



**Vlaanderen**  
is wetenschap

2Q5113

14

15

## Wetenschappelijke onderbouwing en ondersteuning van het visserijbeleid en het visstandbeheer

### Onderzoeksprogramma visserij 2017 - eindverslag

Jeroen Van Wichelen, Lore Vandamme, Ine Pauwels, Johan Auwerx, David Buysse,  
Raf Baeyens, Nico De Maerteleire, Emilie Gelaude, Sebastien Pieters, Karen Robberechts,  
Sophie Vermeersch & Johan Coeck

**INSTITUUT  
NATUUR- EN BOSONDERZOEK**

**Auteurs:**

Jeroen Van Wichelen, Lore Vandamme, Ine Pauwels, Johan Auwerx, David Buysse, Raf Baeyens, Nico De Maerteleire, Emilie Gelaude, Sebastien Pieters, Karen Robberechts, Sophie Vermeersch & 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 VAC Herman Teirlinck  
Havenlaan 88, 1000 Brussel  
[www.inbo.be](http://www.inbo.be)

**e-mail:**

[jeroen.vanwichelen@inbo.be](mailto:jeroen.vanwichelen@inbo.be)

**Wijze van citeren:**

Van Wichelen J., Vandamme L., Pauwels I., Auwerx J., Buysse D., Baeyens R., De Maerteleire N., Gelaude E., Pieters S., Robberechts K., Vermeersch S. & Coeck J. (2018). Wetenschappelijke onderbouwing en ondersteuning van het visserijbeleid en het visstandbeheer. Onderzoeksprogramma visserij 2017 - eindverslag. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2018 (76). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

DOI: [doi.org/10.21436/inbor.15335912](https://doi.org/10.21436/inbor.15335912)

**D/2018/3241/261**

**Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2018 (76)**

**ISSN: 1782-9054**

**Verantwoordelijke uitgever:**

Maurice Hoffmann

**Foto cover:**

Vrouwelijke zilverpaling met opvallend grote ogen die op 17/11/17 werd gevangen met een gemaalfuik aan het pompemaal van Veurne-Ambacht. Het exemplaar is verdoofd terwille van het opmeten van een aantal morfologische kenmerken ter bepaling van het zilverpalingstadium.

**Dit onderzoek werd uitgevoerd in opdracht van:**

Agentschap Natuur en Bos

AGENTSCHAP  
**NATUUR & BOS**

**WETENSCHAPPELIJKE ONDERBOUWING EN  
ONDERSTEUNING VAN HET VISSERIJBELEID  
EN HET VISSTANDBEHEER  
Onderzoeksprogramma visserij 2017  
Eindverslag**

**Jeroen Van Wichelen, Lore Vandamme, Ine Pauwels, Johan Auwerx, David  
Buysse, Raf Baeyens, Nico De Maerteleire, Emilie Gelaude, Sebastien  
Pieters, Karen Robberechts, Sophie Vermeersch & Johan Coeck**

Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2018  
(76) Onderzoek uitgevoerd in opdracht van ANB/Visserijfonds

## Dankwoord/Voorwoord

Pieter-Jan Verhelst, Glenn Degros, Ingrid de Zayer, Paul Clinckemalie en de sluiswachters aan de Ganzepoot worden allen bedankt voor hun zeer gewaardeerde hulp tijdens de zilverpalinguittrek.

Dank gaat ook uit naar Koen Deheegher, Wim Mertens, Bart Govaere en Koen Thibau bij het wegwijs maken in de Sigmaplannen van de Grote Nete.





## Samenvatting

Dit rapport geeft en bespreekt de resultaten van het onderzoek uitgevoerd in 2017 door Team Aquatisch Beheer in het kader van het lopende onderzoeksprogramma binnen de overeenkomst rond de wetenschappelijke onderbouwing en ondersteuning van het visserijbeleid en het visstandbeheer met het Agentschap Natuur- en Bos en het Visserijfonds. Deze rapportage behandelt twee grote onderzoeksluiken, enerzijds studies inzake de implementatie van het palingbeheersplan (in het kader van de Europese Palingverordening) en anderzijds onderzoek rond de soortherstelprogramma's van stroomminnende vissoorten. Deze rapportage is een voortzetting en aanvulling van de eerdere rapportages (Van den Neucker et al. 2009, 2010a, 2010b, 2012, 2013a, 2013b, Vught et al. 2015, Pauwels et al. 2016, Vandamme et al. 2017), en dient als dusdanig in combinatie met deze rapporten gelezen te worden.

In het kader van het **palingbeheersplan** werd tijdens het voorbije jaar onderzoek verricht naar 1) het uitvoeren van een zilverpalingmonitoring ter hoogte van het pompemaal van Veurne-Ambacht te Nieuwpoort en 2) mogelijkheden om de glasaalintrek t.h.v. het pompemaal permanent te monitoren en dit knelpunt eventueel passeerbaar te maken voor doortrekkende glasaal.

### *Uitvoeren zilverpalingmonitoring t.h.v. het pompemaal Veurne-Ambacht*

Uit voorgaand onderzoek (programma 2015, 2016) bleek dat het Afvoerkanaal Veurne-Ambacht heel wat potentie biedt als permanent monitoringsstation voor het kwantificeren van de zilverpalinguittrek in het IJzerbekken. De eerste testen in het najaar van 2016 met op maat gemaakte gemaalnetten die in de uitstroomopening van 2 van de 4 gravitaire afvoerkanalen van het plaatselijke pompemaal werden bevestigd, bleken veelbelovend. In 2017 werd de zilverpalinguittrek permanent opgevolgd tussen mei en december met behulp van de vooraf uitgeteste vangstconstructie. In totaal werden 450 palingen gevangen waaronder 440 zilverpalingen. De geslachtsverhouding van de gevangen palingen bedroeg 1/10 mannetjes/vrouwtjes. Een eerste maximum (52 stuks op 24h) werd waargenomen op 19 september maar de ultieme migratiepiek vond plaats tussen 26 november en 7 december toen meer dan driekwart van de gevangen palingen via de afgespannen uitgangen van het pompemaal de polder uittrok. Deze maxima vielen samen met langdurige perioden (minstens 2 dagen) van maximale gravitaire waterafvoer doorheen het Afvoerkanaal (8 bij laagtij volledig geopende spuien aan de Ganzepoot) tengevolge overvloedige regen wat het belang van het gevoerde spuibehoor als stimulant om de zilverpalinguittrek op gang te trekken in de polder illustreert. In tegenstelling tot de (beperkte) gegevens van 2016 was geen duidelijk verschil merkbaar tussen de vangstaantallen van de linker- en de rechteroever wat suggereert dat de uittrek doorheen het pompemaal min of meer homogeen gebeurde in 2017 en er dus geen preferentie was voor een bepaalde oever. Om de efficiëntie van de vangstconstructie evenwel te evalueren werden 377 gevangen palingen gemerkt met een vinknip of een PIT-tag en opnieuw stroomopwaarts het pompemaal uitgezet. Slechts 10% van deze gemerkte dieren kon nadien worden teruggevangen wat suggereert dat de dieren vooral de niet afgespannen gravitaire uitgangen gebruiken om doorheen het pompemaal te migreren tenzij de gemerkte dieren hun migratie hadden stopgezet. Deze onzekerheden nopen het afzetten van alle gravitaire afvoerkanalen in de toekomst om een correcte inschatting van de volledige zilverpalinguittrek op deze locatie te kunnen garanderen.

*Deskstudie permanente constructie glasaalgoten en monitoringsmogelijkheden voor het inschatten van de glasaalintrek t.h.v. het pompemaal Veurne-Ambacht*

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

Uit voorgaand onderzoek bleek dat - al dan niet door aangepast spui-beheer binnengelaten - glasalen massaal in staat zijn om aan beide zijden van het pompstation geïnstalleerde palinggoten op te kruipen. Deze palinggoten kunnen bijgevolg ingezet worden bij het omzeilen van dit knelpunt en daarbij fungeren als permanent monitoringstation om de intrek van glasaal in dit gebied jaarlijks op te volgen. Een eenvoudige en goedkope manier is de palinggoten zo in te richten dat ze de glasalen opvangen in een verzamelbak waarna ze (na kwantificatie) op bepaalde tijdstippen door vrijwilligers kunnen worden overgebracht naar de polder (huidige situatie). Dit vereist een degelijk opgeleid en betrouwbaar vrijwilligerskorps. Een tweede optie is de palinggoten te laten uitmonden in de noodriolen die in open verbinding staan met de polder waardoor de glasaal-doortrek autonoom kan gebeuren. Dit scenario vereist ook een autonome manier van monitoren wat kan met behulp van video-observatie (goedkoop maar arbeidsintensief) of met behulp van gespecialiseerde apparatuur (duur en nog niet bijster efficiënt). Bovendien zijn aan dit scenario nog een aantal onzekerheden verbonden. Het is bijvoorbeeld moeilijk in te schatten hoe efficiënt de doortocht doorheen het pompgemaal zal gebeuren en hoe groot het risico op uitspoeling en predatie hierbij is. Door de glasalen tot in de polder te geleiden via een goot in de noodriolen (derde scenario) worden deze onzekerheden uitgesloten. Dit gaat evenwel gepaard met een aantal technische uitdagingen (o.a. wanddoorboringen) en maakt het geheel complex en duur. Voor alle scenario's is een verlenging van de huidige palinggoten met ongeveer 5 meter vereist. Eerst zal nog dienen uitgeklaard te worden of glasalen in staat zijn om ook deze verlengde goten massaal op te klimmen.

Het onderzoek rond de **soortherstelprogramma's** van **stroominnende vissoorten** omvat diverse studies waaronder het opvolgen van herintroducties via evaluatiebestandsopnames, onderzoek naar het voortplantingssucces van de kwabaal, de evaluatie van nieuw aangelegde riffles en het zoeken naar methodes om paaisucces op riffles te onderzoeken, en het uitvoeren van habitatevaluaties voor beekprik.

#### *Onderzoek naar voortplantingssucces van kwabaal*

##### Voortplantingssucces in het stroomgebied van de Grote Nete

In 1970 verdween kwabaal (*Lota lota*) uit de Vlaamse waterlopen. In 2005 werd een herintroductieprogramma opgestart waarbij jaarlijks éénzomerige kwabaaljuvenielen worden uitgezet in de Grote Nete. Opvolgingsstudies tonen aan dat deze goed overleven en paairijp worden. Het INBO vond kwabaaljuvenielen in 2010 en 2014, en kwabaallarven in 2014, 2015 en 2016 in een poel aan de Asbeek. Dit toont aan dat kwabaal zich ook voortplant in het gebied. De herintroductie van kwabaal kan echter nog geen succes worden genoemd in Vlaanderen. Tot op heden heeft zich noch in de IJse, noch in de Grote Nete een duurzame kwabaalpopulatie weten te vestigen. Ook in 2017 werd in het stroomgebied van de Grote Nete gezocht naar kwabaallarven en -juvenielen. Kwabaallarven werden gezocht in de poel aan de Asbeek en het nabijgelegen overstroomde weiland, alsook daar waar de Heiloo vanonder het kanaal komt, de vijvers van Natuurpunt en te Heynsbergen (die beide in contact komen met de Grote Nete bij hoog water). Enkel op de eerste twee locaties werden kwabaallarven aangetroffen (honderden en twee larven respectievelijk). Juvenielen werden gezocht door verschillende trajecten elektrisch af te vissen op de Asbeek, de Grote Nete, de Heiloo, de Hanske Selsloop, de Kleine Hoofdgracht, de Molse Nete, de Roosbroekenloop, de Scherpenbergloop en de Zeeplou. Op geen van deze locaties werden juvenielen gevangen. Het aantreffen van kwabaallarven in uiterwaarden van de Asbeek, toont aan dat kwabaal zich heeft weten voort te planten in de winter van 2016-2017. Het is het vierde jaar op rij dat kwabaallarven werden gevangen in het poeltje aan de Asbeek. In tegenstelling tot 2015,

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

werden zowel in 2016 als in 2017 geen juvenielen aangetroffen in het gebied van de Grote Nete.

