de verschillende elementen van het voedselweb in een waterloop niet tegelijkertijd en vaak ook niet op dezelfde locatie in de waterloop bemonsterd. Bovendien worden de data beheerd door een brede waaier aan stakeholders, wat het samenbrengen van deze data en integratie in een draagkrachtmodel bemoeilijkt. Doorgedreven afstemming van deze bemonsteringen op elkaar zou ertoe kunnen leiden dat hoog-kwalitatieve data worden verzameld, die toelaten om een betrouwbare inschatting te maken van de draagkracht.

Tabel 33: Biologische kwaliteitselementen die momenteel in Vlaanderen worden gemeten in het kader van de Kaderrichtlijn Water monitoring. Bron: Triest et al. (2008)

Organismen	Rivieren	Vijvers	Periode bemonstering
Fytoplankton		Samenstelling, abundantie en biomassa	Maart tot september
Macrofyten	Samenstelling en abundantie	Samenstelling en abundantie	Juni tot september
Fytobenthos	Samenstelling en abundantie	Samenstelling en abundantie	Maart-april
Bentische ongewervelde fauna	Samenstelling en abundantie	Samenstelling en abundantie	Maart tot oktober
Vissen	Samenstelling, abundantie en leeftijdsopbouw	Samenstelling, abundantie en leeftijdsopbouw	Maart tot oktober

3.2 Biomassa

3.2.1 Situering

Dit deelluik beoogt een inschatting te maken van mogelijke trends van de biomassa in de beschikbare data van de bemonsteringen van de hengelwateren. Hiervoor werden zoveel mogelijk beschikbare gegevens verzameld voor stilstaande wateren en kanalen in Vlaanderen. Deze gegevens werden bijeengebracht in één grote meta-tabel. Een synopsis van deze gegevens is weergegeven in Tabel 34.

Algemeen zijn er twee verschillende instanties die de voorbije jaren visbestandsopnames hebben uitgevoerd op de kanalen en stilstaande wateren in Vlaanderen: het Instituut voor Natuur en Bosonderzoek (INBO) en het Agentschap voor Natuur en Bos (ANB), dat de bemonstering in onderaanneming liet uitvoeren door drie Nederlandse studiebureaus: ATKB, Tauw en VisAdvies.

De metingen van het INBO kaderen in de wettelijk verplichte Kaderrichtlijn Water monitoring. Hiervoor worden op geregelde tijdstippen dezelfde locaties bemonsterd met

behulp van elektrovisserij en fuiken. De resultaten worden in de rapporten weergegeven als catch per unit effort (CPUE). De visbiomassa kan hieruit niet berekend worden aangezien het bij deze technieken niet duidelijk is welke oppervlakte precies bemonsterd wordt. Desalniettemin wordt steeds op een standaard manier te werk gegaan, waarbij een vast aantal fuiken over een traject met vaste lengte wordt verspreid, en een vaste oeverlengte elektrisch wordt bevist. Hierdoor is het wel mogelijk trends te bekijken in INBO's CPUE data en zo een indicatie te krijgen van eventuele veranderingen in soortensamenstelling, dominante soorten en hun abundantie.

Als aanvulling op de visbestandsopnames van het INBO, heeft het Agentschap voor Natuur en Bos (ANB) de laatste 5 jaren verschillende adviesbureaus ingeschakeld om een selectief aantal kanalen en meren te bemonsteren. Deze gebruiken naast elektrovisserij en fuiken ook andere technieken zoals o.a. sonar, kuil-, zegen- en kieuwnetvisserij. De biomassa (Tabel 34) wordt berekend op basis van de Bevist-Oppervlak-Methode (afgekort BOM). De BOM bepaalt de soortensamenstelling, de aantallen en de biomassa per hectare. De leeftijdsopbouw wordt bepaald op basis van lengtemetingen aan de vangsten (Bijkerk 2010). De BOM is voorgeschreven voor het toepassen van KRW-maatlatten voor meren, kleine rivieren, beken en stilstaande lijnvormige wateren en is voor het eerst beschreven in het 'Handboek Visstandsbemonstering' (Klinge et al., 2003).

3.2.1 Methodes

Analyse van de beschikbare data

Om een inschatting te maken van mogelijke trends van de biomassa in de beschikbare data van de bemonsteringen van de hengelwateren, moet een onderscheid gemaakt worden tussen werkelijk waargenomen trends (verklaarbare variatie in de data) en ruis. Door de ruis te kwantificeren kunnen we de verklaarbare variatie in de data blootleggen. Aangezien het aantal verzamelde datapunten te laag is om een uitgebreide statistische analyse te doen, kunnen we een inschatting maken van de ruis op de biomassametingen door 3 verschillende soorten ruis of spreiding te kwantificeren:

- de intraruimtelijke spreiding S_{Ri}: dit is de spreiding op de biomassa binnen hetzelfde pand van hetzelfde kanaal in hetzelfde jaar;
- de interruimtelijke spreiding S_R: dit is de spreiding op de biomassa tussen verschillende panden van hetzelfde kanaal in hetzelfde jaar;
- de temporele spreiding S_T: dit is de spreiding op de biomassa van hetzelfde pand uit hetzelfde kanaal over verschillende jaren.

Analyse van deze spreiding toont dat de spreiding binnen hetzelfde pand en hetzelfde jaar gemiddeld 34,1kg/ha bedraagt, terwijl dit binnen hetzelfde kanaal reeds kan oplopen tot 75,1kg/ha. De gemiddelde spreiding van de biomassa op hetzelfde punt over verschillende jaren bedraagt 10,5kg/ha. Deze gemiddelde waarden kunnen uiteraard relatief hoog zijn door het voorkomen van een aantal outliers in de gegevens. Daarom kan het ook nuttig zijn om naar de mediaan te kijken. Hierbij zien we dat deze nog steeds schommelt tussen 6,3 en 17,1kg/ha (Tabel 35).

Tabel 34: Samenvatting van de verzamelde variabelen per kanaal en stilstaand water.

Naam	Instantie	Coordinaten	pand-beschrijving	datum (begin-eind)	biotoop beschrijving	abiotische factoren	technieken	biomassa (schatting)	totaal # soorten	dominante soorten (aantal)	Dominante soort (biomassa)	%Exoten (aantal)	% Exoten (soorten)
Albertkanaal	3	x	x	x	x	x	fuik/electro//kuil	combi	x	x	x	x	x
Netekanaal	2	x	x	x	x	x	fuik/electro//kuil/zegen	combi*	x	x	x	x	x
Muisbroek	1	x	x	x	x	x	electro/fuik//staand wand		x	x		x	x
Fort Walem	2	x	x	x	x	x	fuik/electro/zegen		x	x		x	x
Fort Oelegem	1	x	x	x	x	x	fuik/electro/zegen		x	x		x	x
Meer van Weerde	1	x	x	x	x	x	fuik/electro/zegen		x	x		x	x
Wachtbekken	2	x	x	x	x	x	fuik/electro/zegen		x	x		x	x
Dijlekanaal	2		x	x	x		fuik/electro//zegen		x	x		x	x
Bossuit-Kortrijk	2	x	x	x	x		fuik/electro//zegen		x	x		x	x
Moervaart	1	x	x	x	x		fuik/electro/zegen		x	x		x	x
Charleroi-Brussel-Schelde	2	x	x	x	x	x	fuik/electro//zegen	combi*	x	x	x	x	x
Schipdonkkanaal	2	x	x	x	x	x	fuik/electro//zegen	combi*	x	x	x	x	x
Donkmeer	2	x	x	x	x	x	fuik/electro//kuil/zegen	combi*	x	x	x	x	x
Berlarebroek meren	1	x	x	x	x	x	fuik/electro//zegen		x	x		x	x
Briegden-Neerharen	1	x	x	x	x	x	electro/kuil	combi*	x	x	x	x	x
Plassendale-Nieuwpoort	1	x	x	x	x	x	electro/kuil/zegen	combi*	x	x	x	x	x
Nieuwpoort-Duinkerke	2	x	x	x	x	x	electro/fuik//kuil/zegen	combi*	x	x	x	x	x
Watersportbaan	1	x	x	x	x	x	electro/zegen	combi*	x	x	x	x	x
Stadswater Gent	2	x	x	x	x	x	electro/zegen	combi*	x	x	x	x	x
Leiemeanders	2		x	x	x	x	electro//fuik/zegen	combi*	x	x	x	x	x
Leopoldkanaal	2	x	x	x	x	x	fuiken/electro		x	x		x	x
Dessel-Schoten	1	x	x	x	x	x	fuiken/electro		x	x		x	x
Bocholt-Herentals	1	x	x	x	x	x	fuiken/electro		x	x		x	x

** enkel biomassa schatting door 1 instantie, dus niet te vergelijken met data verzameld door INBO*

Tabel 35: Intraruimtelijke spreiding SRi, interruimtelijke spreiding en temporele spreiding op de metingen van de biomassa in de bemonsterde hengelwateren.

	S_{Ri}	S_R	S_T
Gemiddelde	34,1	75,1	10,5
Minimum	0,2	1,7	0,2
Maximum	231,3	506,9	33,9
Mediaan	6,3	17,1	7,2
Standaarddeviatie	79,8	155,1	9,6

Op basis van deze gegevens veronderstellen we dat een verschil tussen twee biomassawaarden pas als substantiëel kan beschouwd worden als deze waarden minstens 15kg/ha verschillen. Deze waarde werd arbitrair gekozen op basis van de waargenomen gemiddelden en medianen. Er wordt hier bewust niet gesproken over significante verschillen, aangezien deze term statistisch beladen is, en er onvoldoende gegevens beschikbaar zijn om een betrouwbare statistische analyse uit te voeren. Desalniettemin wordt de aanpak van een standaard statistische test hier sterk benaderd, en kunnen we de waargenomen verschillen dus als 'substantiëel' bestempelen.

Op basis van de vooropgestelde drempelwaarde van 15kg/ha voor een substantiëel verschil tussen biomassawaarden, kunnen de gegevens worden opgedeeld in 4 clusters, waarvoor geldt dat alle clusters onderling substantiëel verschillend zijn, maar dat de biomassa's binnen dezelfde cluster niet substantiëel van elkaar verschillen. Cluster 4 vormt hierop een uitzondering, aangezien deze cluster de hoogste biomassawaarden omvat, en de spreiding op deze waarden aanzienlijk groter is dan 15kg/ha (Tabel 36 en Tabel 37).

Tabel 36: De grenswaarden van de 4 clusters, waarbij geldt voor elk element x van een cluster: minimumgrens ≤ x < maximumgrens.

	Minimumgrens	Maximumgrens
Cluster 1	0	25
Cluster 2	25	65
Cluster 3	65	100
Cluster 4	100	-

Tabel 37: De bemonsterde punten en hun indeling per cluster (KGO = kanaal Gent-Oostende).

Naam	Pand	Jaar	Cluster	Biomassa (kg/ha)	log(Biomassa) (log(kg/ha))
Albertkanaal	Genk-Kanne	2009	1	10,7	1
Albertkanaal	Genk-Kanne	2012	1	11,3	1,1
Albertkanaal	Genk-Kanne	2013	1	5,1	0,7
Albertkanaal	Kwaadmechelen-Hasselt	2009	1	20,4	1,3

Albertkanaal	Kwaadmechelen-Hasselt	2013	1	13,3	1,1
Albertkanaal	Olen-Kwaadmechelen	2009	1	4,5	0,7
Albertkanaal	Olen-Kwaadmechelen	2012	1	16,2	1,2
Albertkanaal	Olen-Kwaadmechelen	2013	1	19,3	1,3
Albertkanaal	Wijnegem-Olen	2009	1	7,4	0,9
Bossuit-Kortrijk	Moen-Zwevegem	2011	1	21,8	1,3
Briegden-Neerharen	Briegden	2013	1	0,1	-1,3
Briegden-Neerharen	Briegden	2013	1	1,8	0,2
Brussel-Schelde	Molenbeek-Zemst	2013	1	10,4	1
Brussel-Schelde	Molenbeek-Zemst	2013	1	5,5	0,7
Brussel-Schelde	Molenbeek-Zemst	2013	1	6,2	0,8
Brussel-Schelde	Molenbeek-Zemst	2013	1	5,9	0,8
Brussel-Schelde	Zemst-Wintam	2013	1	5	0,7
Brussel-Schelde	Zemst-Wintam	2013	1	8,9	0,9
Brussel-Schelde	Zemst-Wintam	2013	1	0,8	-0,1
Netekanaal	Netekanaal	2009	1	21	1,3
Nieuwpoort-Duinkerke	Nieuwpoort-Veurne	2013	1	6	0,8
Nieuwpoort-Duinkerke	Veurne-Frankrijk	2013	1	18,2	1,3
Plassendale-Nieuwpoort	Plassendale	2013	1	1,4	0,2
Plassendale-Nieuwpoort	Plassendale	2013	1	7	0,8
Plassendale-Nieuwpoort	Plassendale	2013	1	15,4	1,2
Schipdonkkanaal	Balgerhoeke-Zeebrugge	2013	1	0,3	-0,6
Schipdonkkanaal	Balgerhoeke-Zeebrugge	2013	1	0	-1,4
Schipdonkkanaal	Balgerhoeke-Zeebrugge	2013	1	0	-1,4
Schipdonkkanaal	Deinze-KGO	2013	1	3,8	0,6
Schipdonkkanaal	Deinze-KGO	2013	1	11	1
Schipdonkkanaal	KGO-Balgerhoeke	2013	1	12,8	1,1
Schipdonkkanaal	KGO-Balgerhoeke	2013	1	18,3	1,3
Albertkanaal	Kwaadmechelen-Hasselt	2012	2	32,2	1,5
Albertkanaal	Wijnegem-Olen	2012	2	33	1,5
Albertkanaal	Wijnegem-Olen	2013	2	41,3	1,6
Bossuit-Kortrijk	Zwevegem-Kortrijk	2011	2	55,5	1,7
Kanaal Leuven-Dijle	Boortmeerbeek-Battel	2011	2	45,2	1,7

Gentse binnenwateren	Belvedère	2011	2	60	1,8
Kanaal Leuven-Dijle	Battel-Zennegat	2011	3	90,4	2
Kanaal Leuven-Dijle	Kanaal Leuven-Dijle	2014	3	94	2
Kanaal Leuven-Dijle	Leuven-Tildonk	2011	3	89,3	2
Kanaal Leuven-Dijle	Tildonk-Kampenhout	2011	3	82	1,9
Gentse binnenwateren	Munckschelde	2011	3	77	1,9
Gentse binnenwateren	Schelde	2011	3	82,4	1,9
Bossuit-Kortrijk	Bossuit-Moen	2011	4	107,5	2
Bossuit-Kortrijk	Bossuit-Moen	2014	4	213	2,3
Bossuit-Kortrijk	Kortrijk-Kortrijk	2011	4	136,7	2,1
Dessel-Schoten	Dessel-Schoten	2010	4	205	2,3
Dessel-Schoten	Dessel-Schoten	2014	4	257	2,4
Kanaal Leuven-Dijle	Kampenhout-Boortmeerbeek	2011	4	552,1	2,7
Gentse binnenwateren	Coupure	2011	4	241,5	2,4
KGO	KGO	2011	4	151,3	2,2
Gentse binnenwateren	Noordelijke Leie	2011	4	291,3	2,5

Omgevingsvariabelen

Aangezien er onvoldoende data beschikbaar zijn voor statistische analyse, zal de relatie tussen de waargenomen biomassa en de verschillende omgevingsvariabelen beschrijvend worden weergegeven. Hierbij gaan we in op de relatie tussen de verschillende biomassa's, ingedeeld per cluster, en de opgemeten omgevingsvariabelen. In totaal wordt het effect van 13 omgevingsvariabelen geanalyseerd: het jaartal van de bemonstering, de maand waarin werd bemonsterd, het kanaal waarin werd bemonsterd, de voeding van dit kanaal, de verblijftijd van het water in dit kanaal, de ligging van het kanaal, de dominant waargenomen soort, het aantal soorten, het aantal exoten, de totale fosfor- en totale stikstofconcentratie in de waterloop, het bodemtype, de uitvoerder van de bemonsteringen en de gebruikte vangsttechniek.

Tabel 38: De verschillende bemonsterde kanalen, de rivieren die deze kanalen voeden, de ligging van deze kanalen in Vlaanderen en de verblijftijd van het water in deze kanalen (KGO = Kanaal Gent-Oostende).

Naam	**Voeding**	**Ligging**	**Verblijftijd**
Albertkanaal	Maas	Oost	Gemiddeld
Bossuit-Kortrijk	Schelde	West	Lang
Briegden-Neerharen	Maas	Oost	Kort
Brussel-Schelde	Zenne	Centrum	Lang
Dessel-Schoten	Maas	Oost	Lang

Kanaal Leuven-Dijle	Dijle	Centrum	Gemiddeld
Gentse binnenwateren	Leie	West	Lang
Netekanaal	Maas	Centrum	Gemiddeld
Nieuwpoort-Duinkerke	Ijzer	West	Lang
Plassendale-Nieuwpoort	KGO	West	Lang
Schipdonkkanaal	Leie	West	Kort

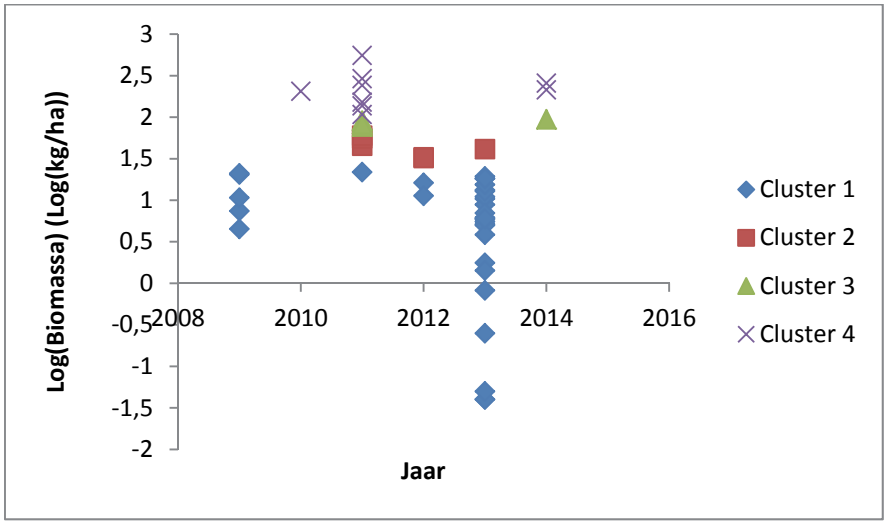
Voor het bepalen van de variabele 'voeding van het kanaal' werd nagegaan met welk water het kanaal wordt gevoed, terwijl de ligging van het kanaal werd bepaald op basis van de ligging in het westen, centrum of oosten van Vlaanderen. De verblijftijd werd ingeschat op basis van het debiet en de omvang van het kanaal en ingedeeld in drie klasses kort, gemiddeld en lang. Deze verblijftijd werd arbitrair ingeschat op basis van de intensiteit van de scheepvaart op een kanaal, de afvoerfunctie van dit kanaal en een inschatting van het algemene debiet op dit kanaal (Tabel 38).

3.2.2 Resultaten

Relatie tussen biomassa en omgevingsvariabelen

3.2.2.1.1 Bemonsteringsjaar

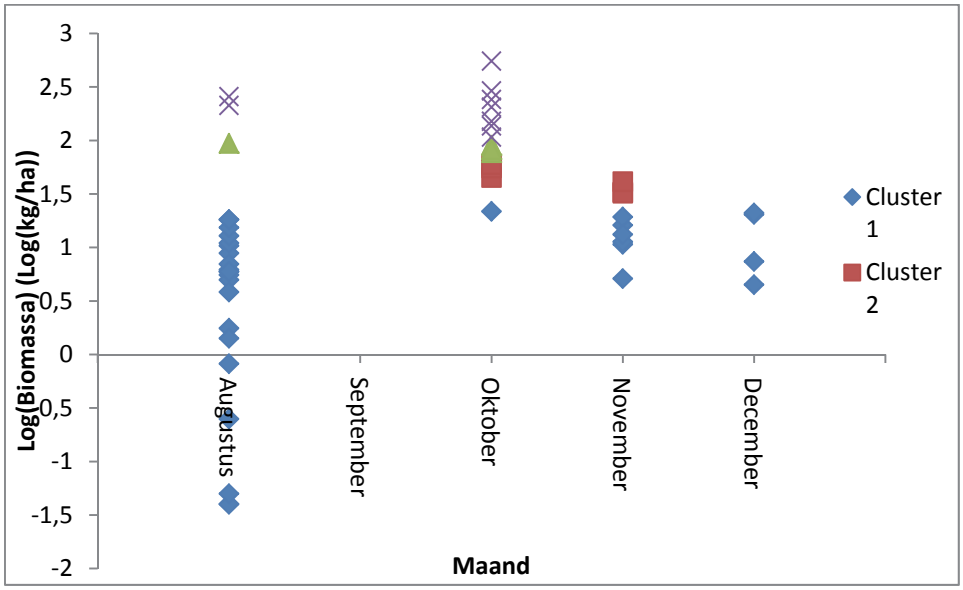
Analyse van de biomassa in functie van het jaar waarin de bemonstering werd uitgevoerd toont dat vooral in 2011 en 2014 hogere biomassawaarden (ca. 100kg/ha en hoger) werden waargenomen. In de andere jaren komen deze waarden niet voor. Analoog komen relatief lage waarden (10kg/ha en lager) enkel voor in 2009 en 2013. De gegevens suggereren een sinusoïdale trend van de biomassawaarden, met een tweetal jaar hogere waarden gevolgd door een tweetal jaar lagere waarden. Deze waarneming verdient echter verder onderzoek vooraleer we hier meer uit kunnen concluderen. Enerzijds beschikken we hier over een beperkt aantal gegevens, en bovendien werden verschillende waterlopen in verschillende jaren bemonsterd. Toch zou verder onderzoek kunnen uitwijzen of hier van een trendeffect sprake is (Figuur 88).



Figuur 88: De waargenomen biomassa in functie van het jaar waarin de bemonstering werd uitgevoerd.

3.2.2.1.2 Bemonsterde maand

Alle bemonsteringen werden uitgevoerd in augustus, oktober, november of december. De resultaten suggereren dat de waargenomen biomassa's afnemen vanaf november. Hogere biomassa's (>65kg/ha) worden enkel waargenomen in augustus en oktober (Figuur 89).



Figuur 89: De biomassa in functie van de bemonsterde maand.

Uit deze resultaten volgt dat de bemonsteringsperiode zorgvuldig moet gekozen en gestandaardiseerd worden, aangezien de verspreiding van vissen sterk kan variëren in tijd. Boerkamp et al. (2008) stellen de volgende overwegingen:

- de basis van de ecologische monitoring is het bestaan van een relatie tussen de kwaliteit van het habitat en de aangetroffen soorten;
- de voorkeursperiode voor bemonstering moet zo ruim mogelijk gekozen worden;
- in het groeiseizoen (i.e. de zomer) geven de aangetroffen vissen de beste informatie over de toestand (kwaliteit, draagkracht) van het systeem;
- buiten het groeiseizoen, i.c. de winter, kan men in open systemen ook vis aantreffen die uit andere wateren gekomen is om te overwinteren;
- de verspreiding van vis is nooit volledig volgens het toeval (random), maar is in de zomer het meest homogeen en direct gerelateerd aan het leefgebied;
- in de winterperiode is de vis in de meeste waterlichamen sterk geclusterd aanwezig, dat wil zeggen: zeer heterogeen en niet homogeen verdeeld;
- dergelijke concentraties van vis kunnen leiden tot een groot verschil tussen vangsten en een statistisch onbetrouwbaar beeld.

In principe kan dus het gehele jaar worden bemonsterd, maar ieder seizoen kent specifieke voor- en nadelen. In het STOWA handboek (Bijkerk, 2010) is uitgegaan van bemonstering in de nazomer (half juli - half september) als standaardperiode. De onderbouwing van deze keuze is gebaseerd op ervaringen met visstandbemonsteringen en uitdunningsvisserijen sinds de jaren '80. Het geschetste verspreidingsgedrag is vooral gebaseerd op ervaringen in meren en plassen, maar geldt in grote lijnen ook voor rivieren en kanalen.

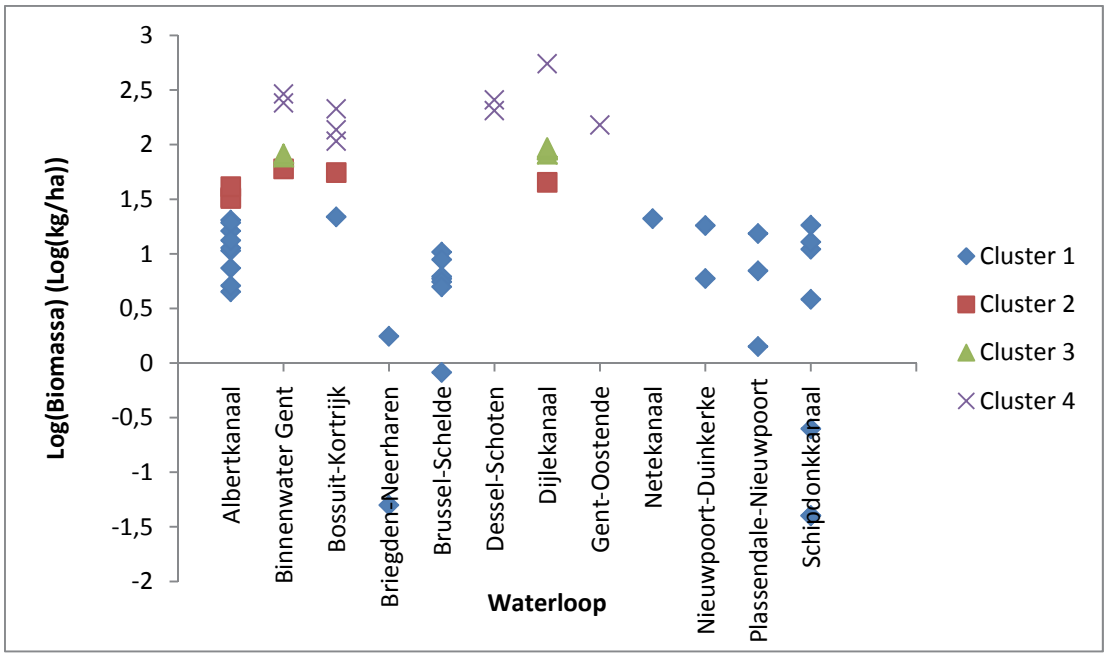
In de zomer is de verspreiding van de visstand namelijk relatief homogeen, de paaitijd is voorbij en de aanwezige visstand vormt een goede afspiegeling van de heersende ecologische condities. De nieuwe generatie vis groeit snel en ongeveer half juli zijn ze groot genoeg om gevangen te worden met kuil, zegen of fuiken. Ook is dan de periode van de grootste natuurlijke sterfte voorbij zodat de aanwezige soorten en aantallen representatief zijn voor het ecologisch functioneren van het water.

In het najaar daarentegen treden omvangrijke veranderingen op in de verspreiding van de visstand. Het moment waarop dit gaat optreden, hangt af van het verloop van de weersomstandigheden (een vroege of late herfst), wat vanaf half september kan gebeuren. Het relatief homogene karakter van de verspreiding gaat verloren en er treedt een clustering en migratie op in de richting van een winterverspreiding.

Vanwege de nadelige effecten op de bemonsteringresultaten wordt een bemonstering in het najaar minder geschikt geacht. Hoewel men wel eens geluk kan hebben met een 'late herfst', wordt eind september aangehouden als uiterste datum. Overigens gelden de nadelen van het najaar vooral voor grote wateren en wateren die met andere wateren in verbinding staan. Met bemonsteringen in de zomer wordt derhalve aangenomen dat de met de kuil gevangen vis kan worden beschadigd en dit geldt vooral voor vissen kleiner dan 15cm. Gelukkig is de met de kuil benodigde bemonsteringsinspanning beperkt (1-2% wateren en 2-10% in middelgrote wateren).

3.2.2.1.3 Bemonsterd kanaal

Wanneer we de verschillende biomassawaarden in functie van de bemonsterde kanalen beschouwen, vallen de grote verschillen tussen verschillende kanalen op. Slechts de helft van de bemonsterde kanalen wordt gekenmerkt door biomassa's hoger dan 25kg/ha: het Albertkanaal, de Gentse binnenwateren, het kanaal Bossuit-Kortrijk, het kanaal Dessel-Schoten, het kanaal Gent-Oostende en het Kanaal Leuven-Dijle. In al deze kanalen worden biomassa's van > 100kg/ha waargenomen, behalve in het Albertkanaal. Uitschieters met zeer lage biomassawaarden zijn het kanaal Briegden-Neerharen en het Schipdonkkanaal.



Figuur 90: De waargenomen biomassa in functie van het bemonsterde kanaal.

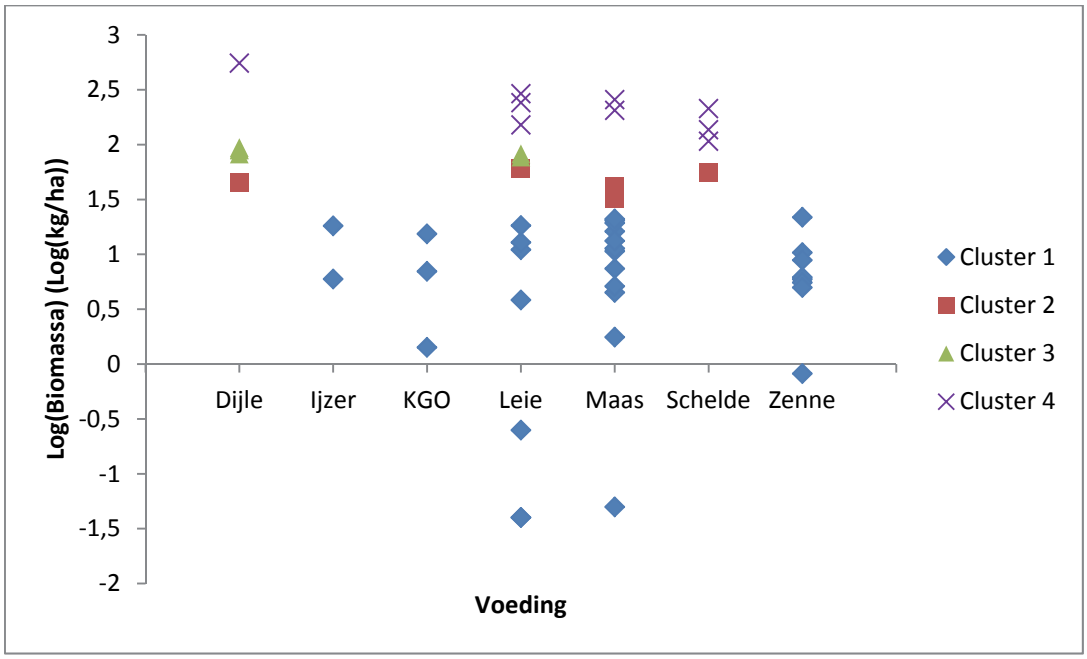
Ook binnen hetzelfde kanaal wordt vaak een zeer grote spreiding (> 50kg/ha) waargenomen, vooral op de kanalen waar een biomassa hoger dan 25kg/ha wordt gemeten.

Algemeen kunnen we hier als conclusie stellen dat er een grote spreiding is in biomassa binnen hetzelfde kanaal en tussen verschillende kanalen. Dit pleit voor voldoende bemonsteringen per kanaal, eventueel met een aantal herhalingen, zodat de werkelijke biomassa voldoende nauwkeurig kan worden bemonsterd (Figuur 90).

3.2.2.1.4 Voeding van de bemonsterde kanalen

Kanalen worden gevoed door rivierwater. Bijgevolg is het niet ondenkbaar dat de kwaliteit, trofische status en andere eigenschappen van dit rivierwater een impact hebben op de biomassa in deze kanalen. Analyse van de biomassa van deze kanalen in functie van hun voeding toont aan dat hogere biomassawaarden (> 25kg/ha) worden waargenomen op kanalen gevoed door de Dijle, Leie, Maas en Schelde. Toch moet hier ook weer voorzichtig omgesprongen worden met deze gegevens, gezien de grote verschillen in biomassa die kunnen optreden binnen hetzelfde kanaal en tussen twee kanalen die door dezelfde rivier worden gevoed. Zo zien we bv. een uitgesproken spreiding op de kanalen gevoed door de Maas en de Leie. Deze spreiding wordt mede veroorzaakt door het feit dat het hier om meerdere kanalen gaat (i.t.t. bv. de Dijle en de Schelde die slechts één bemonsterd kanaal voeden).

Algemeen kunnen we stellen dat er niet direct een eenduidige relatie tussen de voedende rivier en de biomassa in de ontvangende kanalen valt af te leiden. Dit toont aan dat deze variabele niet de meest bepalende factor is voor de biomassa van de kanalen, desondanks de grote verschillen die we bijv. waarnemen tussen de trofische status van Maas- en Scheldewater (Figuur 91).

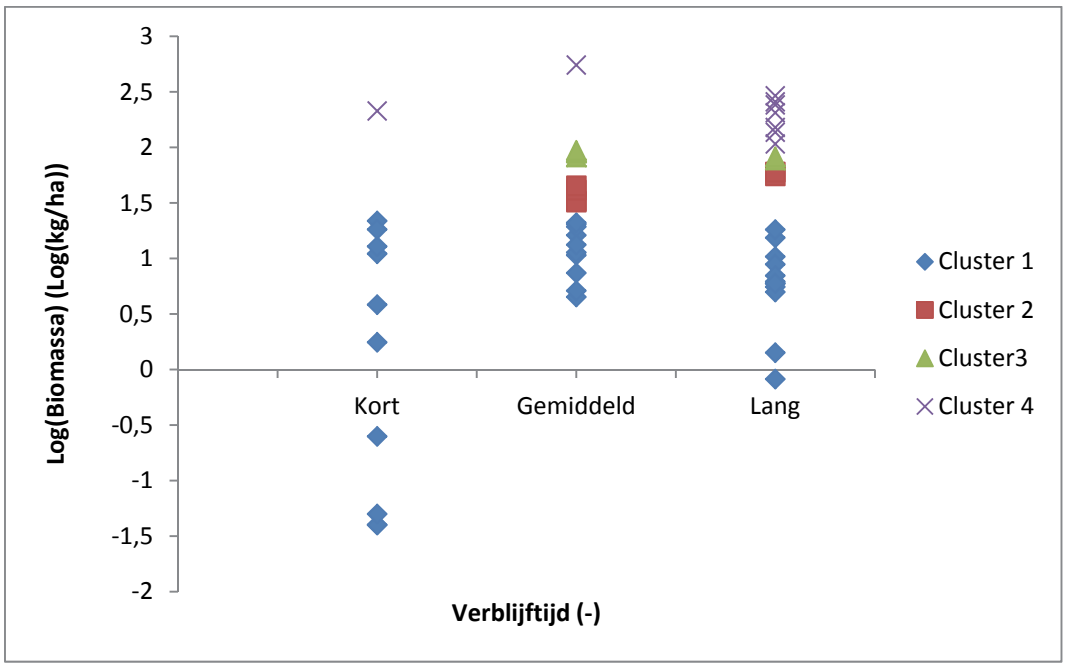


Figuur 91: De waargenomen biomassa in functie van de voedende rivier van de verschillende kanalen.

3.2.2.1.5 Verblijftijd

De verblijftijd van het water in een kanaal kan mogelijks een impact hebben op de productie en de biomassa. Langere verblijftijden laten bijv. toe dat nutriënten volledig opgenomen worden in de voedselketen, wat tot meer uitgebreide gemeenschappen kan leiden. Om die reden werd de verblijftijd opgedeeld in drie arbitrair gekozen klassen, gekozen op basis van de intensiteit van scheepvaart, de functie als afvoerkanaal en een algemene inschatting van het debiet door elk kanaal. Analyse van de biomassa in functie van deze verblijftijd toont dat bij elke klasse zowel hoge als lage biomassa's voorkomen. Toch suggereren de resultaten een hogere biomassa in kanalen met een hogere verblijftijd (Figuur 92). Dit wordt mogelijks

verklaard door de zelf zuiverende capaciteiten van bijvoorbeeld een pand, hoe langer de verblijftijd, hoe meer nutriënten worden opgenomen, niet enkel door algen en/of mogelijks voorkomende macrofyten, maar ook door de bacteriële activiteit op opgelost organisch materiaal met flocculatie tot gevolg. Deze vlokken worden dan weer beschikbaar als voedsel voor zoöplankton, maar ook voor benthische organismen wanneer de vlokken naar de bodem zakken door het ontbreken van een snelle stroming en/of flushing.