De aanwezigheid van kwabaallarven in de poel aan de Asbeek toont aan dat, ondanks de omstandigheden misschien niet ideaal zijn, kwabaal er toch gebruik van maakt om te paaien. Een goede herstelmaatregel voor kwabaal is bijgevolg het aanleggen van (tijdelijk) met de hoofdloop geconnecteerde poeltjes, daar waar het niet mogelijk is om de laterale connectie tussen waterloop en valleigebied te herstellen, en langdurig geïnundeerde overstromingsvlakten als kraamkamer te creëren. Het onmiddellijke resultaat (vondst van 2 larven) na het beter connecteren van de overstromingsvlakte naast de gracht die uitmondt in de Asbeek is hier ook een bewijs van.

### Herbepoting in de grindplassen

Voor het tweede jaar op rij werden kwabaaleitjes en –larven uitgezet in grindplassen (te Lanaken en Dilsen-Stokkem) langs de Maas. Hun overleving werd in 2017 enkel opgevolgd met behulp van elektrisch vissen naar juvenielen, in tegenstelling tot het jaar voordien toen zowel gezocht werd naar overlevende larven (in maart en april) als naar juvenielen. De overleving van de eitjes en larven geeft inzicht in het potentieel als herbepotingsstrategie, alternatief voor het uitzetten van éénzomerse kwabaaljuvenielen. Er werd echter in geen enkele grindplas kwabaal gevangen. Hiermee kan niet worden gezegd of ze niet of wel aanwezig zijn in de grindplassen. Het is namelijk mogelijk dat ze niet konden worden gevangen ondanks hun aanwezigheid. Bovendien zijn de plassen groot, waardoor het afvissen van één of enkele traject(en) niet voldoende is om te kunnen zeggen dat de kwabaaljuvenielen afwezig zijn indien deze niet worden gevangen.

### Testen elektrisch bevissen van kwabaaljuvenielen

Na de metamorfose tot juveniel gaat kwabaal op de bodem leven in de zijlopen, verstopt tussen dood hout en stenen. Naarmate de zomer vordert, trekken de kwabaaljuvenielen dieper de hoofdloop in. Omdat ze relatief klein zijn (circa 7 cm) en zich bevinden tussen obstakels en in schuilplaatsen, is het moeilijk om een voldoende groot potentiaalverschil te creëren over de individuen en ze vervolgens naar het wateroppervlak te brengen. De vangst van kwabaaljuvenielen is vaak erg laag. Noch in 2016, noch in 2017 werden juvenielen gevangen in het stroomgebied van de Grote Nete. Dit zegt echter niet per se iets over de aanwezigheid van de juvenielen. Het zou namelijk kunnen dat ze weldegelijk aanwezig zijn, maar ze niet worden gevangen. Testen die reeds werden uitgevoerd te Linkebeek, toonden aan dat kwabaaljuvenielen moeilijker te vangen zijn in vergelijking met jonge stadia van andere soorten (Vught et al 2015). Omdat juveniele kwabaal zo moeilijk te bemonsteren is, werden testen uitgevoerd naar de vangstefficiëntie naargelang de instellingen van het elektrisch visgerief te Linkebeek. De variabelen die werden getest zijn spanning, frequentie, duty cycle en anodediameter. De meest optimale instellingen bij het elektrisch vissen naar kwabaaljuvenielen komt in deze studie echter niet naar voor. Dit vanwege de grote variatie op de resultaten, veroorzaakt door de hoge habitatdiversiteit op de studielocatie. Het lijkt er op dat een hogere spanning en een hogere duty cycle een positieve invloed hebben op de vangstefficiëntie. Uit de resultaten komt niet naar voor dat de anodediameter, noch de frequentie een effect hebben op de aantallen gevangen kwabaaljuvenielen.

### Uitvoeren van een verkenning van potentiële sites voor de paai van kwabaal en de opgroei van juvenielen in het stroomafwaarts gelegen deel (Sigma-gebied) van de Grote Nete

De Schelde en haar zijrivieren staan tot ver landinwaarts onder invloed van de getijden van de Noordzee. Dit kan lijden tot gevaarlijk hoge waterstanden en zelfs overstroming van de rivier



bij extreme weersomstandigheden. Het geactualiseerde Sigmaphan heeft als doel het creëren van meer ruimte aan de rivieren om te stromen rekening houdend met de klimaatverandering, alsook het verwezenlijken van Europese natuurdoelen voor Vlaanderen (Natura 2000 netwerk). In de Vallei van de Grote Nete wordt onder andere bedoeld op het herstellen en creëren van habitat voor roerdomp, porseleinhoen, kwartelkoning en bever. Ook kwabaal zou in dit rijtje kunnen worden opgenomen. Hier wordt daarom een beschrijving gegeven van de habitateisen die kwabaal stelt, en enkele mogelijke herstelmaatregelen in de Sigmagebieden in functie van deze soort.

De maatregelen die momenteel staan gepland voor porseleinhoen en kwartelkoning in het Sigma gebied van de Grote Nete komen reeds vrij goed overeen met de aanpassingen die zouden moeten gebeuren in functie van kwabaal. In het gebied zullen vijvers worden gegraven en opgeschoond, rasters en greppeldammen worden verwijderd om de passeerbaarheid te verhogen, en struwelen en bomenrijen worden verwijderd op verschillende plaatsen. Het ontbossen van het gebied en het enigszins open houden van de litorale zone is tevens van belang voor kwabaal. Schaduwrijke plekken leiden namelijk tot te weinig zonlicht en bijgevolg een gebrek aan voedsel voor de pelagische larven. Het voorzien van grachten en vijvers die lang waterhoudend zijn, zal ook de kwabaal ten goede komen. Echter is het voor deze koudwaterminnende vis van belang dat de systemen onder water staan en in contact komen met de waterlopen vanaf begin december. Dit geeft de adulten de mogelijkheid om het gebied op te trekken en er te paaien. Voor de opgroei en overleving van de kwabaallarven is het van groot belang dat de poeltjes lang genoeg onder water staan. (tot eind april). Het water moet geleidelijk kunnen terugtrekken naar de waterloop waarbij de larven of juvenielen de kans krijgen om de waterlijn te volgen. Indien dit niet mogelijk is, zullen de nakomelingen op het droge belanden en sterven. De grachtjes zullen moeten worden beheerd. Het is van groot belang dat de grachtjes naar de poeltjes open worden gemaakt vóór de winter en voor ze terug droogvallen. Daarnaast moeten ook migratieknelpunten worden opgelost. Idealiter wordt de dijk op zo veel mogelijk plaatsen her en der neergehaald om het water via de natuurlijke dynamiek in de overstromingsvlakten te laten stromen. Hierdoor zou adulte kwabaal de mogelijkheid krijgen het gebied op te trekken zonder problemen.

#### Evaluatie maatregelen en verdere aanbevelingen Heynsbergen

Aan het einde van de doodlopende weg Heynsbergen te Balen bevindt zich een weiland dat grenst aan de Grote Nete. Doordat het weiland laaggelegen is, overstroomt het grotendeels in de winter. De drie grachten die haaks op de Grote Nete vertrekken en door het weiland lopen, zijn langdurig waterhoudend. De monding van deze grachten in de Grote Nete is voorzien van buizen die onder de verhoogde oeverwal duiken. Naar aanleiding van advies van INBO in 2017 werden de buizen voor de winter opengemaakt. In februari bleken deze echter opnieuw voor een groot deel dichtgeslibd te zijn. Indien mogelijk moet er overwogen worden om de buizen te verwijderen en de oeverwal te verlagen. De grachten zouden dan ook dieper moeten worden gemaakt om te kunnen garanderen dat deze waterhoudend blijven tot eind april. Idealiter wordt een geleidelijke helling tussen weiland en grachten voorzien, zowel afhellend naar de Grote Nete toe, als afhellend naar de grachten toe. Dit zou de kwabaallarven de beste kansen schenken om terug te trekken met het dalende waterniveau en op die manier goed terecht te komen in de grachten en uiteindelijk in de hoofdloop. De grachten zullen regelmatig moeten worden bijgewerkt.



### Evaluatie van aangelegde paairiffles

Door ingrijpen van de mens zijn grindbedden, ook wel riffles genoemd, sterk gereduceerd of zelfs verdwenen uit de Europese rivieren. Om de rivieren en de vissoorten te helpen, wordt de laatste tijd meer en meer aan rivierrestoratie gedaan. Aanpassingen aan bestaande riffles of aanleg van nieuwe riffles zijn twee maatregelen die de habitatkwaliteit, en daarmee de status van lithofiele soorten, opnieuw kunnen verbeteren. Na opmetingen in verschillende waterlopen (de IJse, de Laan, de Zwalm en de Vleterbeek), werden eind 2013 riffles aangelegd in de IJse en de Dalemansloop. Deze aangelegde riffles werden voor de aanleg en enkele maanden na aanleg (in 2014) geëvalueerd (Vught et al. 2015). Ook in 2015, 2016 en 2017 werden de riffles bestudeerd. Dit had als doel de evolutie in geschiktheid als paaigrond voor kopvoorn en serpeling op te volgen. Hierbij worden volgende variabelen opgemeten: lengte en breedte van de riffle, de korrelgrootte van het substraat, de aanwezigheid van perolithon (algenbedekking), de waterdiepte, de stroomsnelheid en de duurzaamheid van riffles als geschikt paaihabitat voor lithofiele soorten in Vlaanderen. Op basis van deze inzichten kan er dan gericht advies worden gegeven naar de verbetering van bestaande riffles, de aanleg en het beheer van nieuwe riffles. De condities op de riffles ter hoogte van de Beekstraat waren in 2016 verbeterd vanwege het piekdebiet dat het grind had losgespoeld. In 2017 werd echter waargenomen dat de omstandigheden opnieuw met ongeveer een klasse zijn verslecht in functie van de paai van de doelsoorten. De condities op de riffle aan de Elzenstraat blijven meer constant doorheen de tijd. De riffles waren in 2017 over het algemeen wat te veel ingebed en hadden weinig grove poriën. Het grootste probleem met deze riffles in de IJse blijft echter de hoeveelheid begroeiing met perolithon, dewelke nefast is voor de ontwikkeling van de eitjes van de doelsoorten.

### Protocol evaluatie paairiffles

Er werd een protocol toegevoegd voor het opmeten van de paairiffles.

### Harken van paairiffles

Het restaureren van de dynamiek van waterlopen alsook plaatselijk beheren van grindbedden is reeds verschillende jaren in opmars. Meerdere technieken worden toegepast voor het verwijderen van slib tussen het grind op potentiële paaiplaatsen van lithofiele vissen. De impact en efficiëntie van deze technieken zijn echter nauwelijks of niet bestudeerd. Technieken die worden gebruikt zijn het vervangen of aanvullen van grind op grindbedden, het plaatsen van hout of stenen om plaatselijke vernauwingen van de waterloop te construeren, en het schoonmaken van grind. Om het effect van het harken te onderzoeken werd een riffle opgemeten voor en na het harken. Hierbij werd gekozen voor een grindbed dat nog nooit eerder werd geharkt en dat reeds verschillende jaren geëvalueerd wordt, zijnde de riffle in de IJse aan de Elzenstraat ter hoogte van het Lindenhof. De meest stroomafwaartse helft zou worden geharkt, terwijl de meest stroomopwaartse helft zou dienen als referentie. Beide delen van de riffle werden opgemeten zowel voor, onmiddellijk na, één maand na én drie maanden na het harken. De lengte, breedte, waterdiepte en stroomsnelheid werden niet gewijzigd door het harken. Ook de korrelgrootte en begroeiing met perolithon bleef nagenoeg gelijk. De hoeveelheid hompen langdradige alg die verspreid aanwezig waren op de riffle, werden wel sterk gereduceerd. De condities van het substraat veranderden eveneens drastisch. Deze werden beduidend meer geschikt voor de reproductie van de doelsoorten. Uit deze resultaten blijkt dus dat het harken op korte termijn alvast een goede maatregel is, mits het op het correcte tijdstip gebeurt. Daarnaast is het belangrijk om in te zien dat deze vorm van ingrepen niet of minder noodzakelijk zouden zijn in een natuurlijk en dynamisch





riviersysteem. Het herstellen van de natuurlijke dynamiek van de waterloop moet daar waar mogelijk het doel zijn.

#### Protocol harken van paairiffles

Er werd een protocol toegevoegd voor het harken van paairiffles.

#### Evaluatie van paaisucces op aangelegde riffles

In 2012 werden kunstmatige riffles aangelegd in de IJse. Sindsdien worden deze jaarlijks opgemeten. Later volgden ook riffles in de Wamp, Dalemansloop en Vallei van de drie beken. Bij het opmeten wordt gekeken naar criteria die zijn opgesteld op basis van kennis omtrent de eisen voor reproductiehabitat van stroomminnende vissoorten die werd verstrekt uit de literatuur. Deze informatie zegt echter niets over het reproductiesucces van stroomminnende vissoorten. Het is nochtans van groot belang te weten of de doelsoorten er in slagen hun levenscyclus te doorlopen in de Vlaamse waterlopen. Om te weten of de doelsoorten weldegelijk gebruik maken van de riffles en waar eventueel de knelpunten zitten in hun reproductiecyclus, zijn bijgevolg andere gegevens nodig. De meest optimale evaluatie van het voorplantingssucces zou zich richten op alle levensstadia. Dit is echter een heus karwei. Daarom ligt momenteel de focus op het niveau van de paai zelf (adulten bereiken de paaigronden en beschouwen deze als voldoende om te paaien). In 2016 werd nagegaan wat volgens de literatuur en expertkennis geschikte methoden zouden zijn om het paaisucces van de doelsoorten (kopvoorn, serpeling en beekforel) op riffles in de Vlaamse waterlopen te achterhalen. Verschillende van deze vooropgestelde methoden (paaimatten, fijnmazige fuik en kick sampling) werden in 2017 getest in de Grote Nete tijdens het paaiseizoen van kopvoorn. In deze studie werd de voorkeur gegeven aan een locatie waar reeds paai is waargenomen van kopvoorn. Het gaat om de riffles stroomafwaarts van de vistrap te Meerhout. Het substraat is los met grove poriën, en niet ingebed. Het water in de Grote Nete is troebel vanwege de roestkleurige vlokvorming in het kwelwater. Hierdoor kan er geen zonlicht aan de bodem. Dit speelt vermoedelijk een belangrijke rol in de afwezigheid van algengroei op deze riffles. Alle drie de methoden leverden eitjes op en slaagden er bijgevolg in om paaisucces aan te tonen. Met de paaimatten werden beduidend meer eitjes verzameld dan met de andere technieken. Door het incuberen van de eitjes en opgroeien van de larven tot juveniel stadium, werd aangetoond dat een deel van de eitjes althans afkomstig was van kopvoorn. Er moet echter verder worden bekeken of de matten paai kunnen aantonen, of op zich als paaisubstraat worden aangewend door de vissen. Door de hoeveelheid eitjes en moeilijke determinatie van juvenielen, wordt aangeraden om de vangst genetisch te screenen op de aanwezigheid van de doelsoort.

#### *Evaluatie potentiële beekprikhabitats*

Voor de realisatie van de instandhoudingsdoelstelling (IHD) voor beekprik is een areaaluitbreiding noodzakelijk. Het doel van dit luik is om na te gaan of bepaalde waterlooptrajecten waar beekprik vroeger voorkwam, opnieuw geschikt zijn voor het handhaven van duurzame beekprikpopulaties. Ook enkele waterlopen waarvan geen historische beekprikwaarnemingen gekend zijn maar die op het eerste zicht enige potentie als beekprikhabitat lijken te hebben, werden in de studie opgenomen. Er werd gebruik gemaakt van de recent ontwikkelde evaluatiemethode voor beekprikhabitats (zie Pauwels et al. 2016) die bestaat uit 19 te evalueren omgevingsvariabelen. De evaluatiemethode werd toegepast op telkens 2 locaties in 10 waterlopen in Vlaanderen. Eén locatie per waterloop werd geëvalueerd als potentieel larvaal beekprikhabitat, het andere als potentieel paaihabitat.



Van de 10 onderzochte waterlopen bleken de Dalemansloop en de Warmbeek momenteel de meeste potenties te hebben voor beekprik en waar beekprik bovendien op eigen houtje zou kunnen geraken. Daarnaast heeft ook de Bruelbeek potentie als beekprikhabitat, maar de dichtstbijzijnde beekprikpopulatie is te ver weg om natuurlijke (her)kolonisatie mogelijk te maken. Via translocatie zou hier een beekprikpopulatie kunnen worden gevestigd. Hetzelfde geldt voor de Trogbeek op voorwaarde dat de huidige waterkwaliteit voldoet aan de eisen voor beekprik. Ook de Molenbeek-Bollaak en de Dommel hebben potenties maar de waterkwaliteit vormt nog het grootste struikelblok om duurzame beekprikpopulaties te kunnen herbergen. Voor de overige waterlopen zijn de potenties nog (te) beperkt wegens de onvoldoende waterkwaliteit al dan niet in combinatie met de aanwezigheid van vismigratieknelpunten.



## Aanbevelingen voor beheer en/of beleid

Dit werk rapporteert over de resultaten van een onderzoeksprogramma dat sterk beleidsgericht is, en kadert in het Vlaams zoetwatervisserijbeleid. Het rapport is doorweven van relevante informatie over visserijbeleidsgerichte maatregelen.

Graag verwijzen we naar de respectievelijke (deel)hoofdstukken voor de specifieke voorgestelde beleidsmaatregelen in het kader van het palingbeheerplan (p. 55) en het onderzoek inzake soortherstel stroomminnende visgemeenschappen (P. 80, 107, 112, 150, 165, 175, 236).



## English abstract

This report presents and discusses the results of the research conducted in 2017 by the Aquatic Management team of the Research Institute for Nature and Forest in support of the fisheries and fish stock management carried out by the Flemish Agency for Nature and Forest and the Fisheries Fund. This report deals with two major research parts, first, studies in support of the implementation of the eel management plan (as part of the European Eel Regulation), and second, research in support of the ongoing recovery programs of rheophilic fish species. This report is a continuation of and supplements earlier reports (Van den Neucker et al., 2009; 2010a; 2010b; 2012; 2013a; 2013b; Vught et al., 2015; Pauwels et al., 2016; Vandamme et al., 2017), and should, as such, be read in conjunction with these reports.

In the frame of the national **Eel Management Plan**, specific research on the European eel (*Anguilla anguilla*) was conducted concerning 1) silver eel monitoring and 2) glass eel monitoring and bypass possibilities, both at the Veurne-Ambacht pumping station in Nieuwpoort that acts as the main entrance for a substantial polder area ( $\pm 20.000$  ha).

### *Silver eel monitoring at the Veurne-Ambacht pumping station*

Previous research (program 2015, 2016) showed that this location offers a lot of potential as permanent monitoring station for quantifying the silver eel escapement from the Yser catchment area. First tests (fall 2016) with custom-made fyke nets placed in the outlet of 2 out of 4 gravity channels from the local pump pumping station appeared to be promising. Silver eel migration was permanently monitored from May to December 2017 using the previously tested construction. A total of 450 eels were captured including 440 silver eels. The sex ratio of the captured eels amounted to 1/10 males/females. A first maximum (52 ind. in 24h) was observed on September 19<sup>th</sup>, however the majority (76%) was caught between November 26<sup>th</sup> and December 7<sup>th</sup> with an ultimate peak (108 ind. in 24h) on December 2<sup>th</sup>. These maxima coincided with prolonged periods (at least 2 days) of maximum gravitary discharge (drainage of the canal in the Yser estuary by 8 opened sluices during low tide) due to abundant rainfall. This illustrates the importance of the sluice management as incentive to trigger silver eel migration in the polder area.

No clear difference was observed between eel numbers caught on the left or the right bank, suggesting there was no preference for a particular side in 2017. This was however in steep contrast with 2016. The efficiency of the construction was analyzed by a capture/mark/recapture experiment using 377 marked eels (fin clips and PIT-tags). Only 10% of these animals could be recaptured suggesting that the animals mainly used the remaining 2 graviatary outflow channels without netting. Alternatively, the majority of the marked animals might have (temporarily) stopped their migration. These uncertainties make an accurate estimation of the total silver eel escapement challenging and in fact requires the future screening of all 4 gravitary outflow canals at this location.

### *Deskstudy guidance and monitoring glass eel migration at the Veurne-Ambacht pumping station*

Previous research has indicated that glass eels are able to climb eel gutters installed on each site of the pumping station thus approving their use as monitoring and guiding device. This deskstudy aim to search for possibilities to install a permanent monitoring device at this location that is also able to function as by-pass to monitor and safeguard upstream migrating glass eels. A simple and inexpensive way is installing the eel gutters in such a way that they capture glass eels (and elvers) in a collector. At regular times, the catches will be quantified by volunteers and manually transferred to a release site in the polder area (catch and carry). This

mainly requires a reliable, well-trained corps of volunteers. A second option is to guide the glass eels autonomously with the gutters towards the overflow canals at both sides of the pumpingstation, which are in open connection with the polder water upstream. This scenario also requires an autonomous way of monitoring by means of video-observation (cheap but labour intensive) or by using specialized equipment (expensive and not yet very efficient). Remaining uncertainties include the effectiveness of the passage through the pumping stations' underground canals, the risk of flushing out and the predation risk. Such uncertainties can be prevented by guiding the glass eels via a gutter directly into the polderwater (third scenario), a technical rather challenging (e.g. wall penetrations) and expensive alternative. For all 3 scenarios, an extension by 5 meters of the current glass eel gutters is obliged. The capability of glass eels to efficiently climb these extended eel gutters should therefore be investigated first.

The research in support of the **Flemish recovery programs for rheophilic fish species** includes the monitoring of reintroductions' success through fish assessment surveys taking into account their preferred habitat, their reproduction, the presence of bottlenecks for the restoration of a sustainable population and the evaluation of newly constructed riffles. Ten promising watercourses were assessed as potential brook lamprey habitat.