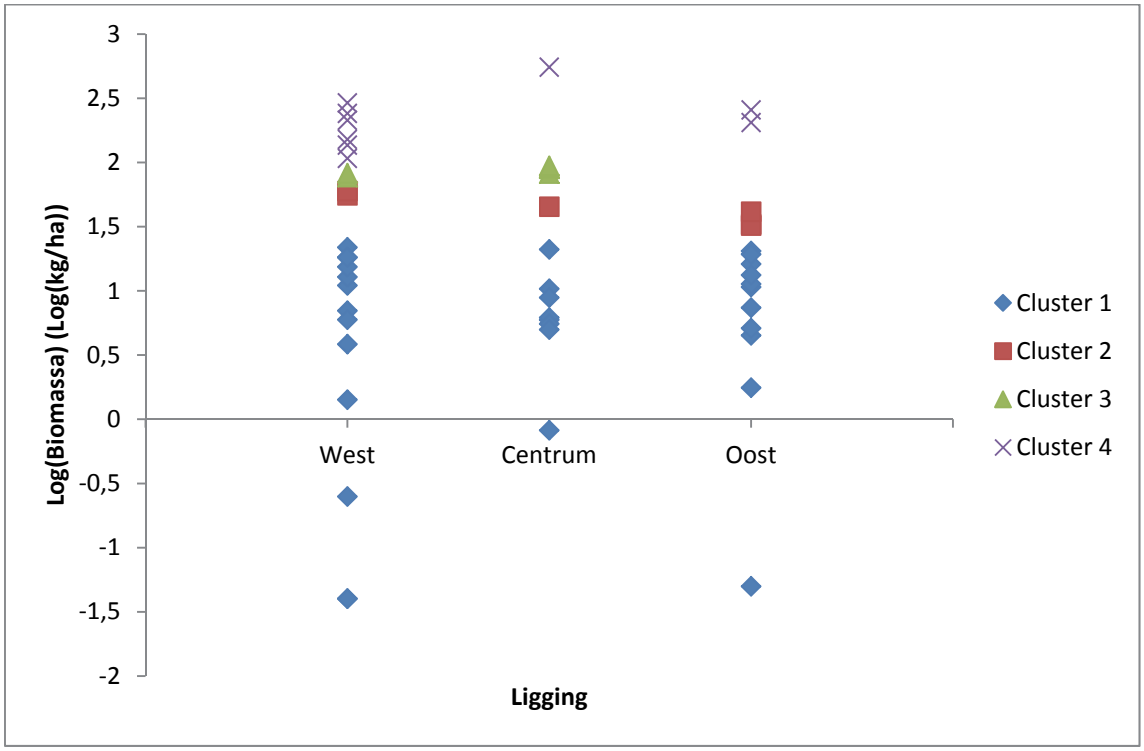
Naam	**Verblijftijd**
Albertkanaal	Gemiddeld
Bossuit-Kortrijk	Kort
Briegden-Neerharen	Lang
Brussel-Schelde	Gemiddeld
Dessel-Schoten	**Lang**
Kanaal Leuven-Dijle	Gemiddeld
Gentse binnenwateren	Lang
Netekanaal	Gemiddeld
Nieuwpoort-Duinkerke	Lang
Plassendale-Nieuwpoort	Lang
Schipdonkkanaal	Kort

Figuur 92: De biomassa in functie van de verblijftijd van het water in de bemonsterde kanalen.

3.2.2.1.6 Ligging in Vlaanderen

Het is niet ondenkbaar dat de ligging van de kanalen in Vlaanderen een impact heeft op de biomassa. Ligging kan immers een integrerende variabele zijn voor een aantal regiogebonden omgevingsfactoren zoals algemene diffuse vervuiling, depositie van nutriënten, microklimaat of topografische kenmerken. Analyse van de biomassa in functie van de ligging van de bemonsterde kanalen, waarbij de kanalen volgens hun ligging worden ingedeeld in een westelijke, een centrale en een oostelijke groep, toont echter niet direct een

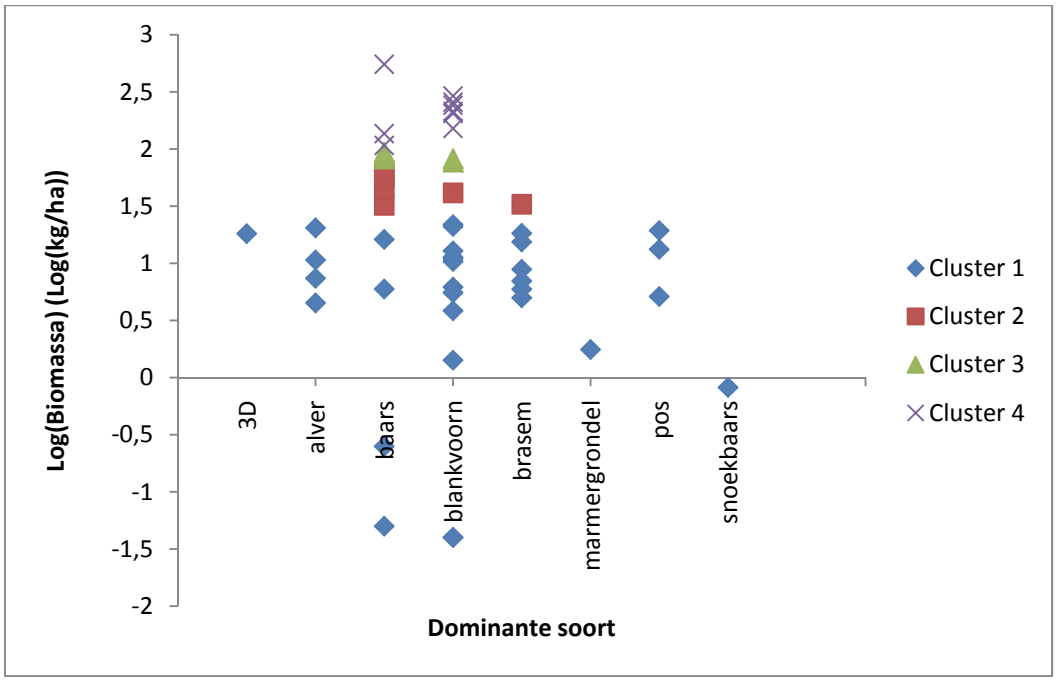
verband aan tussen de ligging en de biomassa. In alle drie de regio's (west, centraal en oost) worden zowel relatief lage als relatief hoge biomassa's waargenomen. Bijgevolg kunnen we besluiten dat de ligging geen substantiële impact op de biomassa lijkt te hebben (Figuur 93).



Figuur 93: De biomassa in functie van de ligging van de bemonsterde kanalen in Vlaanderen.

3.2.2.1.7 Dominante soorten

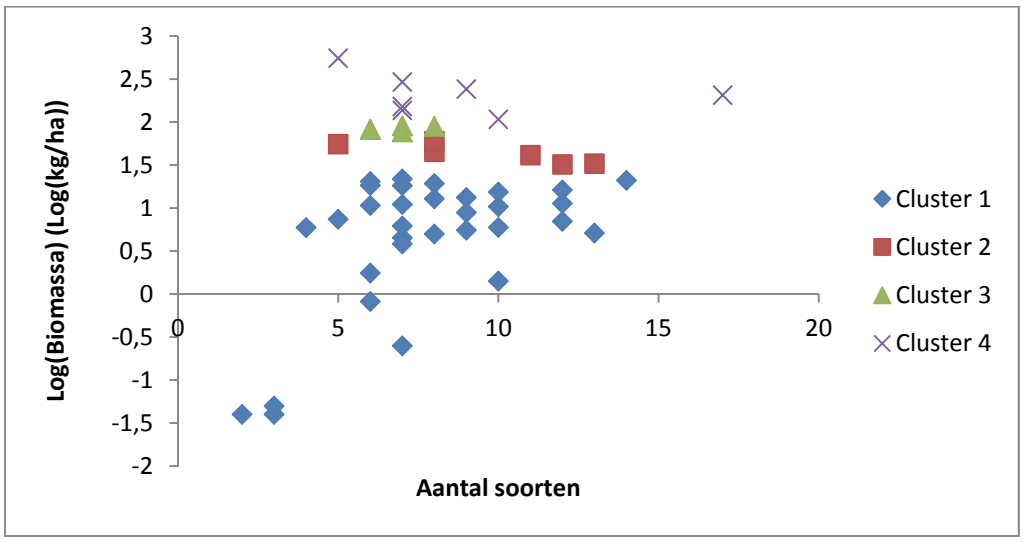
Viswateren worden meestal door één of meerdere dominante soorten getypeerd. Bijgevolg kan deze soort een impact hebben op de soortensamenstelling en de abundantieverhoudingen binnen een waterloop, en dus op de biomassa. In het onderzoek werden vooral kanalen bemonsterd waarin baars, blankvoorn en brasem dominant waren. In deze kanalen worden ook de hoogste biomassa's waargenomen. Van een echt verband kunnen we hier echter niet spreken, omdat in deze kanalen ook de laagste biomassa's worden waargenomen (concreet in de kanalen die door baars en blankvoorn gedomineerd werden). We kunnen dus concluderen dat de dominante soort sensu strictu geen substantiële impact lijkt te hebben op de biomassa. Desalniettemin zien we in wateren waar deze drie soorten niet domineren, relatief lage biomassa's en minder algemene dominante soorten zoals bv. alver (Figuur 94).



Figuur 94: De biomassa in functie van de dominante soort die werd waargenomen in de bemonsterde kanalen (3D = driedoornige stekelbaars)

3.2.2.1.8 Aantal waargenomen soorten

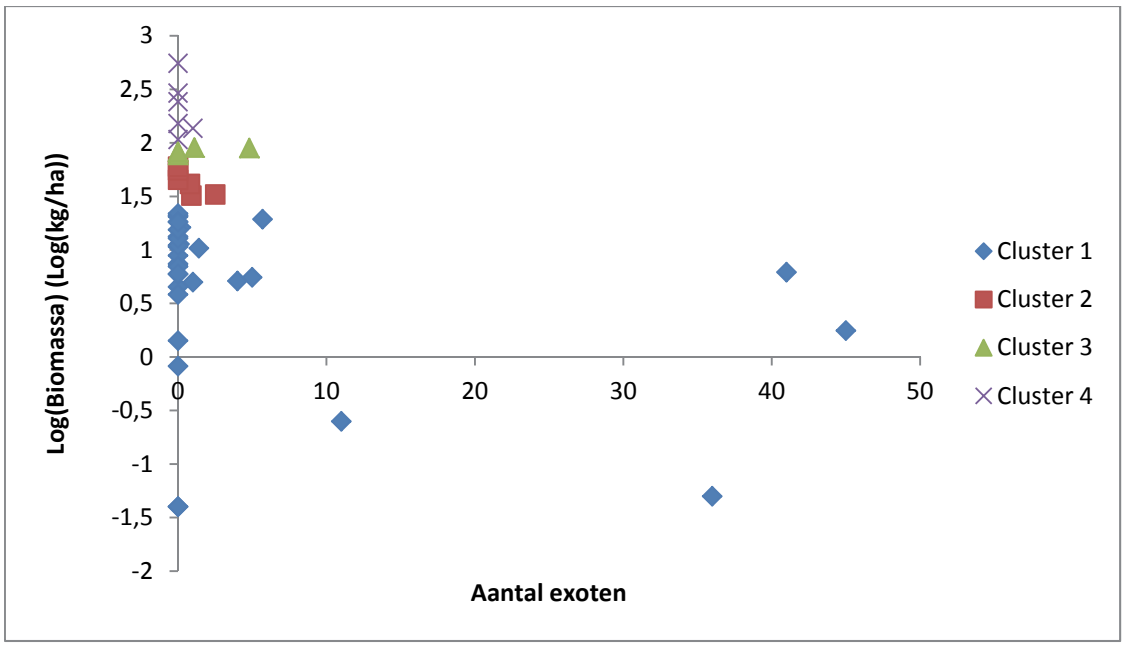
Analyse van de biomassa in functie van het aantal waargenomen soorten toont dat, op één outlier na in het kanaal Dessel-Schoten in 2010, de hoogste biomassa's voorkomen in kanalen met een intermediair aantal soorten (5 – 10 soorten). Bij een lager aantal soorten (< 5 soorten) wordt een aanzienlijk lagere biomassa waargenomen. Algemeen neemt de biomassa toe met het aantal soorten, maar we merken dat er dus een optimum ligt bij een intermediair aantal soorten. Bij een hoger aantal soorten (> 10 soorten) worden echt hoge biomassa's (> 65kg/ha) niet meer waargenomen (op één outlier na). Dit wordt mogelijk verklaard door het feit dat er bij een hoger aantal soorten een stabielere visgemeenschap voorkomt. Dergelijke stabielere gemeenschappen worden gekenmerkt door een hoger aantal soorten en een relatief lage biomassa (Figuur 95).



Figuur 95: De biomassa in functie van het waargenomen aantal soorten.

3.2.2.1.9 Aantal waargenomen invasieve vissoorten

Aangezien biomassagegevens sterk kunnen variëren door de aanwezigheid van invasieve vissoorten, is het zinvol om ook de relatie tussen de biomassa en het aantal waargenomen exoten te bestuderen. Analyse van de beschikbare data toont dat hoge biomassa's enkel worden waargenomen bij een relatief lage aanwezigheid van exoten, terwijl er bij hoge aanwezigheid van exoten (> 10 exoten) relatief lage biomassa's worden geobserveerd. Mogelijks treed er competitie op bij de aanwezigheid van grotere aantallen exoten. Anderzijds kunnen we uit deze gegevens afleiden dat wanneer er hogere biomassa's worden waargenomen, dit niet te wijten is aan een hoge abundantie van exoten (Figuur 96).

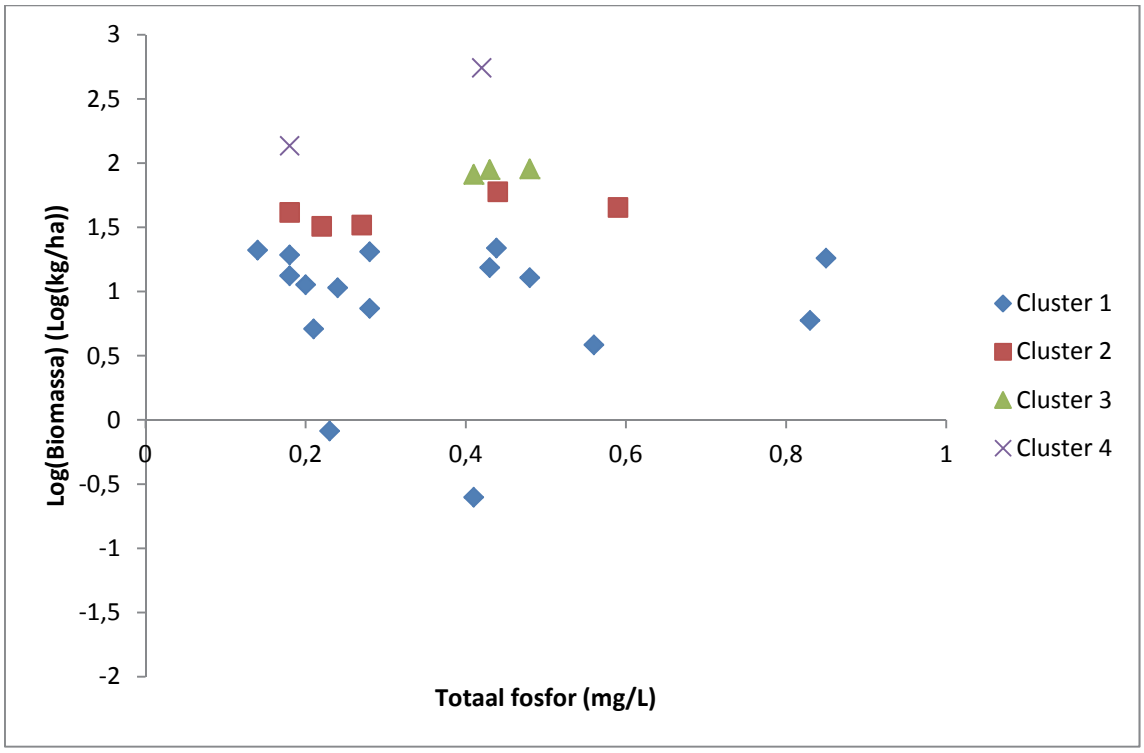


Figuur 96: De biomassa in functie van het aantal waargenomen exoten.