#### *Research on the reproductive success of Burbot*

##### Reproduction success in the Grote Nete and its tributaries

In 1970, Burbot (*Lota lota*) disappeared from the Flemish rivers. In 2005, a reintroduction program was set up. One year old Burbot juveniles were released on the Grote Nete. Monitoring indicated that these fish survived well and reached maturity. INBO found Burbot juveniles in 2010 and 2014, and larvae in 2014, 2015 and 2016 in a pond near the Asbeek (a tributary of the Grote Nete). This suggests that natural reproduction is taking place in the river system. The reintroduction of Burbot can however not be called a success yet in Flanders. Today, there is no sustainable population of Burbot in the IJse, nor the Grote Nete. Just like the years before, a search was conducted to find Burbot larvae and juveniles. Several locations were investigated for the presence of larvae (pond near the Asbeek, floodplain near the Asbeek, Heilooop, ponds from Natuurpunt, and floodplain Heynsbergen). Only on the first two locations, larvae were found (hundreds and two respectively). Juveniles were searched by electrofishing transects on the Asbeek, the Grote Nete, the Heilooop, the Hanske Selsloop, the Kleine Hoofdgracht, the Molse Nete, the Roosbroekenloop, the Scherpenbergloop, and the Zeeplloop. Burbot larvae were found on none of these locations. The presence of Burbot larvae in the tributary of the Asbeek, shows that Burbot was able to reproduce in the winter of 2016 – 2017. For four consecutive years now, larvae were found in the pond near the Asbeek. In contrast to 2015, no juveniles were found in the Grote Nete in both 2016 and 2017.

The presence of Burbot larvar in the pond near the Asbeek suggests that, even though the circumstances are not optimal, Burbot does make use of the ponds to spawn. Ideally, lateral connectivity of the river with its natural floodplains is restored, making it possible for Burbot to use the long inundated floodplains as brood chambers. If this is not feasible, a good alternative restoration measure for Burbot to construct (periodically) with the river connected ponds. Results are possible short after taking the measures (floodplain near Asbeek better connected to tributary before winter, two larvae found in the following spring).

##### Reintroduction in gravel pits

Just like last year, Burbot eggs and larvae were released in gravel pits (Lanaken and Dilsen-Stokkem) near the Maas in 2017. Their survival was monitored in 2017 by electrofishing for





juveniles only. In 2016, both larvae and juvenile searches were conducted. The survival of the released Burbot eggs and larvae gives information on the potential as an alternative for releasing one year old juveniles to reintroduce Burbot in a river system. This would make it cheaper and less time consuming. However, Burbot juveniles were caught in none of the gravel pits in 2017. This does however not say whether Burbot is present or not. It is possible that the juveniles were not caught even though they are present. The pits are very large, so fishing only one or a few transect(s) might not be sufficient to investigate the presence of Burbot juveniles.

#### Testing settings electrical fishing for Burbot juveniles

After metamorphosis, Burbot juveniles live on in the bottom in tributaries of the river. They hide between dead wood, water plants and stones. Later in summer, they seek deeper waters in the main stream of the river. Because they are small (about 7 cm) and hide between obstacles, it is difficult to create a potential difference over the fish that is large enough to bring them to the water surface. Catches of Burbot juveniles can therefore be very low. In 2016, nor in 2017, juvenile Burbot was caught in the Grote Nete. It is however possible that they are present, even though they are not caught. Tests were conducted in Linkebeek, showing that Burbot juveniles were more difficult to catch in comparison to gudgeon or roach of the same size (Vught et al. 2015). Since Burbot juveniles are so difficult to monitor, tests were performed in Linkebeek on the catching efficiency regarding the settings of the fishing gear. Tested variables were voltage, frequency, duty cycle and anode diameter. This study did not result in knowledge about the most optimal settings of the electrical fishing gear. The high variability on habitat diversity and therefore the distribution of the juveniles in the ponds on the study location were to blame. A higher voltage and higher duty cycle appeared to have a positive influence on the catch efficiency. There was no significant difference found in the number of caught Burbot juveniles related to anode diameter or frequency.

#### Exploring potential spawning and rearing habitat for Burbot in the more downriver part (Sigma area) of the Grote Nete

The Schelde and its tributaries are under the tidal influence of the North Sea. This can lead to dangerously high water levels and even floods when weather conditions are extreme. The Sigma plan attempts to create more space for the river to flood, taking into consideration climate change as well as European nature directives for Flanders (Natura 2000 Network). In the valley of the Grote Nete, the aim is to create suitable habitat for Corn crake (*Crex crex*), Spotted crake (*Porzana porzana*), Eurasian beaver (*Castor fiber*), and Eurasian otter (*Lutra lutra*). Also Burbot (*Lota lota*) could fit in. In this part of the study, several restoration measures that are possible in the Sigma area regarding Burbot, are described.

Currently planned measures for Corn crake and Spotted crake in the Sigma area of the Grote Nete, would also mean an improvement for Burbot. Ponds will be created or restored, grids and dams removed to increase passage, trees and shrubs will be removed or moved to other places. Keeping the area open is important for Burbot too. Shadow means no sun light and therefore not food for the pelagic larvae. Long inundated channels and ponds, would also benefit Burbot. These waterbodies need however to get into contact with the river in the beginning of December to allow adults to reach them and spawn there. Late April or later, before the waterbody runs dry, the juveniles need to be able to move back to the river or tributary. If this is not possible, they will die. Channels will therefore need to be managed annually. It is important that the channels are open before winter and before the ponds run dry again. Also migration barriers need to be solved. Ideally, the river banks are lowered where possible, to restore lateral connectivity between the river and its floodplains, allowing natural dynamics of the river. This would enable adult Burbot to swim to the spawning areas without any problems.



## Evaluation of measures and more recommendations Heynsbergen

At the end of the road Heynsbergen in Balen, a field is situated next to the Grote Nete. The field is inundated every winter. There are three channels running through the field, implanted crosswise the river. These tend to be inundated for a longer period. The channels mouth in the river through large concrete pipes under the high river banks. After advice from INBO in 2017, the muddy pipes were cleaned before winter. In February 2018, however, these pipes were almost totally silted up again. If possible, it would be better if the pipes were removed and the river banks lowered. The channels should be deepened to guarantee their inundation until late April. Ideally these channels slope down slightly towards the river. Also the surrounding field should slope down a bit towards the channels. This would allow the Burbot larvae or juveniles to move with the water level to the river or tributary, without getting stuck and die. The channels will have to be managed on an annual or almost annual basis.

### *Research on constructed spawning riffles for rheophilic fish species*

#### Evaluation of constructed spawning riffles

The presence of grind beds or riffles has reduced drastically from the European rivers due to anthropogenic impact. To help the rivers and fish species, more and more river restoration projects are conducted lately. Adaptations to existing riffles or the creation of new ones are two measures that improve the habitat quality, and with it the status of rheophilic fish species. Measuring diverse parameters in several rivers (the IJse, the Laan, the Zwalm, and the Vleterbeek) resulted in creating riffles in the IJse and the Dalemansloop. These riffles were evaluated (Vught et al. 2015) before construction and several months afterwards (2014). Also in 2015, 2016 and 2017 the riffles were studied. The aim was to follow up the evolution in suitability as spawning habitat for Chub and Dace. Following parameters were measured: length, width, grain size, presence of perolithon (algae coverage), water depth, water flow, and the sustainability of the riffles as spawning habitat for rheophilic fish species in Flanders. With these insights, advice can be given to improve existing riffles, create new ones and manage them. The conditions of the riffles near the Beekstraat had improved in 2016 due to a peak flow that moved the sediment. In 2017 the conditions had decreased with one class again regarding the spawning function for the fish species. The conditions on the riffle near the Elsenstraat remained more constant over time. In 2017, the particles on the riffles were over all too much imbedded and had barely pore space. The largest problem with these riffles is the amount of perolithon covering the particles, which is bothering the development of the eggs of the rheophilic species.

#### Protocol to evaluate spawning riffles

A protocol was added to measure the spawning beds.

#### Raking of spawning riffles

Restoring the dynamics of rivers as well as local management of riffles is increasing lately. Multiple techniques are being applied for removing the silt between the gravel in the potential spawning habitats for rheophilic fish. The impact and efficiency of these techniques have however barely or not been studied. Applied techniques are for instance replacement or addition of gravel on the riffles, placing wood or stones to tighten the river and increasing the water flow so silt does not settle on the riffles. A gravel bed that has never been raked before and has been evaluated for several years already, was chosen for this study (the riffle in the IJse near the Elsenstraat). The most downstream part was raked, whereas the most upstream half was considered as reference. The conditions on both parts were measured before, immediately after raking, one month after raking, as well as three months after raking. The

length, width, water depth and water flow did not change due to the raking. Also the grain size and presence of perolithon remained almost the same. The amount of clumps of algae spread over the riffle, did reduce strongly. The conditions of the substrate also changed drastically. These improved significantly regarding the requirement for reproduction habitat for the rheophilic species. The study shows that raking does seem to be a good management practice on short term (less than three months), if it is conducted on the right point in time. Besides that it is important to realise that the applied techniques would not or in lesser extent be necessary if the natural dynamics of the river would be restored. This should therefore remain the main aim in river restoration.

#### Protocol for raking spawning riffles

A protocol for raking spawning riffles is included in this report.

#### Evaluation of spawning success on spawning riffles

In 2012, spawning riffles were created in the IJse. These were evaluated annually until now. Later, also riffles in the Wamp, the Dalemansloop, and the Vallei van de drie beken, were created. When evaluating the conditions, criteria are measured based on literature on requirements for reproduction habitat of rheophilic fish species. This does however not say anything about the reproduction success of rheophilic fish species. It is however crucial to know if the fish are able to complete their life cycle in the Flemish rivers. To know whether they use the riffles to spawn, and where problems in the reproduction cycle might occur, other data is necessary. The most optimal evaluation of reproduction success would focus on all life stages. This is however a lot of work. Therefore, the focus in this study was the spawning itself (adults reach and use the spawning grounds). In 2016, several suitable methods were listed based on literature and expertise, to evaluate the reproduction success of the rheophilic species (Chub, Dace and Trout) on the riffles in Flemish rivers. Several of these methods (spawning mats, small meshed fykes and kick sampling), were tested in 2017 in the Grote Nete during the spawning season of Chub. In this study, the location was chosen where spawning of Chub has already been observed several years ago. It is the riffle downstream of the fishway in Meerhout. The particles are not imbedded and the substrate has big pore spaces. The water in the Grote Nete is turbid due to rusty flocks. Because of this, no sunlight can reach the bottom. This is probably an important reason why there is no algae growing in the riffles. All three methods were able to show the presence of eggs, and therefore spawning success. The spawning mats provided significantly more eggs than the other techniques. By incubating the eggs and growing the larvae until juvenile stage, it was possible to see that at least part of the eggs was from Chub. It is however needed to investigate whether the spawning mats are able to show spawning success, or offer a spawning substrate for fish themselves. Because of the amount of eggs and the difficulty to determine the species when looking at the juveniles, it is advised to screen the samples genetically for the presence of the species of interest.

#### *Evaluation potential brook lamprey habitats*

To achieve the conservation objectives for European Brook lamprey in Flanders, a range expansion is highly necessary. The purpose of this study was to determine whether certain watercourses where European Brook lamprey disappeared in the past are again suitable to maintain sustainable populations. Also some watercourses for which no historical European Brook lamprey observations are known but which, at first sight, seem to have some potency as European Brook Lamprey habitat, were included in the study. For 10 different watercourses, 2 trajectories were assessed using the recently developed evaluation method (Pauwels et al. 2016), one as potential larval, the other as potential spawning habitat.



Of the 10 watercourses examined, only 2 (Dalemansloop and Warmbeek) appeared suitable to sustain European Brook lampreys at present. The Bruelbeek also show high potential as European Brook Lamprey habitat, but the nearest European Brook lamprey population is too far away to sustain natural (re)colonization. However, translocation could be a management option here. The same applies to the Trogbeek on condition that the current water quality complies with the requirements for European Brook lamprey. For the other watercourses, the potentials are as yet (too) limited due to insufficient water quality in combination with the presence of fish migration barriers.



## Inhoudstafel

Dankwoord/Voorwoord .....	2
Samenvatting .....	3
Aanbevelingen voor beheer en/of beleid .....	10
English abstract .....	11
Lijst van figuren .....	20
Lijst van tabellen .....	28
Inleiding .....	31
<b>1</b> Palingbeheerplan .....	<b>32</b>
1.1 Onderzoek van de zilverpalinguittrek ter hoogte van het Afvoerkanaal Veurne-Ambacht .....	32
1.1.1 Situering .....	32
1.1.2 Doelstelling .....	32
1.1.3 Methoden .....	33
1.1.3.1 Abiotiek .....	33
1.1.3.2 Vangsten .....	33
1.1.4 Resultaten .....	36
1.1.4.1 Spuibeheer .....	36
1.1.4.2 Abiotische metingen .....	36
1.1.4.3 Vangsten .....	39
1.1.4.4 Stadia .....	42
1.1.4.5 Ruimtelijke variatie .....	44
1.1.4.6 Vangstefficiëntie .....	44
1.1.4.7 Effecten pompwerking .....	46
1.1.5 Bespreking .....	48
1.1.5.1 Technische aspecten .....	48
1.1.5.2 Spatiotemporele variatie en vangstefficiëntie .....	48
1.1.5.3 Effecten pompwerking .....	50
1.1.5.4 Kwantificatie zilverpalinguittrek polder Noordwatering Veurne .....	50
1.1.5.5 Vergelijking met modelmatige inschatting van de zilverpalinguittrek (naar Belpaire et al. 2018) .....	51
1.1.6 Aanbevelingen .....	55
1.2 Onderzoek van de intrek van glasaal in de polder Noordwatering Veurne .....	55
1.2.1 Situering .....	55
1.2.2 Doelstelling .....	56
1.2.3 Methoden .....	56
1.2.4 Resultaten .....	56
1.2.4.1 Ontwerp glasaalgoten .....	56
1.2.4.2 Automatische monitoring .....	59
1.2.5 Bespreking .....	64
1.2.6 Aanbevelingen .....	65
<b>2</b> Soortherstel .....	<b>66</b>
2.1 Onderzoek van het voortplantingssucces van de kwabaal .....	66
2.1.1 Situering .....	66
2.1.2 Voortplantingssucces in het stroomgebied van de Grote Nete .....	67
2.1.2.1 Inleiding .....	67
2.1.2.2 Materiaal en Methode .....	67
2.1.2.3 Resultaten en bespreking .....	73
2.1.2.4 Conclusie .....	80
2.1.2.5 Aanbevelingen .....	80
2.1.3 Herbepoting in de grindplassen .....	80
2.1.3.1 Inleiding .....	80
2.1.3.2 Materiaal en methode .....	81



2.1.3.3	Resultaten en bespreking.....	82
2.1.3.4	Conclusie .....	83
2.1.4	Testen elektrisch bevissen van kwabaaljuvanielen .....	83
2.1.4.1	Inleiding.....	83
2.1.4.2	Materiaal en methode .....	84
2.1.4.3	Resultaten en bespreking.....	85
2.1.4.4	Conclusie .....	89
2.1.5	Uitvoeren van een verkenning van potentiële sites voor de paai van kwabaal en de opgroei van juvanielen in het stroomafwaarts gelegen deel (Sigma-gebied) van de Grote Nete.....	89
2.1.5.1	Situering .....	89
2.1.5.2	Kwabaal .....	90
2.1.5.3	Geplande ingrepen Sigma Grote Nete .....	96
2.1.5.4	Algemene herstelmaatregelen met het oog op kwabaal .....	103
2.1.5.5	Maatregelen voor kwabaal in Sigma Grote Nete .....	103
2.1.5.6	Aanbevelingen.....	107
2.1.6	Evaluatie maatregelen en verdere aanbevelingen Heynsbergen .....	108
2.1.6.1	Inleiding.....	108
2.1.6.2	Aanbevolen verbeteringswerken te Heynsbergen .....	109
2.1.6.3	Besluit.....	111
2.1.6.4	Aanbevelingen.....	112
2.2	Onderzoek van de aangelegde paairiffles voor stroomminnende soorten .....	112
2.2.1	Situering .....	112
2.2.1.1	Doelstelling.....	113
2.2.2	Evaluatie van aangelegde paairiffles .....	114
2.2.2.1	Inleiding.....	114
2.2.2.2	Specifieke onderzoeksvragen.....	115
2.2.2.3	Materiaal en methode .....	115
2.2.2.4	Resultaten .....	120
2.2.2.5	Kunstmatische riffle in de IJse ter hoogte van de Beekstraat .....	126
2.2.2.6	Kunstmatische riffle in de IJse ter hoogte van de Elsenstraat (Neerijse) .....	140
2.2.2.7	Conclusie .....	150
2.2.2.8	Aanbevelingen.....	150
2.2.3	Protocol evaluatie paairiffles .....	150
2.2.3.1	Inleiding.....	150
2.2.3.2	Werkwijze.....	150
2.2.4	Harken van paairiffles .....	157
2.2.4.1	Situering .....	157
2.2.4.2	Materiaal en methode .....	157
2.2.4.3	Resultaten .....	158
2.2.4.4	Bespreking.....	164
2.2.4.5	Conclusie .....	165
2.2.4.6	Aanbevelingen.....	165
2.2.5	Protocol harken van paairiffles .....	165
2.2.5.1	Periode .....	165
2.2.5.2	Richting .....	166
2.2.5.3	Intensiteit .....	166
2.2.5.4	Materiaal .....	166
2.2.6	Evaluatie van paaisucces op aangelegde riffels.....	167
2.2.6.1	Situering .....	167
2.2.6.2	Doelstellingen .....	168
2.2.6.3	Materiaal en methode .....	168
2.2.6.4	Resultaten en bespreking.....	174
2.2.6.5	Conclusie .....	174
2.2.6.6	Aanbevelingen.....	175
2.3	Onderzoek van de potenties voor de uitbreiding van het areaal van beekprik .....	175
2.3.1	Situering .....	175
2.3.2	Doelstelling.....	175



2.3.3	Selectie waterlopen .....	176
2.3.4	Materiaal en methode .....	177
2.3.4.1	Selectie waterlopen en trajecten .....	177
2.3.4.2	Veldmetingen .....	180
2.3.4.3	Labowerk.....	182
2.3.4.4	Beschikbare bestaande gegevens .....	182
2.3.4.5	Toegepaste evaluatiemethode.....	182
2.3.5	Resultaten en bespreking .....	191
2.3.5.1	Beschrijving geselecteerde locaties .....	191
2.3.5.2	Geschiktheid habitatvariabelen en toepassing evaluatiemethode .....	211
2.3.5.3	Bespreking geschiktheid in functie van belangrijkste knelpunten .....	233
2.3.6	Aanbevelingen.....	236
	Referenties .....	238
	Bijlagen.....	246



## Lijst van figuren

- Figuur 1 Proefopstelling van de zilverbalingmonitoring m.b.v. gemaalfuiken in de afvoerkanalen van het pompgebraal van Veurne-Ambacht..... 34
- Figuur 2 Het merken van gevangen en verdoofde paling met een 12 mm PIT-tag d.m.v. een injectienaald (a), de toegebrachte wonde vlak na het inbrengen van de PIT-tag (b) en het overeenkomstige litteken 1 week na het inbrengen (c). ..... 35
- Figuur 3 Waterpeilfluctuaties in het Afvoerkanaal Veurne-Ambacht en de Grote Beverdijkvaart tussen 1 mei 2017 en 15 januari 2018. Sterke schommelingen duiden op afvoermomenten en dus perioden met (veel) neerslag. Waterstanden tot >4mTAW duiden op pompwerking. (Bron: waterinfo.be)..... 36
- Figuur 4 Abiotische variabelen die werden gemeten net stroomopwaarts het pompgebraal van Veurne-Ambacht tijdens de prospectie van de netten (steeds bij waterstilstand tijdens hoogtij). a. watertemperatuur, b. zuurtegraad, c. geleidbaarheid, d. zuurstofconcentratie en e. doorzicht (secchi-diepte). ..... 37
- Figuur 5 Stroomsnelheid gemeten langs een diepteprofiel in een aantal aanvoerkanalen stroomopwaarts het pompgebraal van Veurne-Ambacht tijdens lage (boven) en hoge (onder) afvoer van polderwater. (LO: linkeroever, RO: rechteroever) ..... 38
- Figuur 6 De stroomopwaartse zijde van het pompgebraal met aanduiding van de 7 aanvoerkanalen waaronder 2 gravitaire (kanaal 1 en 7) en 5 pompkanalen (a), zicht doorheen de vuilroosters op de binnenzijde van een pompkanaal met aanduiding (groene pijl) van de met een gravitair aanvoerkanaal gedeelde wandopening die is voorzien van een traliewerk (b), sterke ophoping van drijfvuil stroomopwaarts het vuilrooster van kanaal 2 op 7 december 2017 (c). ..... 39
- Figuur 7 De winterse omstandigheden op 11 december markeerde het einde van de monitoringsperiode in 2017 (boven). Kenmerkend waterpeil (ong. 4.10m TAW) in het Afvoerkanaal Veurne-Ambacht (onder) na een pompmoment (14 december 2017). 40
- Figuur 8 Temporeel patroon van het gevoerde spui-beheer (uitgedrukt in aantal geopende spui-openingen per dag), de hoeveelheid neerslag en het aantal aangetroffen palingen in beide gemaalnetten van het Veurne-Ambachtgebraal. De rode sterretjes duiden nulvangsten aan..... 41
- Figuur 9 Rivierprik, een opmerkelijke gast in de gemaalnetten op 3 en 4 december 2017 (a,b). Contrast tussen mannelijke zilverbaling (voorgond) en gele paling, beide gevangen op 2 december 2017 (c)..... 42
- Figuur 10 Indeling van de gevangen palingen in zilverbalingstadia volgens Durif et al. (2009). 43
- Figuur 11 Lengte/gewichtsverdeling van alle in 2017 gevangen palingen t.h.v. het pompgebraal van Veurne-Ambacht. .... 43
- Figuur 12 Waargenomen schade bij verpompte palingen door het Veurne Ambacht pompgebraal (14 december 2017) onder de vorm van duidelijk zichtbare knelschade (a,b) op 2 verschillende plaatsen langs het lichaam (verblekingen aangeduid met groene pijltjes in a) en de buikvin (bloeduitstortingen, c). De gefotografeerde dieren waren stervende op het moment van bemonstering..... 47
- Figuur 13 Diverse verwondingen bij de verpompte vissen die werden aangetroffen in het gemaalnet van het pompkanaal van het Veurne-Ambacht pompgebraal op 14