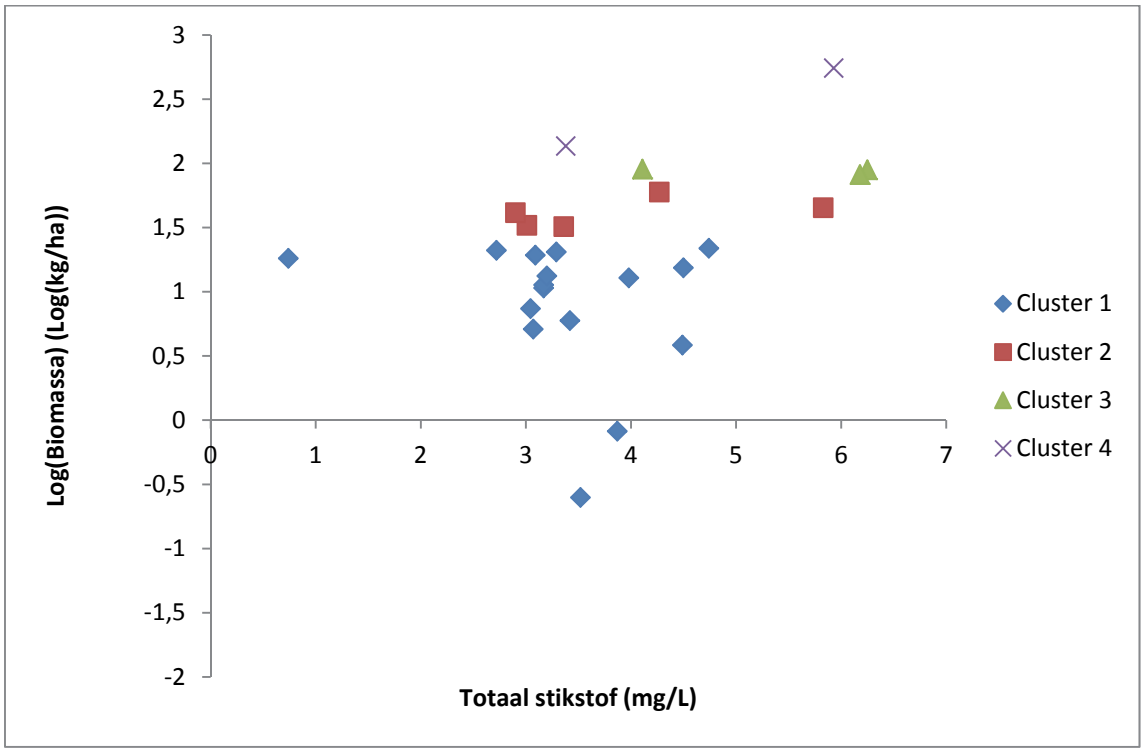
3.2.2.1.10 Totaal fosfor en totaal stikstof

De trofische status van een kanaal kan mogelijks gerelateerd zijn aan de waargenomen biomassa. Omdat er onvoldoende chlorofyl- en andere voedselwebgegevens aanwezig waren, werd de concentratie totaal fosfor en totaal stikstof geselecteerd als indicator voor de trofische status van het kanaal. Analyse van de relatie tussen deze twee variabelen en de biomassa toont dat er voor totaal fosfor geen duidelijk verband waarneembaar is. Er worden hoge biomassa's waargenomen bij een breed bereik van totaal fosfor, en bij de hoogste gemeten totaal fosforconcentraties worden zelfs relatief lage (< 25kg/ha) biomassa's waargenomen (Figuur 97).

Voor totaal stikstof lijkt er wel een verband te zijn: de hogere biomassa's worden waargenomen bij een hogere concentratie totaal stikstof. Toch verdient dit verband verder onderzoek gezien de beperkte set beschikbare gegevens en het feit dat ook bij relatief lage totaal stikstofwaarden toch ook al relatief hoge biomassa's worden waargenomen (Figuur 98).



Figuur 97: De waargenomen biomassa in functie van de concentratie totaal fosfor, berekend als jaargemiddelde voor het jaar waarin bemonsterd werd.



Figuur 98: De waargenomen biomassa in functie van de concentratie totaal stikstof, berekend als jaargemiddelde voor het jaar waarin bemonsterd werd.

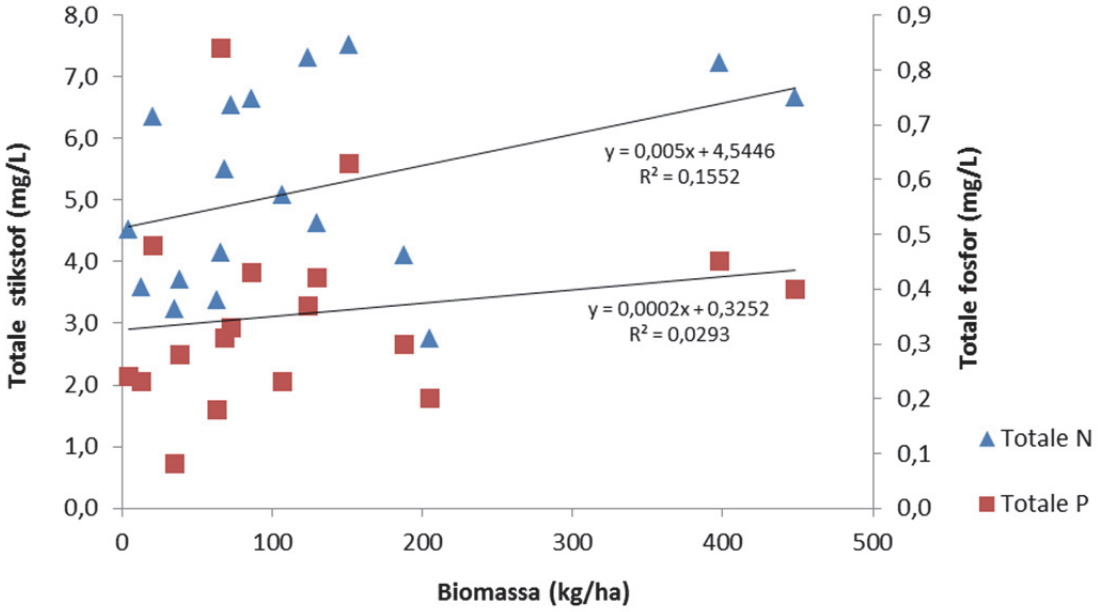
Wanneer men totaal fosfor en totaal stikstof (berekend gemiddelde voor het hele jaar per kanaal) bekijkt in functie van bijkomende biomassa gegevens (Tabel 39: ANB data - Kristof

Vlietinck; pers. comm.) dan blijkt er ook hier geen verband te zijn tussen deze 2 variabelen en de gemiddelde visbiomassa binnen een kanaal voor het gegeven jaar. Hoge en lage biomassa's komen voor zowel bij hoge als lage concentraties totaal fosfor en stikstof (Figuur 99 en Figuur 100).

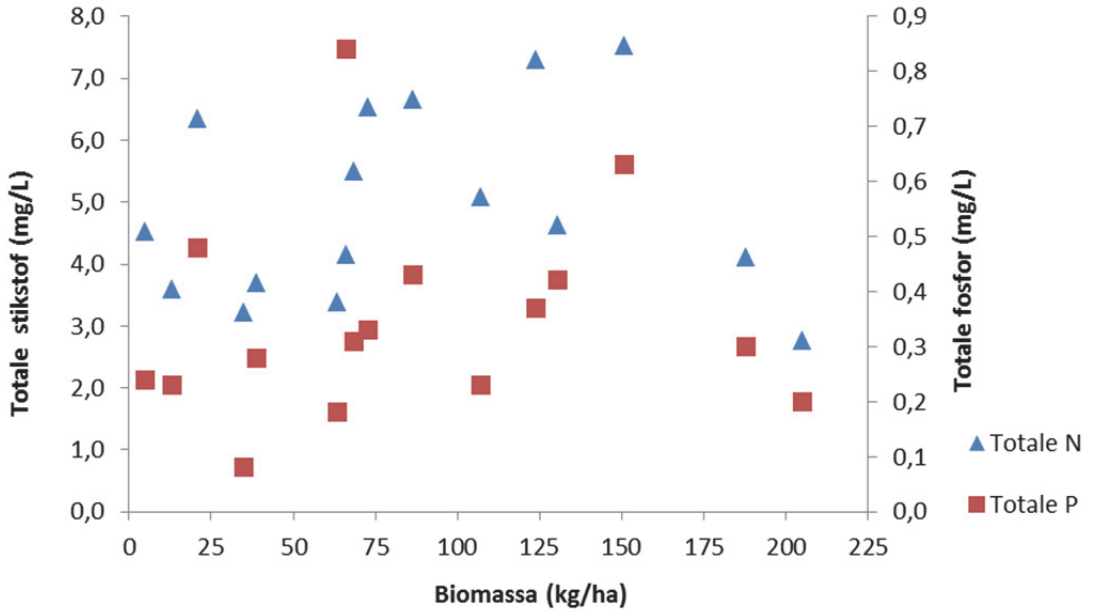
Er zijn geen fysicochemische data voor de Watersportbaan en Coupure (metingen enkel tot 1995), en de Haven van Antwerpen is ook niet weergegeven aangezien de bemonsterde dokken onbekend zijn.

Tabel 39: Gemiddelde biomassa, totale fosfor en totale stikstof tijdens 1 select jaar in de bemonsterde kanalen (gegevens via ANB). Het jaartal tussen haakjes is het jaar waarvoor Pt en Nt waarden gevonden werden en ligt het dichts mogelijk bij het jaar waarin de biomassa bepaald werd.

Kanaal	**Jaar**	**Biomassa kg/ha**	**Totaal fosfor (Pt)**	**Totaal nitraat (Nt)**
Kanaal Roeselare-Leie	2012	448	0,40	6,68
Kanaal Gent-Terneuzen (incl. havendokken)	2010	398	0,45	7,24
Kanaal Dessel-Schoten	2010	205	0,20	2,76
Moervaart-Durme	2012 (2010)	188	0,30	4,12
Kanaal Gent-Oostende (grondgebied Gent)	2011	151	0,63	7,52
Dender	2011	130	0,42	4,63
Kanaal Brussel-Charleroi	2012	124	0,37	7,31
Zeekanaal Brussel-Schelde	2013	107	0,23	5,09
Kanaal Plassendale-Nieuwpoort	2013	87	0,43	6,66
Kanaal Leuven-Dijle	2011	73	0,33	6,54
Kanaal Bossuit-Kortrijk	2011	69	0,31	5,51
Kanaal Nieuwpoort-Duinkerken	2013	66	0,84	4,16
Kanaal Bocholt-Herentals	2012	63	0,18	3,39
Zuid-Willemsvaart	2011	39	0,28	3,71
Netekanaal	2010	35	0,08	3,23
Schipdonkkanaal	2013	21	0,48	6,35
Albertkanaal	2010	13	0,23	3,60
Kanaal Briegden-Neerharen	2013 (2010)	5	0,24	4,52



Figuur 99: Totale fosfor en stikstof in functie van de gemiddelde biomassa in de bemonsterde kanalen. Zeer zwakke lineaire regressies zijn weergegeven ter info.

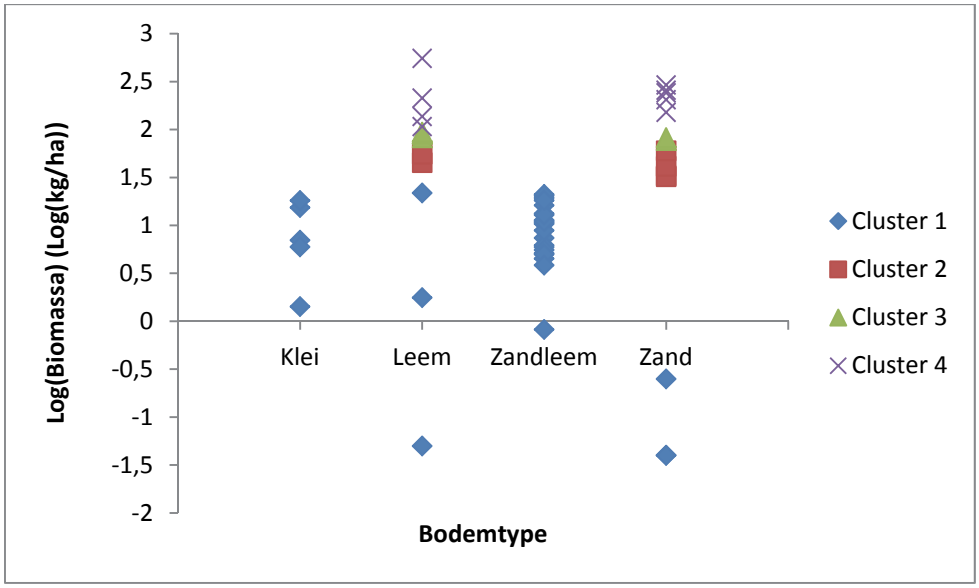


Figuur 100: Totale fosfor en stikstof in functie van de gemiddelde biomassa in de bemonsterde kanalen. De 2 outliers met de hoogste biomassawaarden zijn verwijderd.

3.2.2.1.11 Bodemtype

De samenstelling van de waterbodem in een kanaal kan een impact hebben op de aanwezige nutriënten, algen, macrofyten en macrofauna, en dus op de rest van de voedselketen. Uit de gegevens blijkt dat de hoogste visbiomassa wordt waargenomen bij een leembodem en een zandbodem. Bij de andere twee bodemtypes (klei en zandleem), worden slechts lagere biomassa's waargenomen. Voor klei kan dit verklaarbaar zijn, aangezien kleibodems minder gunstige habitatstructuren vormen voor macrofauna en er bijgevolg mogelijks minder

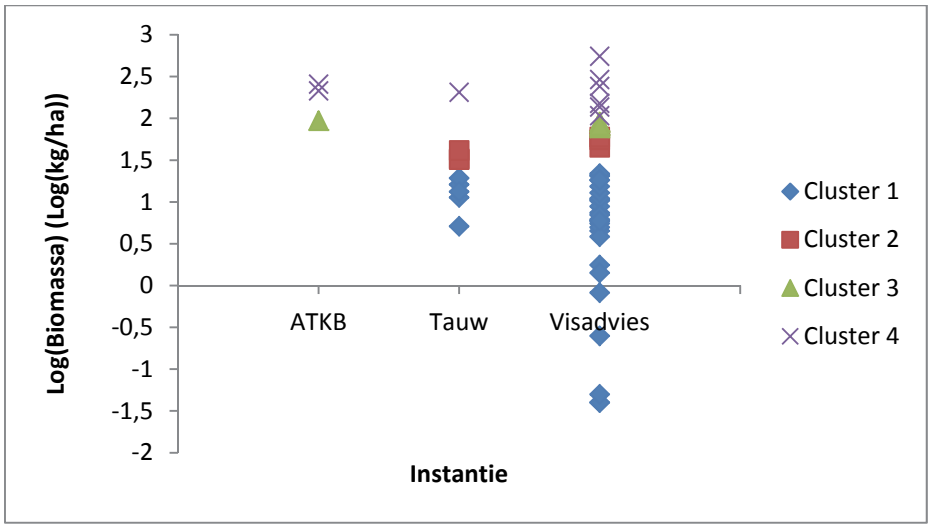
voedselbeschikbaarheid is in kanalen met een kleibodem. Anderzijds is het verrassend dat bij zandleem lagere biomassa's worden waargenomen, terwijl bij zand- en leembodems wel hoge biomassa's aanwezig zijn. De relatie tussen biomassa en bodemtype verdient dus verder onderzoek, temeer ook omdat de huidige bodemstructuur is afgeleid van de beschikbare bodemkaarten, en niet van observaties van de effectieve bodemstructuur in de kanalen. Verder onderzoek op basis van een gedetailleerde kartering van de waterbodems in de kanalen zou hier uitsluitsel kunnen geven. Hiervoor werd ook de VMM waterbodemdatabank geconsulteerd, maar in deze databank is enkel de kleifractie opgenomen. Aanvullende habitatopmetingen dringen zich hier dus op (Figuur 101).



Figuur 101: De biomassa in functie van de verschillende bodemtypes in de kanalen. De bodemtypes werden afgeleid van de beschikbare bodemkaarten.

3.2.2.1.12 Bevissende instantie

Wanneer verschillende observatoren afvissingen uitvoeren, is het niet onwaarschijnlijk dat hier een bias optreedt door verschillen tussen deze observatoren. Analyse van de gegevens leert echter dat er ogenschijnlijk relatief weinig verschil is tussen de drie verschillende observatoren ATKB, Tauw en VisAdvies. ATKB neemt weliswaar enkel hogere biomassa's waar, maar dit studiebureau werd enkel in één kanaal ingezet, en kan bijgevolg moeilijk worden vergeleken met de andere observatoren. De spreiding op de waargenomen biomassa's van Tauw en VisAdvies lijkt overeen te komen: beiden observeren zowel hogere als lagere biomassa's (Figuur 102).

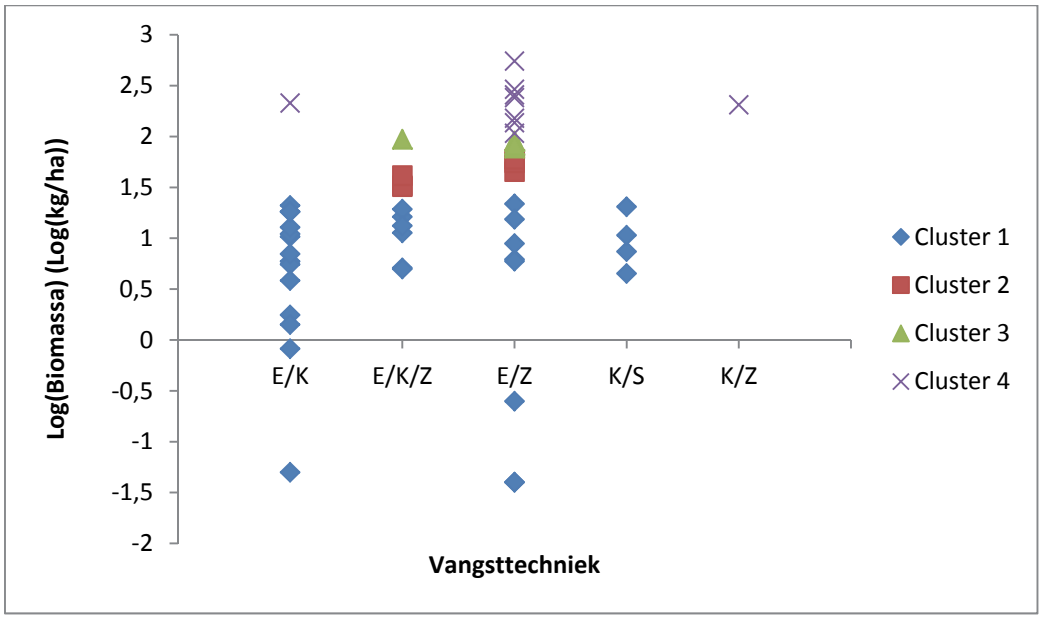


Figuur 102: De biomassa in functie van de bemonsterende instantie.

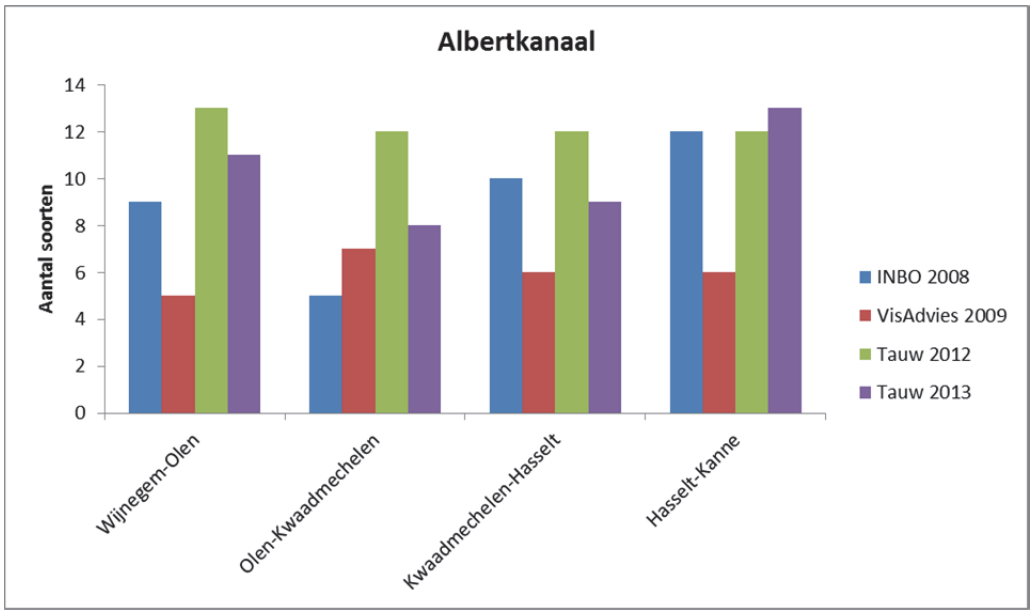
3.2.2.1.13 Vangsttechniek

De vangsttechniek bepaalt de bemonsterde habitats en kan bijgevolg een impact hebben op de waargenomen biomassa. Concreet werden in deze studie (combinaties van) 4 verschillende technieken uitgevoerd: elektrovisserij (vanuit de boot), kuilvisserij, zegenvisserij en sonarobservaties. Analyse van de gegevens toont dat op één outlier na (de bemonstering met elektrovisserij en kuil door ATKB op het kanaal Kortrijk-Bossuit) de hogere (> 25kg/ha) biomassa's enkel worden waargenomen wanneer de zegen wordt toegepast (al dan niet in combinatie met andere technieken). Observaties dmv. sonar lijken hier slechts een beperkte toegevoegde waarde te hebben, hoewel het hier ook slechts om een beperkt aantal waarnemingen gaat (Figuur 103).

Met betrekking tot de vangsttechniek kunnen we aanvullend stellen dat niet enkel de biomassa schijnt af te hangen van de gebruikte techniek, maar ook andere metrieken zoals bv. het aantal waargenomen soorten. Dit kan geïllustreerd worden door analyse van de bemonsteringen op het Albertkanaal, dat werd bevist door achtereenvolgens het INBO in juni 2008, VisAdvies in december 2009 en Tauw in november 2012 en november 2013 met respectievelijk de volgende technieken: fuik en electrovisserij, kuil en sonar; en kuil, zegen en electrovisserij (Figuur 104). Het totaal aantal soorten varieerde sterk per techniek die gebruikt werd, waarbij INBO 5-12 soorten ving, VisAdvies 5-7 en Tauw 8-13 (Tabel 40).



Figuur 103: De biomassa in functie van de vangsttechniek (E = elektrisch, K = kuil, Z = zegen, S = sonar).



Figuur 104: Totaal aantal soorten gevangen per instantie per pand in het Albertkanaal (INBO = elektrovisserij en fuiken, VisAdvies = kuil en sonar, Tauw = kuil, zegen en elektrovisserij).

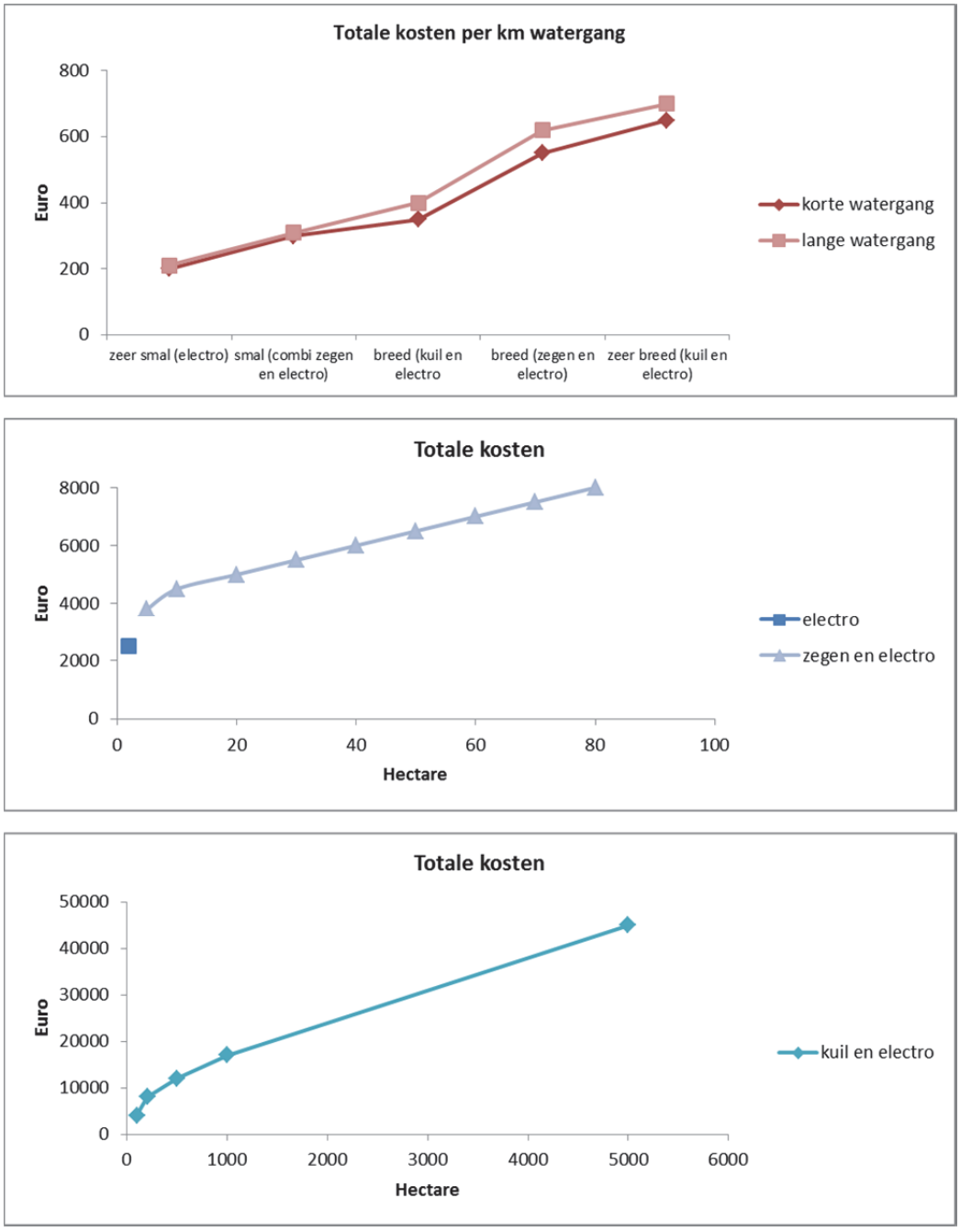
Markant is dat zowel de meest dominante vissoort (zowel in aantal als in biomassa) als het aandeel exoten sterk varieert met de gebruikte technieken (Tabel 40). Met de kuil en sonar wordt quasi geen paling gevangen, waardoor de biomassa onderschat wordt. Ook konden met kuil en sonar geen exoten geïdentificeerd worden, wat met electrovisserij en zegen wel het geval was. De zegen blijkt ook meest effectief in het bepalen van pelagische soorten zoals brasem en blankvoorn. Als kanttekening moet hier vermeld worden dat een sluitende vergelijking hier onmogelijk is aangezien de verschillende bemonsteringen in andere maanden plaatsvonden. Idealiter zou in hetzelfde seizoen bemonsterd moeten worden om zo de invloed van seizoenale variatie in soortensamenstelling en biomassa te vermijden.

Tabel 40: De dominante soorten (% totaal aantal, % totaal gewicht) en exoten (% totaal aantal, % totaal aantal soorten) gevangen door de verschillende instanties in het Albertkanaal.

			Dominante spp1 (#)	%	Dominante spp2 (#)	%	Dominante spp3 (#)	%	Dominante spp1 (G)	%	Dominante spp2 (G)	%	Dominante spp3 (G)	%	%Exoten (#)	% Exoten (spp)
INBO	jun/08	Vroenhoven	vetje	69%	paling	21%	pos	7%	paling	98%	pos	1%			0	0
INBO	jun/08	Briegden	paling	63%	baars	15%	vetje	10%	paling	97%	baars	2%			0	0
INBO	jun/08	Langerlo kolenhaven	blankvoorn	33%	paling	25%	baars	15%	paling	49%	ikaanse meer	32%	snoekbaars	11%	5	22
INBO	jun/08	Langerlo sluis	pos	40%	paling	30%	snoekbaars	10%	paling	77%	snoek	12%	pos	4%	10	17
INBO	jun/08	Jachthaven Hasselt	paling	39%	baars	30%	snoekbaars	14%	paling	39%	snoekbaars	34%	zeelt	25%	4	14
INBO	jun/08	Stokrooi brug	alver	56%	baars	9%	pos	9%	kolblei	71%	alver	15%	paling	10%	7	14
INBO	jun/08	Tervant	baars	74%	paling	11%	pos	8%	snoekbaars	66%	paling	28%	baars	3%	0	0
INBO	jun/08	Geel Stelen	baars	51%	paling	32%	snoekbaars	8%	paling	94%	snoekbaars	3%	baars	2%	0	0
INBO	jun/08	Bouwel	paling	49%	baars	18%	alver	14%	paling	53%	blankvoorn	20%	brasem	16%	0	0
INBO	jun/08	Oelegem zwaaikom	baars	39%	paling	24%	blankvoorn	17%	paling	95%	alver	2%	vetje	2%	0	0
VisAdvies	dec/09	Wijnegem - Olen	alver	34%	baars	29%	pos	18%	blankvoorn	38%	brasem	19%	baars	10%	0	0
VisAdvies	dec/09	Olen - Kwaadmechelen:	alver	34%	baars	29%	pos	18%	blankvoorn	38%	brasem	18%	baars	11%	0	0
VisAdvies	dec/09	Kwaadmechelen - Hasselt	alver	34%	baars	28%	pos	18%	blankvoorn	38%	brasem	19%	baars	10%	0	0
VisAdvies	nov/09	Genk - Kanne	alver	34%	baars	28%	pos	18%	blankvoorn	37%	brasem	19%	baars	11%	0	0
Tauw	nov/12	Wijnegem - Olen	brasem	44%	paling	14%	blankvoorn	13%	brasem	82%	blankvoorn	9%	snoekbaars	4%	2,5	7,7
Tauw	nov/12	Olen - Kwaadmechelen:	baars	22%	blankvoorn	19%	paling	16%	brasem	66%	blankvoorn	14%	paling	11%	0,2	8,3
Tauw	nov/12	Kwaadmechelen - Hasselt	baars	29%	blankvoorn	16%	paling	15%	baars	44%	brasem	24%	blankvoorn	13%	0,9	8,3
Tauw	nov/12	Genk - Kanne	blankvoorn	50%	baars	16%	pos	13%	blankvoorn	80%	brasem	11%	baars	2%	0,1	8,3
Tauw	nov/13	Wijnegem - Olen	blankvoorn	59%	brasem	19%	pos	12%	blankvoorn	50%	brasem	44%	snoekbaars	5%	0,8	9,1
Tauw	nov/13	Olen - Kwaadmechelen:	pos	39%	blankvoorn	32%	snoekbaars	8%	brasem	54%	snoekbaars	20%	paling	15%	5,7	12,5
Tauw	nov/13	Kwaadmechelen - Hasselt	pos	41%	blankvoorn	32%	brasem	13%	blankvoorn	31%	brasem	28%	paling	15%	0	0
Tauw	nov/13	Genk - Kanne	pos	66%	blankvoorn	23%	vartbekgrond	4%	blankvoorn	47%	brasem	27%	paling	7%	4	7,7

Afweging van de verschillende kosten (Bijkerk, 2010)

De tijdsbesteding van een bemonstering is erg afhankelijk van de omstandigheden, zoals de breedte van het water en de verschillen in diepte. Daardoor variëren ook de kosten met de grootte en de complexiteit van het watersysteem. Bij systemen met gelijke oppervlakte zal de inspanning in een stelsel van plasjes uiteraard hoger zijn dan in één meer met kale oevers en een uniforme diepte. Onderstaande grafieken geven daarom slechts een indicatie (Figuur 105). De reëel te besteden tijd en kosten kunnen in bepaalde situaties sterk afwijken van de informatie in deze grafieken.



Figuur 105: Totale kosten in euro (voorbereiding, bemonstering, verwerking gegevens en rapportage) voor visstandonderzoek. Van boven naar beneden presenteren de grafieken de kosten voor lijnvormige wateren, kleine meervormige wateren en grote meervormige wateren (Bijkerk, 2010).

3.2.3 Conclusies en aanbevelingen voor het beheer/verder onderzoek

3.2.3.1 Algemene besluiten

Uit een analyse van de verzamelde biomassagegevens in Vlaamse kanalen valt in de eerste plaats op de betrouwbaarheid van de geschatte biomassa in de onderzochte kanalen een hoge mate van onzekerheid vertoont (grote variatie tussen de waarden binnen hetzelfde pand en hetzelfde jaar alsook tussen de verschillende panden van hetzelfde kanaal).

De 23 onderzochte wateren kunnen onderverdeeld worden 4 cluster met substantiële biomassaverschillen. De biomassa's van alle clusters zijn onderling substantiëel verschillend, maar dat de biomassa's binnen dezelfde cluster verschillen niet substantiëel van elkaar verschillen. Een analyse van een set van 13 individuele omgevingsvariabalen die een mogelijke impact zouden kunnen hebben op de biomassa en waarvan gegevens beschikbaar zijn, levert echter geen duidelijke verbanden op met de waargenomen biomassa's.

Mogelijk wordt de biomassa bepaald door een combinatie van meerdere variabelen. Voor sommige variabelen zijn gegevens beschikbaar, voor andere variabelen zijn geen of slechts in beperkte mate gegevens beschikbaar (bijv. exoten).

Om een empirisch model te kunnen opstellen dat de biomassa voorspelt op een bepaald kanaal zijn gegevens nodig van alle variabelen die een invloed zouden kunnen hebben op de draagkracht van de watersystemen. Voor het identificeren van deze variabelen kan best vertrokken worden van een voedselwebanalyse. De gegevens hiervoor zijn niet echter niet altijd beschikbaar; indien ze wel beschikbaar zijn, zijn ze bovendien niet altijd op gestandaardiseerde manier verzameld. Het aantal kanalen in Vlaanderen (ongeveer een 25-tal) waarvan biomassagegevens beschikbaar zijn, is bovendien te beperkt om een dergelijk model te kunnen opstellen (vooropgesteld dat er van alle noodzakelijke variabelen meetgegevens zouden beschikbaar zijn).

Tot besluit kan gesteld worden dat het momenteel, met de beschikbare gegevens, niet haalbaar is om een verklarend model op te stellen dat de biomassa van een kanaal in Vlaanderen kan voorspellen.

3.2.3.2 Aanbevelingen voor verder onderzoek en toekomstige bemonsteringen

Analyse van de beschikbare gegevens toont aan dat er nood is aan standaardisatie van de bemonsteringen. In het verleden werd er volgens vijf verschillende methodes bemonsterd, waarbij telkens een combinatie van verschillende technieken werd gebruikt. Bovendien werden verschillende vangsttechnieken met een andere vangstefficiëntie toegepast (bv. elektrovissen met 1 of 2 elektrodes, verschillende bemonsterde oppervlaktes, ...).

Aanbeveling 1: Om de kwaliteit van toekomstige bemonsteringen te verhogen, en de spreiding inherent aan de proefopzet te minimaliseren, wordt aanbevolen om in het bestek de toe te passen technieken, alsook de methodes, staalnameduur, te bemonsteren oppervlakte of lengte en andere bemonsteringskarakteristieken die de standaardisatie ten goede komen, op te nemen.

Analyse van de data toont aan dat de biomassa's lijken af te nemen in het najaar, met een piek in de maanden augustus-oktober. Biomassaschattingen later op het jaar (november-december) zijn dus mogelijks een onderschatting van de werkelijke biomassa. Bovendien wordt vergelijking van trends tussen verschillende kanalen en over verschillende jaren moeilijk wanneer steeds in verschillende maanden wordt bemonsterd.

Aanbeveling 2: Het lijkt bijgevolg aangewezen om voor toekomstig onderzoek de maand waarin de bemonsteringen dienen uitgevoerd in het bestek vast te leggen. Analyse van de

gegevens toont dat de maand september hoogstwaarschijnlijk de meest geschikte maand is voor biomassabemonsteringen in de kanalen.

Algemeen wordt een zeer hoge spreiding waargenomen tussen de biomassa's binnen hetzelfde kanaal en zelfs hetzelfde kanaalpand. De locatie waar wordt bemonsterd is dus een niet te onderschatten factor bij het betrouwbaar inschatten van de biomassa. Dit wordt ook onderstreept door de relatief lage spreiding tussen de biomassa van verschillende jaren op dezelfde locatie. Het lijkt dus dat voldoende ruimtelijke variatie in de staalnamepunten belangrijker is dan het frequenter bemonsteren van dezelfde locatie. Algemeen lijkt een bemonstering van hetzelfde punt om de 3 jaar voldoende om trends te detecteren, doch om deze waarde te bevestigen zou een gestandaardiseerde studie uitsluitsel moeten geven.