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

december 2017 na 2 dagen van maximale pompwerking. (PO: puilogen, SW: snijwonde, K: kneuzing, DK: doorklieving, OH: onthoofding, SV: schubverlies, VS: vinschade).....	48
Figuur 14 Situering van de zeven meetplaatsen van gele paling densiteit (2015-2017) en van het pompemaal Veurne-Ambacht. ....	53
Figuur 15 Bovenaanzicht van het pompemaal van Veurne-Ambacht. Elke zijde bevat een noodriool (paars ingekleurd aan de linkerzijde) waarlangs ingebrachte glasalen stroomopwaarts richting polder kunnen zwemmen (rode pijltjes). ....	58
Figuur 16 Bovenaanzicht van het pompemaal Veurne-Ambacht waar een aantal dwarswanden zijn te zien die het aanbrengen van een licht hellende geleidingsgoot tot aan de stroomopwaartse zijde van het gemaal bemoeilijken.....	59
Figuur 17 Palinggoot en bijhorende ‘resistivity counter’ aan de Golfech waterkrachtcentrale aan de Garonne (FR). ....	60
Figuur 18 Veldopstelling van de MEEC aan het uiteinde van een palinggoot. ....	61
Figuur 19 De aangepaste Logie resistivity fish counter ontwikkeld door VisAdvies BV. ....	61
Figuur 20 De palinggoot met een optisch vistelsysteem aan de Chambly dam op de Richelieu river, (Québec, Canada) ontwikkeld door MilieuInc.....	62
Figuur 21 Veldtoepassing van de ‘Elverwatcher’ ontwikkeld door VAKI (Bron: <a href="http://www.riverwatcher.is/Features/Elverwatcher/">http://www.riverwatcher.is/Features/Elverwatcher/</a> ) .....	63
Figuur 22 Glasaalmonitoring met behulp van video-observatie t.h.v. het Greylake sluizencomplex (Somerset, VK) uitgevoerd door medewerkers van de Environment Agency.....	64
Figuur 23 Situering van de locaties waar werd gezocht naar kwabaallarven in het voorjaar van 2017. ....	68
Figuur 24 Visueel waarnemen van kwabaallarven in maart te Hochterband.....	69
Figuur 25 Ligging van de in 2017 afgevisite trajecten op de Asbeek, Grote Nete en Hanske Selsloop.....	70
Figuur 26 Ligging van de in 2017 afgevisite trajecten op de Heilooop. ....	71
Figuur 27 Ligging van de in 2017 afgevisite trajecten op de Kleine Hoofdgracht.....	71
Figuur 28 Ligging van het in 2017 afgevisite traject op de Zeeploop. ....	72
Figuur 29 Ligging van de in 2017 afgevisite trajecten aan de monding van de Molse Nete. ....	72
Figuur 30 Troebel water met daarbovenop een film in de poel aan de Asbeek wat de visuele zoektocht naar kwabaallarven bemoeilijkte in april 2016.....	74
Figuur 31 Overstroomd weiland naast een gracht die uitkomt in de Asbeek. (Foto INBO 2017). ....	75
Figuur 32 De gracht waarmee het weiland in Figuur 20 in connectie staat, en die uitmondt in de Asbeek. (Foto INBO 2017).....	75
Figuur 33 De waterhoudende grachten te Heynsbergen tonen veel potentieel, mits de toegang tot de waterloop toegankelijker zou worden gemaakt voor adulte kwabaal in de winter. (Foto INBO 2017).....	76



Figuur 34 De toegankelijkheid van de waterloop naar de waterhoudende grachten en omgekeerd zou moeten worden verbeterd door de grachten meer open te maken. (Foto INBO 2016). .....	77
Figuur 35 Lengtefrequentieverdeling van de met behulp van elektrisch vistuig gevangen kwabaal in het stroomgebied van de Grote Nete in zomer 2017. ....	80
Figuur 36 Bemonsteringslocaties 1, 2 en 3 aan de grindplassen te Hochterband.....	81
Figuur 37 Bemonsteringslocaties 4 en 5 aan de grindplassen nabij Negenoord. ....	82
Figuur 38 Kwabaalkweekvijvers in Linkebeek met aanduiding van de staalnamepunten.....	84
Figuur 39 Weergave van het aantal gevangen juvenielen bij een puntbevissing per variabele. Gelijkstroom is weergegeven in blauw en gepulseerde gelijkstroom in rood. ....	85
Figuur 40 Aantal gevangen kwabaaljuvenielen met verschillende spanning (50 V, 200 V, 200 V of 300 V) en anodediameter (10 cm en 30 cm). Tijdens deze test werd gevist met gelijkstroom en bedraagt de Duty Cycle 100%. ....	87
Figuur 41 Aantal gevangen kwabaaljuvenielen bij gepulseerde gelijkstroom met enerzijds verschillende frequenties (10, 50 en 120 Hz) en anderzijds verschillende duty cycle (10% en 40%). Tijdens deze test werd gevist met gepulseerde gelijkstroom bij 200 V en met een anode met diameter 30 cm. ....	88
Figuur 42 Habitatgebruik van de kwabaal gedurende zijn leven (uit Bunzel-Drüke et al. 2004a). .....	94
Figuur 43 Overstromingsvlakte (foto: Daniel E. Levenson).....	95
Figuur 44 Overstromingsvlakte (foto: Jan Kranenbarg). ....	95
Figuur 45 Kwabaal (foto: Kees Fransen).....	96
Figuur 46 La Bar, de enige rivier in het Franse stroomgebied van de Maas met een omvangrijke kwabaalpopulatie (foto: Johan Coeck). ....	96
Figuur 47 Sigmaplangebieden langs de Grote Nete (bron Sigmaplan.be). ....	97
Figuur 48 Natuurdoelen Sigmaplan Grote Nete te Zammels Buitenbroek (Inrichting Sigmaplan Grote Nete, toestand september 2018 (Wim Mertens)).....	99
Figuur 49 Natuurdoelen Sigmaplan Grote Nete te Itegem (Inrichting Sigmaplan Grote Nete, toestand september 2018 (Wim Mertens)).....	100
Figuur 50 Natuurdoelen Sigmaplan Grote Nete te Heist-op-den-Berg (Inrichting Sigmaplan Grote Nete, toestand september 2018 (Wim Mertens)).....	101
Figuur 51 Natuurdoelen Sigmaplan Grote Nete te Hulshout (Inrichting Sigmaplan Grote Nete, toestand september 2018 (Wim Mertens)).....	102
Figuur 52 Voorgestelde beheer van porseleinhoenhabitat in Sigma Grote Nete (bron Witteveen & Bos 2016, buitengewoon groenprojecten). ....	105
Figuur 53 Dwarsdoorsnede van een zijgracht ter hoogte van diens monding in de hoofdloop. De vlakte helt lichtjes af naar de gracht toe waardoor water geleidelijk terugtrekt bij dalend waterniveau. De blauwe lijnen geven verschillende waterniveaus weer. ....	105
Figuur 54 Schema waterloop en overstromingsvlakte (figuur: natuurkennis.nl) .....	106





Figuur 55 Waterloop voorzien van poelen met stilstaand water en mogelijkheid tot het vormen van een overstromingsvlakte (figuur uit “Manual of River Restoration Techniques”).	106
Figuur 56 Een waterloop met plaatsen waar het water stilstaat of nagenoeg stilstaat (figuur uit “Manual of River Restoration Techniques”).	107
Figuur 57 Stilstaand waterdeel A van Figuur 52 (foto uit “Manual of River Restoration Techniques”).	107
Figuur 58 Het weiland te Heynsbergen (situatie februari 2018).	108
Figuur 59 De grachten en nabijgelegen zones zijn overstroomd (situatie in februari 2018).	108
Figuur 60 De monding van de grachten in de Grote Nete zijn voorzien van een buis onder de verhoogde oeverwal (situatie februari 2018).	110
Figuur 61 Linksboven in beeld is de verhoogde oeverwal (situatie februari 2018).	111
Figuur 62 Timing van de uitgevoerde metingen vóór (t0) en na (t1, t2, t3 en t4) de aanleg van de kunstmatige riffles in de IJse.	115
Figuur 63 Metalen ring met diameter van 40 cm waarbinnen in elk meetpunt de stroomsnelheid, waterdiepte en ingebedheid van het substraat worden ingeschat.	118
Figuur 64 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.	119
Figuur 65 Korrelgrootteverdeling van de riffle in 2012, 2013, 2014, 2015, 2016 en 2017 in de IJse ter hoogte van de Beekstraat (Neerijse), met onderscheid tussen substraatpartikels met perolithon begroeiing (blauw) en zonder perolithon begroeiing (rood). Deze resultaten hebben betrekking op de hele riffle, dus de riffles stroomopwaarts en stroomafwaarts van de Beekstraat tezamen.	130
Figuur 66 Korrelgrootteverdeling in 2014, 2015, 2016 en 2017 van de riffles in de IJse stroomopwaarts en stroomafwaarts ten opzichte van de Beekstraat (Neerijse), met onderscheid tussen substraatpartikels met perolithon begroeiing (blauw) en zonder perolithon begroeiing (rood). Deze resultaten zijn voor beide riffles (stroomopwaarts en stroomafwaarts van de Beekstraat) afzonderlijk.	131
Figuur 67 Korrelgrootteverdeling van het dominante en subdominante substraat (links), en compactie, ingebedheid en porieruimte (rechts) op de riffle t.h.v. de Beekstraat in 2013, 2014, 2015 en 2016. De resultaten van 2013 zijn enkel weergegeven voor beide riffles samen. Voor de overige jaren zijn de gegevens voorgesteld voor beide riffles (stroomop- en stroomafwaarts van de Beekstraat) apart en tezamen. Het aantal geeft het aantal meetpunten weer waar de korrelgrootte binnen het bereik (6 tot 120 mm) was dat volgens het protocol van Eastman (2004) verder in beschouwing moet worden genomen.	137
Figuur 68 Waterplanten Elodea nuttallii (links) en Callitriche hamulata (rechts).	138
Figuur 69 Bodemprofiel van de stroomopwaartse (boven) en stroomafwaartse (onder) riffle ten opzichte van de Beekstraat in 2017. De figuur geeft de hoogte (m) ten opzichte van het zeeniveau weer.	139
Figuur 70 Korrelgrootteverdeling van de riffle en de pool in 2012, 2013, 2014, 2015, 2016 en 2017 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.....	144
Figuur 71 Korrelgrootteverdeling van het dominante en subdominante substraat op de riffle en in de pool in 2013 en 2014. De resultaten voor 2013 en 2014 van de riffle en de pool zijn telkens gebaseerd op 30 en 20 meetpunten respectievelijk. De resultaten van 2015 zijn enkel beschikbaar voor de riffle, en zijn gebaseerd op 100 metingen. In 2016 werden 50 en 25 metingen gedaan op de riffle en pool respectievelijk. In 2017 was dit 50 en 20 respectievelijk.....	147
Figuur 72 Compactie, porieruimte en ingebedheid op de riffle en de pool of enkel de riffle in 2013, 2014, 2015, 2016 en 2017. ....	149
Figuur 73 Tien trajecten van drie of vijf meetpunten (afhankelijk van de breedte van de waterloop) worden gelijkmatig verdeeld over de lengte van de riffle.....	152
Figuur 74 Metalen ring met diameter van 40 cm waarbinnen in elk meetpunt de stroomsnelheid, waterdiepte en ingebedheid van het substraat wordt geschat. ....	153
Figuur 75 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. .	156
Figuur 76 Korrelgrootteverdeling op beide helften van de riffle in 2018 zowel voor, onmiddellijk na, één maand na, als drie maanden na het harken. Substraatpartikels met perilithon begroeiing (blauw) en zonder perilithon begroeiing (rood). Deze resultaten zijn telkens gebaseerd op 100 substraatpartikels. De pebble count vóór het harken werd slechts één maal uitgevoerd voor de gehele riffle. Bijgevolg zijn de resultaten voor de beide helften gelijk.....	160
Figuur 77 Korrelgrootteverdeling van het dominante en subdominante substraat op de stroomafwaartse en stroomopwaartse helften van de riffle in 2018 voor, onmiddellijk na, één maand na en drie maanden na het harken. Deze resultaten zijn telkens gebaseerd op 25 metingen. ....	162
Figuur 78 Compactie, porieruimte en ingebedheid op de stroomafwaartse en stroomopwaartse helft van de riffle in 2018 zowel voor, onmiddellijk na, één maand na, als drie maanden na het harken.....	163
Figuur 79 Tuinhark (links) en drietand cultivator (rechts) als te gebruiken attributen bij het harken van een riffle.....	167
Figuur 80 Situering van de riffles ten opzichte van de vistrap en het bezoekerscentrum te Meerhout.....	169
Figuur 81 Riffles stroomafwaarts van de vistrap te Meerhout. Boven: riffle onder de brug te Meerhout. Onder: riffle meer stroomafwaarts van de brug.....	170
Figuur 82 Paaimatten geconstrueerd door een zware platte steen te voorzien van een metalen lus en 4 lagen enkamat. ....	171
Figuur 83 Positionering van de paaimatten in de riffle.....	171
Figuur 84 Viseitjes op de paaimatten.....	172
Figuur 85 Een fijnmazige fuik wordt achter de riffle geplaatst in de overgang tussen riffle en pool, en bevestigd met een anker. ....	173
Figuur 86 Opkweek van ei tot juveniel.....	174