Aanbeveling 3: Een goed staalnamenetwerk focust op het bemonsteren van voldoende verschillende locaties per kanaal/kanaalpand teneinde een betrouwbare biomassaschatting te bekomen. Bemonstering van verschillende locaties per kanaal/pand heeft de voorkeur op meer frequente bemonsteringen van hetzelfde punt gezien de relatief lage temporele spreiding. Door de grote ruimtelijke spreiding in visbiomassa is het ook aan te bevelen om bij herhaling van bemonsteringen in de tijd telkens dezelfde vaste set punten binnen hetzelfde kanaal/pand te bemonsteren.

In dit onderzoek werden de biomassa's en de toegepaste methodes afgeleid uit de beschikbare rapporten van visstandbemonsteringen in de kanalen. De weergave van de methodologie in deze rapporten is echter te weinig consistent en vaak te weinig concreet. Het was bv. onmogelijk om voor elke bemonstering af te leiden hoe de biomassa precies werd berekend, welke oppervlakte precies werd bemonsterd, welke technieken precies op welke manier werden toegepast enz. De rapportage van de resultaten van de visstandbemonsteringen kan dus transparanter, en dit heeft ook een aantal voordelen: transparante rapportage moet toelaten dat een leek het onderzoek desgewenst kan herhalen (een basisvereiste in wetenschappelijk onderzoek), maar eveneens dat in de toekomst verschillende studies (bv. van dezelfde waterloop over verschillende jaren) beter kunnen vergeleken worden.

Aanbeveling 4: De rapportering van toekomstig onderzoek dient transparant te gebeuren, waarbij alle karakteristieken van de staalname dienen te worden vermeld, evenals de waargenomen resultaten en de uitwerking van de biomassaberekening. Concreet denken we hier aan het weergeven van variabelen zoals het bemonsterde oppervlak, de aangenomen assumpties m.b.t. vangstefficiëntie, het bemonsteringstijdstip, de weersomstandigheden, het aantal bemonsterde vissen, de berekeningsmethode van de biomassa, ... Voor alle bemonsterde punten dient de biomassaschatting ook opgedeeld te worden per vangsttechniek.

Analyse van de biomassa's in functie van verschillende milieuvariabelen toont dat er een aantal variabelen zijn waarvan de potentiële impact op de biomassa verder onderzoek verdient. Het gaat hier vooral om de variabelen waterbodemtype en totaal stikstof. Ook de draagkracht van een systeem kan mogelijks impact hebben op de waargenomen visbiomassa. Momenteel zijn er echter onvoldoende gegevens beschikbaar voor het nauwkeurig en betrouwbaar bepalen van deze draagkracht.

Aanbeveling 5: De impact van het waterbodemtype, de concentratie totaal stikstof en de draagkracht op de visbiomassa dient verder onderzocht te worden in toekomstig onderzoek.

Het gebruik van verschillende methoden is bedoeld om een representatief beeld te krijgen van de visstand. Hoe meer technieken gebruikt worden, des te meer biotopen binnen het water in beeld gebracht worden. Dit betekent echter niet dat het nodig is om elke vissoort te vangen. De soorten die niet met de standaardtechnieken gevangen worden, komen meestal in zulke lage aantallen voor, dat hun invloed op het ecosysteem heel beperkt is. Wanneer een keuze moet gemaakt worden tussen verschillende technieken, suggereren onze resultaten dat de zegen de hoogste biomassa's oplevert. Hoewel de zegen tot de hoogste

biomassa's leidt kan aanvulling met elektrovisserij nuttig zijn omdat deze een totaal ander habitat (oevers) bemonstert en bijgevolg complementair is aan de zegen.

Aanbeveling 6: Algemeen wordt het gebruik van verschillende visbemonsteringstechnieken aanbevolen om een representatief beeld te krijgen van de soortensamenstelling, met dien verstande dat deze technieken ook toelaten de biomassa te berekenen. Analyse van de kosten per techniek moet hier specifiëren wat technisch haalbaar is. Er wordt aanbevolen om minstens de zegen en de elektrovisserij in het bemonsteringsschema op te nemen.

Tenslotte vermelden we nog dat de toegepaste bemonsteringstechnieken niet toelaten om een inzicht te krijgen in het palingbestand van de verschillende kanalen. Paling is een soort die sterk schuilgedrag vertoont, en bijgevolg moeilijk wordt waargenomen mbv. elektrovisserij, kuil, zegen of sonar. De enige relatief betrouwbare methode die kan worden toegepast om een inschatting te maken van de palingstand is een vangst-hervangst merkexperiment waarbij paling wordt gevangen m.b.v. fuiken die 24 u in de waterloop worden geplaatst, vervolgens gemerkt, en daarna opnieuw wordt gevangen mbv. fuiken.

Aanbeveling 7: Toekomstige bemonsteringen dienen de palingstand van de kanalen te kwantificeren.

Referenties

Agostinho A.A., Suzuki H.I., Fugi R., Alves D.C., Tonella L.H. & Luis A. (2015). Ecological and life history traits of Hemiodus orthonops in the invasion process: looking for clues at home. Hydrobiologia 746 (1): 415-430.

Antrop M. (1991). Rethinking carrying capacity. Proc. European IALE seminar on practical landscape ecology. Volume 3. Roskilde University Centre, pp 55-64.

Aronsuu K. & Virkkala P. (2014). Substrate selection by subyearling European river lampreys (Lampetra fluviatilis) and older larvae (Lampetra spp). Ecology of Freshwater Fish 23(4): 644-655.

Bamps C. & Geraets E. (1897). Faune des poissons de la province de Limbourg: 44.

Beaumont W.R.C., Taylor A.A.L., Lee M.J. & Welton J.S. (2002). Guidelines to electric fishing best practice. R&D Technical Report W2-054/TR. Environment Agency, Bristol. 127p.

Beelen P. (2009). Kennisdocument kwabaal, Lota lota (Linnaeus, 1758). Kennisdocument 28. Sportvisserij Nederland, Bilthoven.

Bermudes & Ritar (1999). Effects of temperature on the embryonic development of the striped trumpeter (Latris lineata Bloch and Schneider, 1801). Aquaculture (167) 3-4:245-255.

Bijkerk R. (red) (2010). Handboek Hydrobiologie. Biologisch onderzoek voor de ecologische beoordeling van Nederlandse zoete en brakke oppervlaktewateren. Rapport 28, Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Amersfoort.

Boerkamp A.H.M., Beers M.C., Koole M. & Kampen J. (2008). Evaluatie Handboek Visstandbemonstering. AquaTerraKuiperBurger. Geldermalsen. 84 pp.

Bohl E. & Lehmann R. (1988). Zur bedeutung der struktur von fließgewässern für das fishleben. Erhaltung, Renaturierung und schaffung von fishgewässern. Tiews, K. Hamburg, Deutscher Fischereiverband E.V.

Bonar S.A., Brown L.G., Mongillo P.E. & Williams K. (2000). Biology, distribution and management of burbot (Lota lota) in Washington State. Northwest Science, Vol.74, No.2: 87-96.

Bond N.R., Balcombe S.R., Crook D.A., Marshall J.C., Menke N. & Lobegeiger J.S. (2015). Fish population persistence in hydrologically variable landscapes. Ecological Applications 25 (4): 901-913.

Bosveld J. (2015). Zoetwaterkabeljauw in Nederland: Ondergang en opkomst van de kwabaal. Visionair 35:12-15.

Bosveld J., Kranenbarg J. & Lenders R. (2014). Recente toename van Kwabaal in de IJssel-Vechtdelta: goed of slecht nieuws voor herstel van relictpopulaties? De Levende natuur - jaargang 115-nummer 4: 184-189.

Bovee K.D. (1982). A Guide to Stream Habitat Analysis using the Instream Flow Incremental Methodology. Instream Flow Information Paper 12. Fort Collins, Colorado, Biological Report 82, US Fish and Wildlife Service.

Breine J.J., Goethals P., Simoens I., Ercken D., Van Liefferinge C., Verhaegen G., Belpaire C., De Pauw N., Meire P. & Ollevier F. (2001). De visindex als instrument voor het meten van de biotische integriteit van de Vlaamse binnenwateren. Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer, Groenendaal. Eindverslag van project VLINA 9901. Project uitgevoerd voor rekening van de

Vlaamse Gemeenschap binnen het kader van het Vlaamse Impulsprogramma Natuurontwikkeling. D2001/3241/261. 173p.

Brosse S., Arbuckle C.J. & Townsend C.R. (2003). "Habitat scale and biodiversity: influence of catchment, stream reach and bedform scales on local invertebrate diversity." Biodiversity and Conservation 12(10): 2057-2075.

Bruylants B., Vandelannoote A. & Verheyen R.F. (1989). De vissen van onze Vlaamse beken en rivieren. Hun ecologie, verspreiding en bescherming. Antwerpen, WEL.

Bunzel-Drüke M., Scharf M. & Zimball O. (2004a). Zur Biologie der Quappe. Ein Literaturüberblick und Feldstudien aus der Lippeaue. Naturschutz und Landschaftsplanung 36(11): 334-340.

Bunzel-Drüke M., Scharf M. & Zimball O. (2004b). Die Quappe in Nordrhein-Westfalen – Bestandssituation und Schutz eines vom Aussterben bedrohten Auenfisches. LÖBF-Mitteilungen 3/2004: 12-17.

Cahn A.R. (1936). Observations on the breeding of lawyer, Lota maculosa. Copeia: 163-165

Carl L.M. (1992). The response of burbot (Lota lota) to change in lake trout (Salvelinus namaycush) abundance in Lake Opeongo, Ontario. Hydrobiologia 243/244: 229-235.

Chen L-C. (1969). The biology and taxonomy of the burbot, Lota lota leptura, in interior Alaska. Biol. Pap. Univ. Alaska 11: 1-53.

Coeck J., Collazo S., Meire P. & Verheyen, R. (2000). Herintroductie en herstel van kopvoornpopulaties (Leuciscus cephalus) in het Vlaamse Gewest : wetenschappelijke opvolging van lopende projecten en onderzoek naar de habitatbinding in laaglandrivieren. Rapporten van het instituut voor natuurbehoud, 2000(15). Instituut voor Natuurbehoud: Brussel.

Cummins K.W. (1962). "An evaluation of some techniques for the collection and analysis of benthic samples with special emphasis on lotic waters." The American Midland Naturalist 67(2): 477-504.

Daan N. (2000). Deskstudie Draagkracht Westerschelde voor jonge vis. RIVO Rapport Nummer; C039/00 RIVO-Nederlands Instituut voor Visserijonderzoek. Rijkswaterstaat, Middelburg.

Davida G.S., Carvalho E.D., Lemosc D., Silveirad A.N. & Dall'Aglio-Sobrinhoe M. (2015). Ecological carrying capacity for intensive tilapia (Oreochromis niloticus) cage aquaculture in a large hydroelectrical reservoir in Southeastern Brazil. Aquacultural Engineering 66: 30–40.

De Backer R.L. (1972). Studie van de verspreiding der vissen in de waterlopen van de Antwerpse Kempen. Gent, Rijksuniversiteit Gent: 80.

Degerman E. & Sers B. (1994). The effect of lakes on the stream fish fauna. Ecology of Freshwater Fish 3: 116-122.

De Kerckhove D.T., Smokorowski K.E. & Randall R.G. (2008). A primer on fish habitat models. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2817 : iv + 65 p.

De Lange H.J., De Jonge J. & Peeters E.T.H.M. (2005). Draagkracht in het rivierengebied voor vogels en vissen: Productie van macrofauna in relatie tot sedimentverontreiniging en voedsel. Leerstoelgroep Aquatische Ecologie en Waterkwaliteitsbeheer. Rapportnummer 05.004. Wageningen Universiteit, Nederland.

De Pauw N. & Vannevel R. (1991). Macro-invertebraten en waterkwaliteit. Antwerpen: Stichting Leefmilieu.

Dillen A., Coeck J. & Monnier D. (2008). Habitat Use and Seasonal Migrations of Burbot in Lowland Rivers in North France. In: Paragamian V.L. & Bennett D.H. (eds.) Burbot: biology, ecology and management. American Fisheries Society Symposium 59: 29-42.

Dillen A., Martens S., Baeyens R. & Coeck J. (2005a). Onderzoek naar de biologie van de kwabaal (Lota lota L.), ter voorbereiding van het herstel van de soort in het Vlaamse Gewest. IN.R.2005.04, Instituut voor Natuurbehoud, Brussel.

Dillen A., Martens S., Baeyens R., Van Gils W. & Coeck J. (2005b). Habitatevaluatie en biotoopherstel ten behoeve van de visfauna in zones van de Habitatrichtlijn. IN.R.2005.03, Instituut voor Natuurbehoud, Brussel.

Dillen A., Baeyens R., Martens S. & Coeck J. (2006). Onderzoek naar de haalbaarheid van het herstel van serpelingpopulaties in waterlopen van het Vlaamse Gewest. INBO.R.2006.14, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Dixon C.J. & Vokoun J.C. (2010). Population structure and diet of burbot (Lota lota) in small streams near the southern extent of the species' range. Journal of Freshwater Ecology (25)1: 49-58.

Eastman K. (2004). Effects of Embeddedness on Fish Habitats: An Approach for Implementation in the Habitat Simulation Model CASiMiR., Universität Stuttgart, Auslandsorientierter Studiengang Wasserwirtschaft, Master of Science Program, Water Resources Engineering and Management - WAREM.

Edward R.Y. & Fowle C.D. (2013). The concept of carrying capacity. In: Essential reading in wildlife management and conservation. Krausman RR and Leopold BD (ed.). The John Hopkins University Press, Maryland.

Environment Agency (2015). The eel manual. Elver and eel passes. A guide to the design and implementation of passage solutions at weirs, tidal gates and sluices. GEHO0211BTMV-E-E. 101 pp.

Essington T.E. & Carpenter S.R. (2000). Nutrient Cycling in Lakes and Streams: Insights from a Comparative Analysis. Ecosystems 3: 131–143.

EU (2000). EC Water Framework Directive. Official Journal of the European Communities. Brussels, Belgium, European Commission.

Fabricius E. (1954). Aquarium observations on the spawning behaviour of the burbot, Lota vulgaris L. Annual report of the Institute of Freshwater Research Drottningholm 35:51-57.

Farkas J. (1993). Zur Biologie der Aalrutte in der oberen Drau und ihren Nebengewässern. Carinthia II 183/103: 593-612.

Faulkner A. (2014). An investigation into the environmental feasibility of successfully reintroducing the burbot Lota lota to the lower reaches of the river Derwent. Dissertation for the degree of MSc in Environmental Management at the University of Nottingham. 106p.

Ferreira A.F., Quintella B.R., Maia C., Mateus C.S., Alexandre C.M., Capinha C. & Almeida P.R. (2013). "Influence of macrohabitat preferences on the distribution of European brook and river lampreys: Implications for conservation and management." Biological Conservation 159: 175-186.

Fisher S.J. (2000). Early life history observations of burbot utilizing two Missouri river backwaters. In: Paragamian V.L. & Willis D.W. (eds.) (2000). Burbot: biology, ecology and management. American Fisheries Society, Fisheries Management section, Publ. 1. Bethesda: 96-101.

Florsheim J.L., Mount J.F. & Chin A. (2008). Bank erosion as a desirable attribute of rivers. BioScience 58(6):519-527.

Fredrich F. & Arzbach H-H. (2002). Wanderungen und Uferstrukturnutzung der Quappe Lota lota in der Elbe, Deutschland. Zeitschrift für Fischkunde, Suppl. 1: Ökologie de Elbe-fische: 159-178.

Gens E. (1885). Notions sur les poissons d'eau douce de Belgique. La pisciculture, l'exploitation, l'entretien, le repeuplement des eaux, suivies de la nouvelle loi sur la pêche. Brussel, Ministerie van Landbouw, Industrie en Openbare Werken: 102.

Ghan D. & Sprules W.G. (1991). Distribution and abundance of larval and juvenile burbot (Lota lota) in Oneida Lake, New York. Verhandlungen der internationalen Vereinigung der Limnologie 24: 2377-2381.

Goodwin C.E., Dick J.T.A., Rogowski D.L. & Elwood R.W. (2008). "Lamprey (Lampetra fluviatilis and Lampetra planeri) ammocoete habitat associations at regional, catchment and microhabitat scales in Northern Ireland." Ecology of Freshwater Fish 17(4): 542-553.

Grossman G.D. (2012). Population regulation of brook trout (Salvelnius fontinalis) in Hunt Creek, Michigan: A 50-year study. Freshwater Biology 10.1111/j. 1365-2427.2012.02806.x.

Guyondet T., Comeau L.A., Bacher C., Grant J., Rosland R., Sonier R. & Filgueira R. (2014). Climate Change Influences Carrying Capacity in a Coastal Embayment Dedicated to Shellfish Aquaculture. Estuaries and Coasts: Open Access doi:10.3390/ijerph120403564

Hanson J.M. & Qadri S. (1980). Morphology and diet of young-of-the-year burbot, Lota lota, in the Ottawa River. The Canadian Field-Naturalist 94: 311-314.

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

Hardisty M. W. (1961b). Studies on an isolated spawning population of the brook lamprey (Lampetra planeri). Journal of Animal Ecology 30:339-355.

Hardisty M.W. & Potter I.C., Eds. (1971). The behaviour, ecology and growth of larval lampreys. The biology of lampreys. London, Academic Press.

Hardisty M. W. (1979). Biology of the Cyclostomes. Chapman and Hall, London and New York.

Hardisty M. W. (ed) (1986). Lampetra planeri Bloch, 1758, Aula-Verlag, Wiesbaden.

Hardy R., Paragamian V.L. & Neufeld M.D. (2008). Zooplankton communities and burbot relative abundance of some oligotrophic lakes of Idaho, USA and British Columbia, Canada. American Fisheries Society Symposium 59: 79-89.

Harrelson C.C., Rawlins C.L. & Potyondy J.P. (1994). Stream channel reference sites: an illustrated guide to field technique. Gen. Tech. Rep. RM-245. Fort Collins, CO: U.S., Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station: 61.

Harsányani A. & Aschenbrenner P. (1992). Die rutte Lota lota (Linnaeus, 1758) – Biologie und Aufzucht. Fischer & Teichwirt 10: 372-376.

Helliwell R.C., Wright R.F., Jackson-Blake L.A., Ferrier R.C., Aherne J., Cosby B.J., Evans C.D., Forsius M., Hruska J., Jenkins A., Kram P., Kopaćek J., Majer V., Moldan F., Posch M., Potts J.M., Rogora M. & Schöpp W. (2014). Assessing Recovery from Acidification of European Surface Waters in the Year 2010: Evaluation of Projections Made with the MAGIC Model in 1995. Environmental Science and Technology. 48: 13280−13288. Open access.