Figuur 87	Overzicht van een aantal op het eerste zicht voor beekprik minder geschikte waterlopen. a-d: de Gravenweidebeek, met niet meer functionele klep t.h.v. de monding zichtbaar in d. e-h: de Larumse loop, met een breukstenen drempel zichtbaar in (e) en de stuw aan de monding van de Sasbeek in de Larumse loop zichtbaar in (g). i-k: de Scherpenbergloop.....	179
Figuur 88	Overzicht van de geselecteerde waterlopen waar de habitatgeschiktheid voor beekprik werd geëvalueerd tijdens het najaar van 2017. ....	180
Figuur 89	Schematische weergave van de berekening van HGI 1 op basis van de GI's van zuurstofverzadiging, biologisch zuurstofverbruik en temperatuur, de berekening van HGI 2 op basis van de GI's van de variabele migratiebarrières en de combinatie van HGI 1 en 2 tot een algemene HGI (HGI 3) voor het eerste stadium van de evaluatie. ....	185
Figuur 90	Schematische voorstelling van de berekening van HGI 4 op basis van informatie/gegevens over het beheer van de locatie, de aanwezige begeleidende vissoorten, de stroomsnelheid en het substraat. ....	187
Figuur 91	Schematische voorstelling van de berekening van de algemene habitatgeschiktheidsindex (HGI) voor de geëvalueerde locatie (HGI 7) op basis van de HGI's voor waterkwaliteit (HGI 5) en hydromorfologie (HGI 6), en de berekening van HGI 5 en 6 op basis van respectievelijk drie waterkwaliteitsvariabelen en 8 hydromorfologische variabelen.....	189
Figuur 92	Schematische voorstelling van de evaluatiemethode voor de geschiktheid van het rivierhabitat voor beekprik op basis van 19 omgevingsvariabelen (waterkwaliteits- en hydromorfologische variabelen) in drie evaluatiestadia. De toestand van iedere variabele leidt tot een geschiktheidsindex (GI per V), die aan de hand van eenvoudige formules gecombineerd worden tot een algemene habitatgeschiktheids index (HGI). De evaluatie stopt wanneer het habitat in stadium 1 en 2 ongeschikt bevonden wordt. ....	190
Figuur 93	De Dorenbosbeek te Brakel. (a) Overzichtskartaar van het studiegebied met aanduiding (rode trajecten) van het geëvalueerde paai- (P) en larvaal (L) habitat, officiële onopgeloste vismigratieknelpunten (zwarte kruisjes) en meest nabije bronpopulaties beekprik (groene bolletjes), (b) foto van het traject dat geëvalueerd werd als potentieel larvaal habitat, (c-d) foto's van het traject dat geëvalueerd werd als potentieel paaihabitat. ....	192
Figuur 94	De Trogbeek te Ronse. (a) Overzichtskartaar van het studiegebied met aanduiding (rode trajecten) van het geëvalueerde paai- (P) en larvaal (L) habitat en een niet officieel vismigratieknelpunt (oranje kruisje), (b) foto van het traject dat geëvalueerd werd als potentieel larvaal habitat, (c-e) foto's van het traject dat geëvalueerd werd als potentieel paaihabitat en (f) foto van de geïmproviseerde stuwconstructie. ....	194
Figuur 95	De Bruelbeek te Bierbeek. (a) Overzichtskartaar van het studiegebied met aanduiding (rode trajecten) van het geëvalueerde paai- (P) en larvaal (L) habitat, (b-c) foto's van het traject dat geëvalueerd werd als potentieel larvaal habitat, (d-e) foto's van het traject dat geëvalueerd werd als potentieel paaihabitat. ....	196
Figuur 96	De Nellebeek te Overijse. (a) Overzichtskartaar van het studiegebied met aanduiding (rode trajecten) van het geëvalueerde paai- (P) en larvaal (L) habitat en onofficiële vismigratieknelpunten (oranje kruisjes), (b) foto van het traject dat geëvalueerd werd als potentieel larvaal habitat, (c) foto van het traject dat geëvalueerd werd als	



potentieel paaihabitat en (d-h) foto's van een aantal onofficiële  
vismigratieknelpunten. .... 198

Figuur 97 De Bosbeek te Maaseik. (a) Overzichtskaart van het studiegebied met aanduiding (rode trajecten) van het geëvalueerde paai- (P) en larvaal (L) habitat, officiële (zwarte kruisjes) en onofficiële (oranje kruisje) onopgeloste vismigratieknelpunten en meest nabije bronpopulaties beekprik (groene bolletjes), (b,d) foto's van het traject dat geëvalueerd werd als potentieel larvaal habitat, (c,e,f) foto's van het traject dat geëvalueerd werd als potentieel paaihabitat, (g) foto van de monding van de Busselziep en (h) foto van de monding van de Bergeinderzipp, afgesloten met een klep. .... 200

Figuur 98 De Dommel te Neerpelt. (a) Overzichtskaart van het studiegebied met aanduiding (rode trajecten) van het geëvalueerde paai- (P) en larvaal (L) habitat en meest nabije bronpopulaties beekprik (groen bolletje, evenwel buiten het afgedrukte kaartbereik), (b-d) foto's van het traject dat geëvalueerd werd als potentieel larvaal habitat en (e) foto van het traject dat geëvalueerd werd als potentieel paaihabitat. .... 202

Figuur 99 De Warmbeek te Hamont-Achel. (a) Overzichtskaart van het studiegebied met aanduiding (rode trajecten) van het geëvalueerde paai- (P) en larvaal (L) habitat, officiële onopgeloste vismigratieknelpunten (zwarte kruisjes) en meest nabije bronpopulaties beekprik (groene bolletjes), (b) foto van het traject dat geëvalueerd werd als potentieel larvaal habitat, (c-d) foto's van het traject dat geëvalueerd werd als potentieel paaihabitat, (e) onofficieel knelpunt ter hoogte van de Slipstraat, (f) onofficieel knelpunt ter hoogte van de Tomperweg en (g) de vistrap rond het Mulke. .... 204

Figuur 100 De Dalemansloop te Geel. (a-b) Overzichtskaartjes van het studiegebied met aanduiding (rode trajecten) van het geëvalueerde paai- (P) en larvaal (L) habitat, onofficiële vismigratieknelpunten (oranje kruisjes) en meest nabije bronpopulaties beekprik (groene bolletjes), (c,d) foto's van het traject dat geëvalueerd werd als potentieel larvaal habitat, (e,f) foto's van het traject dat geëvalueerd werd als potentieel paaihabitat, (g) cyanobacteriematten ter hoogte van de potentiële paailocatie, (h) geïmproviseerde stuwconstructie net stroomopwaarts de monding in de Kleine Nete en (i) geïmproviseerde drempels in de monding. .... 206

Figuur 101 De Molenbeek-Bollaak te Zandhoven. (a) Overzichtskaartje van het studiegebied met aanduiding (rode trajecten) van het geëvalueerde paai- (P) en larvaal (L) habitat en onopgeloste vismigratieknelpunten (zwarte kruisjes), (b,d) foto's van het traject dat geëvalueerd werd als potentieel paaihabitat en (c) foto van het traject dat geëvalueerd werd als potentieel larvaal habitat. .... 208

Figuur 102 De Rode loop te Oud Turnhout. (a) Overzichtskaartje van het studiegebied met aanduiding (rode trajecten) van het geëvalueerde paai- (P) en larvaal (L) habitat en onopgeloste vismigratieknelpunten (zwarte kruisjes), (b) foto van het traject dat geëvalueerd werd als potentieel larvaal habitat, (c) foto van het traject dat geëvalueerd werd als potentieel paaihabitat, (d) foto van de Rode loop in Tikkebroeken stroomafwaarts het potentiële larvaal habitat, (e) Rode loop stroomafwaarts Tikkebroeken, (f) Rode loop stroomopwaarts de monding en (g) riffle aan de monding in de Wamp. .... 210

Figuur 103 Zuurstofverzadiging gebaseerd op beschikbare VMM meetreeksen (gemiddelde met standaarddeviatie en 25-percentiel) en op de veldmeting (najaar 2017) in het potentieel larvaal (a) en paaihabitat (b) van de 10 geëvalueerde waterlopen.

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

Zuurstofverzadigingen (25-percentielen) tussen de stippellijnen zijn geschikt, buiten de volle lijnen ongeschikt, en tussen de stippellijnen en de volle lijnen matig geschikt. ....	213
Figuur 104 Zuurstofconcentratie (25-percentiel) gebaseerd op beschikbare VMM meetreeksen in het potentieel larvaal (a) en paaihabitat (b) van de 10 geëvalueerde waterlopen. Waarden tussen de stippellijnen zijn geschikt, buiten de volle lijnen ongeschikt, en tussen de stippellijnen en de volle lijnen matig geschikt. ....	214
Figuur 105 Watertemperatuur gebaseerd op beschikbare VMM meetreeksen (gemiddelde met standaarddeviatie) en op de veldmeting (najaar 2017) in het potentieel larvaal (a) en paaihabitat (b) van de 10 geëvalueerde waterlopen. Watertemperaturen (als gemiddelde over een heel jaar) tussen de stippellijnen worden hierbij als optimaal beschouwd, buiten de volle lijnen als onleefbaar, en tussen de stippellijnen en volle lijnen als matig geschikt. ....	215
Figuur 106 De tijdens het najaar van 2017 gemeten stroomsnelheid op 5 cm boven de waterbodem in het larvaal en paaihabitat van de 10 geëvalueerde waterlopen, geordend per rivierbekken. Voor het larvaal habitat worden stroomsnelheden buiten de volle lijnen als niet geschikt beschouwd, onder de stippellijn als geschikt en boven de stippellijn als matig geschikt. Voor het paaihabitat worden stroomsnelheden onder de volle lijn als ongeschikt en boven de stippellijn als geschikt aanschouwd.	220
Figuur 107 Korrelgrootteverdeling voor de larvale habitats in de 10 geëvalueerde waterlopen. Voor de Rode loop werden de grootste korrelgroottes enkel als >2000 µm weergegeven. ....	222
Figuur 108 Korrelgrootteverdeling voor de paaihabitats in de 10 geëvalueerde waterlopen.	223
Figuur 109 Nitrietwaarden van de 10 geëvalueerde waterlopen gebaseerd op meetreeksen van VMM t.h.v. het potentieel larvaal habitat (a) en het potentieel paaihabitat (b). Waarden onder de groene lijn zijn geschikt voor beekprik, alle waarden boven de rode lijn zijn ongeschikt en alle waarden tussen de 2 volle lijnen zijn matig geschikt. ....	225
Figuur 110 Nitraatwaarden van de 10 geëvalueerde waterlopen gebaseerd op meetreeksen van VMM t.h.v. het potentieel larvaal habitat (a) en het potentieel paaihabitat (b). Waarden onder de groene lijn zijn geschikt voor beekprik, alle waarden boven de rode lijn zijn ongeschikt en alle waarden tussen de 2 volle lijnen zijn matig geschikt. ....	226
Figuur 111 pH waarden van de 10 geëvalueerde waterlopen t.h.v. het potentieel larvaal habitat (a) en het potentieel paaihabitat (b). De gemiddelde waarden zijn gebaseerd op meetreeksen van VMM, de veldmetingen betreffen puntmetingen uitgevoerd tijdens het najaar van 2017. Waarden boven de stippellijn zijn geschikt voor beekprik, alle waarden onder de volle lijn zijn ongeschikt. ....	226
Figuur 112 De tijdens het najaar van 2017 opgemeten waterdiepte (gemiddelde met standaarddeviatie) van het larvaal en paaihabitat in de 10 geëvalueerde waterlopen, geordend per rivierbekken. Dieptes tussen de twee stippellijnen worden als geschikt aanschouwd voor beekprik, buiten de volle lijnen als ongeschikt en tussen de stippellijnen en de volle lijnen als matig geschikt. ....	228
Figuur 113 De tijdens het najaar van 2017 gemeten sedimentdikte (gemiddelde met standaarddeviatie) van het larvaal en paaihabitat in de 10 geëvalueerde waterlopen, geordend per rivierbekken. Dieptes boven de stippellijn worden als geschikt	