Herrmann J., Degerman E., Gerhardt A., Johansson C., Lingdell P-E. & Muniz I.P. (1993). Acid-stress effects on stream biology. Ambio 22(5): 298-307.

Hirsch P.E. & Fischer P. (2008). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 65 (12): 2636-2643

Hochleithner M. (2002). Die Quappe (Lota lota Linnaeus, 1758): Biologie und Aquacultur. In: Verband Deutscher Sportfischer e.V., Hrsg., Fisch des Jahres 2002: Die Quappe (Lota lota): 23-37.

Hua Wang, Yiyi Zhou, Yang Tang, Mengan Wu & Yanqing Deng (2015). Fluctuation of the Water Environmental Carrying Capacity in a Huge River-Connected Lake. International Journal of Environmental Research and Public Health 12(4), 3564-3578.

Hudd R. & Kjellman J. (2002). Bad matching between hatching and acidification: A pitfall for the burbot, Lota lota, of the river Kyronjoki, Baltic Sea. Fisheries Research 55: 153-160.

Hui Liu, Gaboury B., Tao Liu, Yong Liu & Huaicheng Guo (2015). An integrated system dynamics model developed for managing lake water quality at the watershed scale. Journal of Environmental Management 155:11-23.

Igoe F., Quigley D.T.G., Marnell F., Meskell E., O'Connor W. & Byrne C. (2004). "The sea lamprey Petromyzon marinus (L.), river lamprey Lampetra fluviatilis (L.) and brook lamprey Lampetra planeri (Bloch) in Ireland: general biology, ecology, distribution and status with recommendations for conservation." Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy 104B(3): 43-56.

IUCN (2012). IUCN guidelines for reintroductions and other conservation translocations. IUCN.

Jaeger T., Nelson W., Schofer W. & Shodjai F. (1981). Influence of salinity and temperature on early life stages of Coregonus albula, C. lavaretus, R. rutilus and L. lota. In: Lasker R. & Sherman K. (eds) (1981). The early life history of fish: recent studies. Rapport Procesverbaux des Reunions, International Council for the Exploration of the Sea, Copenhagen: 345-348.

Jatteau P. (2010). Handbook for Allis shad marking – the re-introduction of Allis shad (Alosa alosa) in the Rhine system. Etude Cemagref Groupement de Bordeaux N°137. 22p.

Jones D.R., Kiceniuk J.W. & Bamford O.S. (1974). Evaluation of the Swimming Performance of Several Fish Species from the Mackenzie River. Journal of the Fisheries Research Board of Canada 31(10): 1641-1647.

Jørgensen S.E. (2010). A review of recent developments in lake modelling. Ecological modeling 221: 689-692.

Kainua K. & Valtonen T. (1980). "Distribution and abundance of European river lamprey (Lampetra fluviatilis) larvae in three rivers running into Bothnian Bay, Finland." Canadian Journal for Fisheries and Aquatic Sciences 37: 1960-1966.

Kainz E. & Gollmann H.P. (1996). Laichgewinnung, Erbrütung und erste Aufzuchtversuche bei Aalrutten (Lota lota). Österreichs Fischerei 49: 154-160.

Kampichler C., Wieland R., Calme S., Weissenberger H. & Arriaga-Weiss S. (2010). "Classification in conservation biology: A comparison of five machine-learning methods." Ecological Informatics 5(6): 441-450.

Kappus B., Bühler P. & Rahmann H. (1991). Biologie und verbeitung von Donauneunaugen als grundlage für artenschutzmaßnahmen. Tier- und artenschutz. Rahmann, H. and Kohler, A. Margraf, Weikersheim: 197-203.

Kashiwai M. (1995). History of carrying capacity concept as an index of ecosystem productivity (Review). Bulletin Hokkaido National Fisheries Research Institute, 59; 81-100.

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

Klinge M., Hensens G., Brenninkmeijer A. & Nagelkerke L. (2003). Handboek Visstandbemonstering. Voorbereiding, bemonstering, beoordeling. Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer. Utrecht. 201 pp.

Koops H. (1959). Der Quappebestand der Elbe, Untersuchungen über die Biologie und fischereiliche Bedeutung der Aalquappe (Lota lota (L.)) im Hinblick aus die Aufwirkungen des im Bau befindlichen Elb-staues bei Geesthacht. Kurze Mitteilungen aus dem Institut für Fischereibiologie der Universität Hamburg nr. 9: 2-60.

Koporikov A.R. & Bogdanov V.D. (2011). Spatial and biotopic distribution patterns of semianadromous burbot, Lota lota L. (Lotidae), early larvae in the lower Ob floodplain. Russian Journal of Ecology 42(4): 309-313.

Kouril, J., Linhart O., Dubsky K. & Kvasnicka P. (1985). The fertility of female and male burbot (Lota lota L.) reproduced by stripping. Práce VÚRH Vodnany 14: 75-77.Becker, 1983

Lahnsteiner F., Kletzl M. & Weismann T. (2012). The effect of temperature on embryonic and yolk-sac larval development in burbot Lota lota. Journal of Fish Biology 2012, doi:10.1111/j.1095-8649.2012.03344.x

Lammens E. (1986). Interactions between fishes and the structure of fish communities in Dutch shallow, eutrophic lakes. Proefschrift Wageningen. 100 p. http://library.wur.nl/WebQuery/clc/242065

Lammens E. (2001). Het voedselweb van Ijsselmeer en Markermeer. De Levende Natuur 102 (5): 210-214.

LAVES (2011). Vollzugshinweise zum Schutz von Fischarten in Niedersachsen – Fischarten des Anhangs II der FFH-Richtlinie und weitere Fischarten mit Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen – Quappe, Aalrutte (Lota lota) – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz, Hannover, 11 S., unveröff. 11p.

Lee Hsueh Lee & Zi Yuan Chang (2014). A model for predicting tourist carrying capacity and implications for fish conservation. Environmental Biology of Fishes 98 (3): 871-884

MacCall A.D. (1990). Dynamic geography of marine fish populations. University of Washington Press, Seattle, 153 pp.

Macneil C., Boets P., Lock P. & Goethals P.L.M. (2013). Potential effects of the invasive 'killer shrimp' (Dikerogammarus villosus) on macroinvertebrate assemblages and biomonitoring indices. Freshwater Biology 8 (1): 171-182.

Maes L. (1898). Notes sur la pêche fluviale et maritime en Belgique. Bruxelles, Imprimerie scientifique. Ch. Bulens: 295.

Maitland P.S. (1980). "Review of the ecology of lampreys in Northern Europe." Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 37: 1944-1952.

Malarvannan G., Belpaire C., Geeraerts C., Eulaers I., Neels H. & Covaci A. (2014). Assessment of persistent brominated and chlorinated organic contaminants in the European eel (Anguilla anguilla) in Flanders, Belgium: Levels, profiles and health risk. Science of the Total Environment 482–483: 222–233

Malmqvist B. (1980). "Habitat selection of larval brook lampreys (Lampetri planeri, Bloch) in a South Swedish stream." Oecologia 45: 35-38.

Malmqvist B. (1983). Growths, dynamics and distribution of a population of the brook lamprey Lampetra planeri in a South Swedish stream. Holarctic Ecology 6:404-412.

Mateus C.S., Rodríguez-Muñoz R., Quintella B.R., Alves M.J. & Almeida P.R. (2012). "Lampreys of the Iberian Peninsula: distribution, population status and conservation." Endangered Species Research 16: 183-198.

McGarvey D.J., Johnston J.M. & Barber C. (2010). Predicting fish densities in lotic systems: a simple medeling approach. Journal of the North American Benthological Society 29 (4): 1212-1227.

McPhail J.D. (1997). A review of burbot (Lota lota) life history and habitat use in relation to compensation and improvement opportunities. Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2397:viii+37p.

McPhail J.D. & Paragamian V.L. (2000). Burbot biology and life history. In: Paragamian V.L. & Willis D.W. (eds.) (2000). Burbot: biology, ecology and management. American Fisheries Society, Fisheries Management section, Publ. 1. Bethesda: 11-23.

Meshkov N.M. (1972). Developmental stages of the burbot (Lota lota (L.)). Fisheries Research Board of Canada Translation Series No. 2263. 26p. (Vertaald uit het Russisch)

Messiaen M., Lock K., Gabriels W., Vercauteren T., Wouter K., Boets P. & Goethals P.L.M. (2010). Alien macrocrustaceans in freshwater ecosystems in the eastern part of Flanders (Belgium). Belgian Journal of Zoology 140 (1): 30-39.

Miller T.J., Crowder L.B., Rice J.A. & Marshall E.A. (1988).Larval size and recruitment mechanisms in fishes: toward a conceptual framework. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 45: 1657-1670.

Mooij W.M., Hulsmann S., De Senerpont Domis L.N., Nolet B.A., Bodelier P.L.E., Boers P.C.M., Pires L.M.D., Gons H.J., Ibelings B.W., Noordhuis R., Portielje R., Wolfstein K. & Lammens E.H.R.R.l. (2005). The impact of climate change on lakes in the Netherlands: a review. Aquatic Ecology 39: 381-400.

Mouton A.M., Buysse D., Stevens M., Van den Neucker T., Gelaude E., Baeyens R., Martens S., Jacobs Y. & Coeck J. (2011). Evaluatie van habitatherstelmaatregelen in de Abeek (Maasbekken) - Evaluatie huidige situatie - afweging toekomstscenarios. Brussel, Instituut voor natuur-en bosonderzoek. INBO.R.2011.42.

Müller W. (1961). Neuere Untersuchungen über die Quappe (Lota lota L.). Deutsche Fischerei-Zeitung 8:43-47.

Naiman R.J., Alldredge R., Beauchamp D.A., Bisson P.A., Congleton J., Henny C.J., Huntly N., Lamberson R., Levings C., Merrill E.N., Pearcy W.G., Rieman B.E., Ruggerone G.T., Scarnecchia D., Simouse P.E. & Wood C. (2012). Developing a broader scientific foundation for river restoration: Columbia River food webs. PNAS 109 (52): 21201-21207.

Nunn A.D., Harvey J.P., Noble R.A.A. & Cowx I.G. (2008). "Condition assessment of lamprey populations in the Yorkshire Ouse catchment, north-east England, and the potential influence of physical migration barriers." Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems 18(2): 175-189.

Paragamian V.L., Hardy R. & Gunderman B.(2005). Effects of regulated discharge on burbot migration. Journal of Fish Biology 66(5): 1199-1213.

Paragamian V.L. & Wakkinen V.D. (2008). Seasonal Movement of Burbot in Relation to Temperature and Discharge in the Kootenai River, Idaho, USA and British Columbia, Canada. In: Paragamian V.L. & Bennett D.H. (eds.) Burbot: biology, ecology and management. American Fisheries Society Symposium 59: 55-77.

Pigneur L.M., Falisse E., Roland K., Everbecq E., Deliège J.F., Smitz J.S., Van Doninck K. & Descy J.P. (2014). Impact of invasive Asian clams, Corbicula spp., on a large river ecosystem. Freshwater Biology 9 (3): 573-583.

pisciculture, P. e. (1924a). "Les Lamproies." 35: 41-46.

Poikane S., Zampoukas N., Borja A., Davies S.P., Van de Bund W. & Birk S. (2014). Intercalibration of aquatic ecological assessment methods in the European Union: Lessons learned and way forward. Environmental Science and Policy 44: 237-246.

Poikane S., Birk S., Böhmer J., Carvalho L., Caridad de Hoyos, Gassner H., Hellsteng S., Kelly M., Solheimi A.L., Olinj M., Pall K., Phillips G., Portielje B., Ritterbuschn D., Sandino L., Schartaup A.K., Solimini A.G., Van den Berg M., Wolframs G. & Van de Bund W. (2015). A hitchhiker's guide to European lake ecological assessment and intercalibration. Ecological Indicators 52: 533–544

Potter I. C. (1970). The life cycles and ecology of Australian lampreys of the genus Mordacia. Journal of Zoology 176:311-329.

Potter I. C. (1980). The petromyzontiformes with particular reference to paired species. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 37:1596-1615.

Potter I. C. & Osborne T. S. (1975). The systematics of British Larval Lampreys. Journal of Zoology 76:311-329.

Pulliainen E. & Korhonen K. (1993). Does the burbot, Lota lota, have rest years between normal spawning seasons? Journal of Fish Biology 43:355-362.

Rousseau E., Steven E. & Perau A. (1915). La pêche fluviale en Belgique. Manuel à l'usage des pêcheurs et des gardes. Société Centrale pour la Protection de la Pêche fluviale. Bruxelles, Imprimerie Scientifique: 409.

Ryder R.A. & Pesendorfer J. (1992). Food, growth, habitat, and community interactions of young-of-the-year burbot, Lota lota L., in a precambian shield lake. Hydrobiologia 243:211-227.

Seeuws P. (1996). Ecologie van beschermde rondbek- en vissoorten. Soortbeschermingsplan voor de beekprik., Instituut voor Natuurbehoud en Universitaire Instelling Antwerpen: Departement Biologie. Onderzoeksopdracht K/IN/JC/95.04.

Silva S., Gooderham A., Fort M., Morland B. & Lucas M.C. (2014). Egg drift and hatching success in European river lamprey Lampetra fluviatlis: is egg depositon in gravel vital to spawning success? Lamprey Conference 2014, York.

Smulders M.J.M., Arens P.F.P., Jansmans H.A.H., Buiteveld J., Groot Bruinderink G.W.T.A. & Koelewijn H.P. (2006). Het herintroduceren van soorten, bijplaatsen of verplaatsen: een afwegingskader. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1390 PRI-rapport 128. 69p.

Sorokin V.N. (1971). The spawning and spawning grounds of the burbot (Lota lota (L.)). Journal of Ichthyology 11: 907-915.

Spikmans F., Schiphouwer M., Kranenbarg J. & Breeuwer H. (2013). Naar duurzame populaties beekprik in Noord-Brabant. Voorbereidingsstudie herintroductie., Stichting RAVON, Nijmegen & IBED - Universiteit Amsterdam.

Sportvisserij Nederland (2006). Soortprofiel kopvoorn.

Stapanian M.A., Paragamian V.L., Madenjian C.P., Jackson J.R., Lappalainen J., Evenson M.J. & Neufeld M.D. (2009). Worldwide status of burbot and conservation measures. Fish and Fisheries. DOI: 10.1111/j.1467-2979.2009.00340.x.

Stevens M., Buysse D., Van den Neucker T., Gelaude E., Baeyens R., Jacobs Y., Mouton A., Coeck J. & van Vessem J. (2011). Wetenschappelijke ondersteuning van de uitvoering van het palingbeheerplan: Inventarisatie pompgemalen en inventarisatie van de technische karakteristieken en waterbeheersaspecten van prioritaire zout-zoetovergangen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2011.38. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO): Brussel.

Stipek J. (1992). Erfahrungen bei der Aufzucht der Rutte (Lota lota L.) in der Tschechoslowakei. Fischer und Teichwirt 10: 376-379.

Stockdale A., Tipping E., Fjellheim A., Garmoc O.A., Hildrew A.G., Lofts S., Monteith D.T., Ormerod S.J. & Shilland E.M. (2014). Recovery of macroinvertebrate species richness in acidified upland waters assessed with a field toxicity model. Ecological Indicators 37 (B): 341–350.

Taylor J.L. & McPhail J.D. (2000). Temperature, development and behavior in the early life history of burbot from Columbia Lake, British Columbia. In: Paragamian V.L. & Willis D.W. (eds.) (2000). Burbot: biology, ecology and management. American Fisheries Society, Fisheries Management section, Publ. 1. Bethesda: 30-37.

Thomas R.W. & Huggett R.J. (1980). Modeling in geography: A mathematical approach. Methuen, London, 338 pp.

Torgersen C.E. & Close D.A. (2004). "Influence of habitat heterogeneity on the distribution of larval Pacific lamprey (Lampetra tridentata) at two spatial scales (vol 49, pg 614, 2004)." Freshwater Biology 49(6): 852-852.

Townsend C. & Lawrence R. (2015). Encouraging Paddling Participation through Canoe Trail Development in the Barmah Millewa Floodplain Forest, Australia. Researching Environmental Learning, pp 83-100.

Triest L., Breine J., Crohain N. & Josens, G. (2008). Evaluatie van de ecologische staat van sterk veranderde en artificiële waterlichamen in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest zoals bepaald in de Kaderrichtlijn Water 2000/60/EG, Etudes IBGE - BIM Studies, Eindrapport. 186 pagina's + bijlagen.
http://documentatie.leefmilieubrussel.be/documents/Studie_Hoofdrapport_ecolog_2008.

Van den Neucker T., Gelaude E., Martens S., Baeyens R., Jacobs Y., Stevens M., Mouton A., Buysse D., Auwerx J., De Charleroy D., Coeck J. & van Vessem J. (2010a). Wetenschappelijke ondersteuning van de herstelprogramma's voor kopvoorn, serpeling, kwabaal en beekforel in 2009. INBO.IR.2010.64, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Van den Neucker T., Gelaude E., Martens S., Baeyens R., Jacobs Y., Stevens M., Mouton A., Buysse D., Auwerx J., De Charleroy D., Coeck J. & van Vessem J. (2010b). Wetenschappelijke ondersteuning van de herstelprogramma's voor kopvoorn, serpeling, kwabaal en beekforel in 2010. INBO.IR.2010.32, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Van den Neucker T., Gelaude E., Baeyens R., Jacobs Y., De Maerteleire N., Stevens M., Mouton A., Buysse D., Auwerx J., Vught I., De Charleroy D. & Coeck, J. (2012). Wetenschappelijke ondersteuning herstelprogramma's kopvoorn, serpeling, kwabaal en beekforel in 2011. INBO.R.2012.19. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Van den Neucker T., Gelaude E., Baeyens R., Jacobs Y., De Maerteleire N., Robberechts K., Stevens M., Mouton A., Buysse D., Auwerx J., Vught I., De Charleroy D. & Coeck J. (2012). Wetenschappelijke ondersteuning herstelprogramma's kopvoorn, serpeling, kwabaal en beekforel in 2012. Brussel, Instituut voor natuur- en bosonderzoek. INBO.R.2013.21.

Van den Neucker T., Gelaude E., Baeyens R., Jacobs Y., De Maerteleire N., Robberechts K., Stevens M., Mouton A., Buysse D., Auwerx J., Vught I., De Charleroy D.& Coeck J. (2013). Wetenschappelijke ondersteuning herstelprogramma's kopvoorn, serpeling, kwabaal en beekforel in 2012. INBO.R.2013.21. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Van der Meeren T., Vlietinck K. & Agentschap voor natuur en bos, Soortbeschermingsprogramma voor beekprik (Lampetra planeri), rivierdonderpad (Cottus sp) en kleine modderkruiper (Cobitis taenia) voor de periode 2013-2018.

van Giels J. (2015). Life+ Most-Keiheuvel in Balen: Visonderzoek naar herstel vismigratie in Grote Nete en Kleine Hoofdgracht- onderzoek nultoestand. ATKB Rapport 11 Nat/Be/001061: 22p.

Van Puijenbroek P.J.T.M., Cleij P. & Visser H. (2010). Nutriënten in het Nederlandse zoete oppervlaktewater: toestand en trends. Planbureau voor de Leefomgeving (PBL) Den Haag/Bilthoven. 58 pp.

Verreycken H. (2013). Risk analysis of the round goby, Neogobius melanostomus, risk analysis report of non-native organisms in Belgium. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2013 (INBO.R.2013.42). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Vrielynck S., Belpaire C., Stabel A., Breine J. & Quataert P. (2002). De visbestanden in Vlaanderen anno 1840-1950: een historische schets van de referentietoestand van onze waterlopen aan de hand van de visstand, ingevoerd in een databank en vergeleken met de actuele toestand. Groenendaal, Belgium., Intstituut voor Bosbouw en Wildbeheer - sectie visserij. Instituut voor Natuurbehoud. 2002 (89): 271.

Vught I., Shiri Harzevili A., Auwerx J. & De Charleroy D. (2008). Aspects of Reproduction and Larviculture Under Hatchery Conditions. Burbot: ecology, management and culture. American Fisheries Society, Symposium 59, Bethesda, Maryland: p 167-178.

Waterstraat A. (1990). The influence of stream regulation on a population of Lampetra planeri, an endangered species in the D.G.R. Abstracts of the International Symposium on the Biology and Conservation of Rare Fish., The Fisheries Society of the British Isles.

Wolman M.G. (1954). "A method of sampling coarse river-bed material." Transactions of the American Geophysical Union 35(6): 951-956.

Worthington T., Kemp P. & Osborne E. (2011). Factors affecting the population viability of burbot, Lota lota. Fisheries Management and Ecology 18: 322-332.

Zonneveld I. (1995). Land ecology. SPB Academic Publishing bv., Amsterdam

Bijlagen

Visvriendelijke pompen - Buisvijzel



® Fishflow Innovations – Zwanburgerpolder



® Siemens

Beschrijving:

Bij een buisvijzel zit het vijzelblad vast aan de behuizing, waardoor er geen ruimte meer bestaat tussen de vijzel en de vijzelwand. Net zoals bij een De Witvijzel (zie verder) kan de instroomopening ook met een conische top uitgerust zijn.

Voorbeelden:

- Gemaal Zwanburgerpolder (Hoogheemraadschap Rijnland - Nl)
- Red Bluff diversion dam – Archimedes lifts with revolving barrels (VS)
- Sluis Albertkanaal in Ham (NV De Scheepvaart – B)
- Buisvijzelgemaal Halfweg (Hoogheemraadschap van Rijnland - Nl)
- Gemaal Kortenhoef (Hoogheemraadschap Amstel, Gooi en Vecht - Nl)
- Gemaal Hoekpolder - composiet buisvijzel (Hoogheemraadschap van Delfland - Nl)

Links:

- www.water.siemens.com → screw pumps → Internalift
- www.fishflowinnovations.nl → vijzelturbine
- Buisvijzelgemaal Halfweg: http://fishflowinnovations.nl/nl/nieuws/news/visveilig-vijzelgemaal-geplaatst-in-halfweg
- Gemaal Hoekpolder: http://vismigratie.stowa.nl/Upload/Vis/Factsheet%20visvriendelijk%20gemaal%20hoekpolder.pdf

Evaluatiestudies:

- http://fishflowinnovations.nl//userfiles/paginas/productkaarten/VA2009_10_Onderzoek_naar_visveilige_axiaalpomp_en_**buisvijzel**.pdf
- McNabb C.D., Liston C.R. & Borthwick S.M. (2003) Passage of juvenile Chinook Salmon and other fish species through **Archimedes lifts** and a Hidrostal pump at Red Bluff, California. Transactions of the American Fisheries Society 132, 326–334.

Visvriendelijke pompen – 'de Wit'-vijzel





Beschrijving:

Een De Witvijzel is een conventionele vijzel die aan de instroomzijde uitgerust is met een conische top. Hierbij zijn de onderste windingen van de vijzel aangepast zodat het vijzelblad terugloopt naar de as van de vijzel. Een De Witaanpassing kan ook gecombineerd worden met een (gedeeltelijk) gesloten buisvijzel.

Voorbeelden:

- Pompgemaal Lobroekdok in Antwerpen (VMM – B)
- Pompgemaal Sint-Karelsmolen (Polder De Moeren - B)
- Pompgemaal Boekhoute (Leopoldkanaal, VMM - B)
- Pompgemaal Zeebrugge (Leopoldkanaal, W&Z - B)
- Sluis Albertkanaal in Ham (NV De Scheepvaart – B)
- Pomgemaal Halfweg (Hoogheemraadschap van Rijnland - Nl)
- Pompgemaal Hillekade (Hoogheemraadschap van Schieland en de Krimpenerwaard – Nl)

Links:

http://www.dewitwaterwerken.nl/

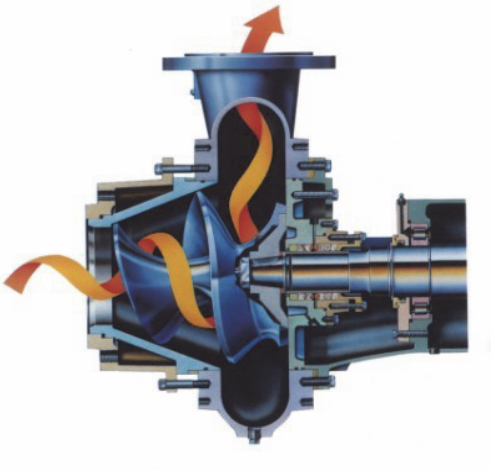
Evaluatiestudies:

- Evaluatie van een '**de Wit**'-aanpassing bij een conventioneel vijzelgemaal: Isabellagemaal (Boekhoute).
  http://www.inbo.be/files/bibliotheek/36/252836.pdf

  In vergelijking met klassieke vijzels scoren de 'de Wit'-vijzels op het vlak van visvriendelijkheid nauwelijks beter. Ook bij de 'de Wit'-vijzels treedt er nog steeds schade en vissterfte op. Vissen en paling in het bijzonder raken nog steeds gekneld tussen de bewegende vijzelbladen en de trog. De berekende maximale sterftepercentages voor paling waren aanzienlijk: tussen 10% en 20%.

Visvriendelijke pompen - visvriendelijke Hidrostal-pomp





Beschrijving:

De visvriendelijke Hidrostalpomp is een schroefcentrifugaalpomp. Hidrostalpompen hebben slechts één schoep met een speciale kurkentrekkervorm aan de inlaat.

Voorbeelden:

- Red Bluff diversion dam (VS)

Links:

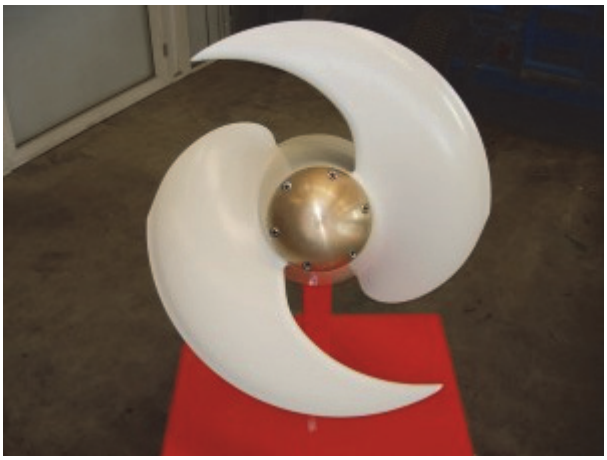
- http://www.fishfriendlypumps.co.uk/
- DOI:10.1577/1548-8659(2003)132<0326:POJCSA>2.0.CO;2

Evaluatiestudies:

- Patrick P.H. & McKinley R.S. (1987) Field evaluation of a **Hidrostal pump** for live transfer of American eels at a hydroelectric facility. North American Journal of Fisheries Management 7, 303–305.
- McNabb C.D., Liston C.R. & Borthwick S.M. (2003) Passage of juvenile Chinook Salmon and other fish species through Archimedes lifts and a **Hidrostal pump** at Red Bluff, California. Transactions of the American Fisheries Society 132, 326–334.

Visvriendelijke pompen - visvriendelijke axiaalpomp





Beschrijving:

De visveilige axiaalpomp is voorzien van een waaier en leischoep met een speciale vormgeving. Als gevolg van de waaiervorm ontstaat een stroming die vissen tussen de waaierbladen doorvoert. De waaier heeft een grotere kogeldoorlaat dan conventionele axiaalwaaiers waardoor de waaier goed passeerbaar is voor vissen.

Voorbeelden:

- Mijndense Sluis (Hoogheemraadschap Amstel, Gooi en Vecht - Nl)
- Gemaal Kralingse Plas (Hoogheemraadschap van Schieland en de Krimpenerwaard - Nl)
- Gemaal De Nieuwe Horn (Waterschap Rivierenland - Nl)

Links:

- www.fishflowinnovations.nl
- http://www.fairbanksnijhuis.com/EngineeredProduct_N_Fish_Friendly.aspx
- http://www.fairbanksnijhuis.com/resources/images/738.pdf

Evaluatiestudies:

- http://fishflowinnovations.nl//userfiles/paginas/productkaarten/VA2009_10_Onderzoek_naar_visveilige_axiaalpomp_en_buisvijzel.pdf
- Video: http://www.fairbanksnijhuis.com/EngineeredProduct_N_Fish_Friendly.aspx
  Test onder supervisie van onafhankelijk studiebureau Visadvies BV.

Tabel 41: Overzicht van de aanwezigheid van beekprik in de Vlaamse waterlopen tussen 1989 en 2015 als de gemiddelde catch per unit effort (CPUE) per jaar over één tot een aantal trajecten beviste trajecten (aangeduid tussen haakjes) en met aanduiding van het aantal negatieve evaluaties van beekprik (vetgedrukte cijfers). Wanneer geen aantal beekprik gekend was, wordt dit aangeduid met "aanwezig". Alle CPUE's zijn uitgedrukt als het aantal beekprik per beviste meter (groen: CPUE > 1, geel: 0,09 < CPUE < 1, oranje: 0,009 < CPUE <0,1 en rood: CPUE <0,01).

	1989	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
Abeek	0,220 (3)					0,065 (2)		0,125 (2) **8**	0,020 (1)	0,030 (1) **4**
Achterste Neet	aanwezig					1				**1**
Afloop Asbeek										
Asbeek	0,145 (2)					0,030 (3)				0,290 (1) **1**
Bezoensbeek	0,5 (1)				2,14 (1)	1,13 (1)				
Breiloop	0,01 (1)					1				
Bullenbeek	0,590 (1)					0,030 (1)				**1**
Busselziep	0,020 (1)					1				
Dalemansloop	0,010 (1)					1				
De Vliet	0,070 (1)					0,030 (1)		**1**		**1**
Desselse Neet	aanwezig					0,070 (1)			0,040 (1) 1	0,045 (2)
Dommel	0,010 (1)					1		**8**		**1**
Dorenbosbeek	0,020 (1)					0,010 (1)				
Gielisbeek	0,810 (1)							**1**		**1**
Grote Nete	0,010+ (1+)	0,010 (1)				0,087 (3) **1**				
Hanskenselsloop										
Holvense Beek	0,010 (1)					1				
Itterbeek	0,110 (3)					0,104 (5) **6**			**3**	**2**
Kapittelbeek			0,180 (1) **2**							**1**
Kleine Hoofdgracht	0,180 (1)					0,400 (1)				

Vervolg …

	1989	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
Kleine Nete										
Krombeek						**1**				
Laambeek					0,040 (1) **7**	1				
Molenbeek stroomaf Sassegembeek	*0,070 (1)*					1				
Molenbeek stroomaf Terkleppenbeek							*0,120 (1)*			
Munsterbeek					**5**	0,230 (1)				
Oude Beek						0,03 (1)				
Sassegembeek										0,050 (1)
Schaagterziep							**1**			0,010 (1)
Steenputbeek	0,710 (1)		0,140 (1) **1**			1,540 (1)				**3**
Terkleppenbeek	aanwezig					0,170 (1)				
Vellerloop										
Verrebeek	0,320 (1)					1,100 (1) **1**			0,035 (1)	0,635 (1)
Voer				**4**		0,040 (1) **2**			**4**	0,060 (1) **2**
Walebeek	0,050 (1)					1				
Warmbeek	0,020 (2)					2		**9**	**1**	0,030 (1) **2**
Wijshagerbeek	0,020 (1)					0,030 (1) 3				**2**
Zeeploop										
Ziepbeek	0,010 (1)				0,130 (1)	0,360 (3)				**1**
Zutendaalbeek	0,035 (2)				**3**	0,030 (1)				
Zwarte Beek	1,810 (1)					1,700 (1)				
Zwarte Neet										
Zwartebeek										

Vervolg …

	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
Abeek	**1**			0,088 (3) **2**				aanwezig	aanwezig	0,177+ (9+) **3**
Achterste Neet							**1**			**1**
Afloop Asbeek									0,040 (1)	
Asbeek		0,010 (1) **1**		0,020 (4)		0,020 (1)	**1**	0,010 (2)		**1**
Bezoensbeek				2,980 (1)						0,594 (4)
Breiloop										
Bullenbeek										0,040 (1)
Busselziep										
Dalemansloop										
De Vliet				0,085 (2) **1**	0,010 (1)					
Desselse Neet	0,021 (12) **1**			0,020 (1)				0,010 (1)		
Dommel				**4**			**6**	**8**		
Dorenbosbeek										
Gielisbeek				**1**						0,508 (2) **1**
Grote Nete		0,010 (2) **2**	**4**			0,010 (2) **5**		0,030 (1)	0,055 (2) **6**	aanwezig
Hanskenselsloop								0,010 (1)		
Holvense Beek										
Itterbeek	0,292 (1) **4**				0,151 (2) **3**				0,052 (6)	0,118 (2) **4**
Kapittelbeek	**8**		**1**				0,110 (1)			
Kleine Hoofdgracht		0,340 (1)					0,176 (1)	0,010 (1)		0,170 (1)

Vervolg ...

	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
Kleine Nete	**5**	**1**	**2**	**1**			0,500 (1) **3**			0,005 (2) **3**
Krombeek		**1**				0,020 (1)				0,080 (1)
Laambeek	**5**									
Molenbeek stroomaf Sassegembeek		*0,010 (1)*								
Molenbeek stroomaf Terkleppenbeek		*0,190 (1)*								
Munsterbeek	**5**			1,470 (2)						0,153 (2) **1**
Oude Beek										
Sassegembeek					0,030 (1)			0,017 (1)	**1**	
Schaagterziep							**1**			
Steenputbeek	**1**		**1**	aanwezig			**1**			
Terkleppenbeek									0,300 (2)	aanwezig
Vellerloop										0,032 (1)
Verrebeek	0,094 (1)				0,020 (1)				0,030 (1)	
Voer					0,010 (1) **3**		**2**			0,007 (1) **3**
Walebeek										
Warmbeek	**1**			**4**					**3**	
Wijshagerbeek	**1**				**1**				0,020 (1)	**1**
Zeeploop								0,030 (2)		
Ziepbeek		**2**		1,300 (2) **1**		0,040 (1) **3**			1,475 (4)	0,030 (1) **3**
Zutendaalbeek	0,022 (1) **1**									0,010 (1)
Zwarte Beek			2,506 (4)							
Zwarte Neet			**2**				**1**			0,020 (1)
Zwartebeek	0,084 (5) **6**		2,075 (4) **5**			**3**			0,065 (2) **1**	**3**

Vervolg …

	2011	2012	2013	2014	2015	Aantal bevissingen
Abeek	0,015 (2) **2**			0,04 (1)		12
Achterste Neet						4
Afloop Asbeek						1
Asbeek	0,027 (2)					10
Bezoensbeek						5
Breiloop						1
Bullenbeek						4
Busselziep						1
Dalemansloop						1
De Vliet		0,050 (1)				7
Desselse Neet						7
Dommel	**4**					7
Dorenbosbeek						2
Gielisbeek						5
Grote Nete	0,095 (2)	0,025 (3) **5**	0,205 (2)	**1**		13
Hanskenselsloop	0,020 (1)					2
Holvense Beek						1
Itterbeek						8
Kapittelbeek	0,020 (1)					6
Kleine Hoofdgracht	0,280 (2)					7

Vervolg …

	2011	2012	2013	2014	2015	Aantal bevissingen
Kleine Nete			**3**			7
Krombeek						4
Laambeek	0,333 (2)					4
Molenbeek stroomaf Sassegembeek						3
Molenbeek stroomaf Terkleppenbeek		*0,010 (1)*				3
Munsterbeek						5
Oude Beek						
Sassegembeek		0,040 (1)			0,090 (2)	6
Schaagterziep						3
Steenputbeek	**1**					9
Terkleppenbeek	0,007 (1)				0,060 (1)	6
Vellerloop						1
Verrebeek	0,300 (1)	0,030 (1)			0,300 (1)	10
Voer	**4**			**1**		9
Walebeek						2
Warmbeek		0,010 (1) **2**				9
Wijshagerbeek						7
Zeeploop						1
Ziepbeek						9
Zutendaalbeek						5
Zwarte Beek						3
Zwarte Neet						3
Zwartebeek		0,220 (2) **1**	**1**			7