aanschouwd voor beekprik, dieptes onder de volle lijn worden als matig geschikt aanschouwd.....	229
Figuur 114 Aanwezigheid van dood hout, waterplanten en beschaduwning in het larvale en paaihabitat van de 10 geëvalueerde waterlopen. De aanwezigheid wordt aangeduid met 1, de afwezigheid met 0. Waterlopen die alle drie de variabelen bezitten (voor alle drie een 1) worden als meer geschikt beschouwd voor beekprik, behalve als de waterplanten vegetatie té dens is. ....	230
Figuur 115 Aanwezigheid (1), afwezigheid (0) of beperkte aanwezigheid (0.5) van meandering, stromingsvariatie en stroomkuilenpatronen in het larvale en paaihabitat van de 10 geëvalueerde waterlopen. Aanwezigheid wordt aanzien amls een een pluspunt voor de geschiktheid van een waterloop voor beekprik. ....	231

## Lijst van tabellen

Tabel 1 Het gevoerde spuibeheer tijdens de laatste 10 jaar ter hoogte van het Afvoerkanaal Veurne-Ambacht en uitgedrukt in aantal dagen met afvoer. ....	34
Tabel 2 Overzicht van het aantal gevangen palingen met beide gemaalnetten aan het Pompgemaal Veurne-Ambacht. De rode 0-waarden zijn mogelijks het gevolg van een verstopping t.h.v. de keel van het rechtermaalnet (verwijderd op 26 november). (LO: linkeroever, RO: rechteroever). ....	44
Tabel 3 Overzicht van de gemerkte palingen die tijdens de onderzoeksperiode werden teruggevangen (V: vangst, HV: hervangst, L: lengte, G: gewicht, SS: schieraalstadium). ....	45
Tabel 4 Afvisdatum en ligging en typologie van de meetplaatsen van visbestandsopnames in het onderzoeksgebied Polder Noordwatering Veurne in de periode 2015-2017. ....	52
Tabel 5 Productiecijfers voor gele aal en zilverpaling voor de Polder Noordwatering Veurne via het rekenmodel. ....	54
Tabel 6 Schatting van de jaarlijkse aantallen van migrerende paling ter hoogte van Veurne-Ambacht (directe methode) en afgeleide productiviteit aan zilverpaling voor de Polder Noordwatering Veurne. ....	54
Tabel 7 Locaties waar natuurlijke reproductie werd bemonsterd.....	68
Tabel 8 Locaties die werden elektrisch afgevist naar juvenielen afkomstig van natuurlijke reproductie van kwabaal. ....	69
Tabel 9 Locaties waar kwabaallarven afkomstig van natuurlijke reproductie in het stroomgebied van de Grote Nete werden gezocht door visuele inspectie. ....	73
Tabel 10 Vangstaantallen van kwabaal en bijvangst bij afvissen naar kwabaaljuvenielen afkomstig van natuurlijke reproductie in het stroomgebied van de Grote Nete.....	78
Tabel 11 Toekenning van een klasse van ingebedheid volgens de aanpak van Schälchli (Eastman 2004). ....	118
Tabel 12 Evolutie van de diepte, de lengte, de korrelgrootte, de ingebedheid en de poriegrootte van het dominante substraat voor en na de aanleg van de riffle in de IJse voor de riffles stroomopwaarts en stroomafwaarts ten opzichte van de Beekstraat tezamen.....	121
Tabel 13 Evolutie van de diepte, de lengte, de korrelgrootte, de ingebedheid en de poriegrootte van het dominante substraat voor en na de aanleg van de riffle in de	



IJse voor de riffles stroomopwaarts en stroomafwaarts ten opzichte van de Beekstraat afzonderlijk .....	122
Tabel 14 Evolutie van de diepte, de lengte, de korrelgrootte, de ingebedheid en de poriegrootte van het dominante substraat voor en na de aanleg van de riffle in de IJse voor de riffle aan de Elsenstraat ter hoogte van het Lindenhof.....	124
Tabel 15 Toekenning van een klasse van ingebedheid volgens de aanpak van Schälchli (Eastman 2004).....	154
Tabel 16 Lithofiele soorten in Vlaamse waterlopen en hun paaiperiode.....	166
Tabel 17 Geografische specificaties van de onderzochte trajecten op de 10 geselecteerde waterlopen.....	181
Tabel 18 Beschikbare meetreeksen waterkwaliteitsparameters (Geoloket VMM). N metingen tussen haakjes geldt enkel voor BZV, nitraat en nitriet. (P = paaihabitat, L = larvaal habitat, BZV = biologisch zuurstofverbruik). .....	212
Tabel 19 Snelle BBI-bepaling uitgevoerd a.d.h.v. de tijdens de veldopmetingen verzamelde macro-invertebraten (INBO) of eerdere BBI-beoordelingen door VMM op lokaties in de buurt van de onderzochte trajecten.....	216
Tabel 20 De geschiktheidsindex (GI) voor zuurstofverzadiging/concentratie (V1), watertemperatuur (V2), biologische waterkwaliteit (V3) en habitatgeschiktheidsindex 1 (HGI 1) per geëvalueerde locatie (P = paaihabitat, L = larvaal habitat).....	216
Tabel 21 De geschiktheidsindices voor vismigratieknelpunten en beschikbare bronpopulaties (V4; L = larvaal en P = paaihabitat) waarbij 0 wijst op een lage geschiktheid en 1 op een goede geschiktheid. ....	217
Tabel 22 De finale geschiktheidsindices voor stadium 1 van de evaluatiemethode (HGI 3; L = larvaal en P = paaihabitat waarbij 0 wijst op een lage geschiktheid en 1 op een goede geschiktheid).....	218
Tabel 23 De geschiktheidsindices voor het beheer (V5), stroomsnelheid (V6), bodemsubstraat (V7) en begeleidend vissoorten (V8) in de geëvalueerde locaties (L = larvaal en P = paaihabitat).....	224
Tabel 24 Habitatgeschiktheidsindex van de hydromorfologie variabelen in stadium 2 van de evaluatiemethode waarbij 0 wijst op een slechte en 1 op een goede geschiktheid voor beekprik. Daarnaast wordt ook de score gegeven voor dat deel van de HGI4 die enkel gebaseerd is op de GI's van de hydromorfologievariabelen uit stadium 2 en nog niet vermenigvuldigd werd met HGI 3 (details berekeningen zie sectie 2.3.4.4).....	224
Tabel 25 Habitatgeschiktheidsindex van de hydromorfologie variabelen in stadium 3 van de evaluatiemethode (HGI 5 met V9: nitrietconcentratie, V10: nitraatconcentratie en V11: pH) waarbij 0 wijst op een slechte en 1 op een goede geschiktheid voor beekprik. ....	227
Tabel 26 De geschiktheidsindices voor waterdiepte (V12), dood hout (V13), dikte van de sliblaag (V14), submerse vegetatie (V15), beschaduwning (V16), sedimentbanken (V17), meandering en stromingsvariatie (V18) en landgebruik (V19) in de geëvalueerde locaties (L = larvaal en P = paaihabitat) en de finale habitatgeschiktheidscore voor deze hydromorfologische variabelen van stadium 3 (HGI 6).....	232
Tabel 27 Eindbeoordeling/habitatgeschiktheid per geëvalueerde locatie voor beekprik met (HGI 7) of zonder (HGI 7') rekening te houden met potenties voor natuurlijke rekolonisatie. De waarden voor deze eindbeoordeling mogen niet letterlijk geïnterpreteerd worden, maar tonen enkel aan of het habitat ongeschikt dan wel	





enigszins geschikt lijkt, in die zin dat er geen noemenswaardige knelpunten optreden.  
..... 233

Tabel 28 Overzicht van de geschiktheidsscores per stadium van de evaluatiemethode  
beschreven in sectie 2.3.4.4 voor de 10 geselecteerde Vlaamse waterlopen (2 locaties  
per waterloop, waarvan 1 potentieel larvaal habitat (L) en 1 potentieel paai (P)  
habitat) (groen = goed, geel = matig, oranje = ontoereikend, rood = slecht, WK =  
waterkwaliteit, BP = bronpopulatie, VM = vismigratie, HM = hydromorfologie)..... 236



## Inleiding

Dit rapport geeft en bespreekt de resultaten van het onderzoek uitgevoerd in 2017 door de onderzoeksgroep Aquatisch Beheer in het kader van het lopende onderzoeksprogramma binnen de overeenkomst rond de wetenschappelijke onderbouwing en ondersteuning van het visserijbeleid en het visstandbeheer met het Agentschap Natuur- en Bos en het Visserijfonds. Deze rapportage behandelt twee grote onderzoeksluiken, enerzijds studies inzake de implementatie van het palingbeheerplan (in het kader van de Europese Palingverordening), en anderzijds onderzoek rond de soortherstelprogramma's van stroomminnende vissoorten.

Het onderzoek ter ondersteuning van het palingbeheerplan behelst enerzijds een monitoring van de zilverpalinguittrek ter hoogte van het pompemaal Veurne-Ambacht (Nieuwpoort) en anderzijds een deskstudie over de mogelijkheden om dit pompemaal met palinggoten overbrugbaar te maken voor glasaal.

Het onderzoek rond de soortherstelprogramma's van stroomminnende vissoorten omvat verschillende aspecten waaronder het opvolgen van herintroducties via bestandopnames, de evaluatie van nieuw aangelegde riffles alsook het vinden van methodes om paaisucces op deze riffles te (her)kennen, onderzoek naar het voortplantingssucces van kwabaal en het toepassen van een beoordelingsmethode voor beekprikhabitats.

Deze rapportage is een voortzetting en aanvulling van de eerdere rapportages (Van den Neucker et al. 2009, 2010a, 2010b, 2012, 2013a, 2013b, Vught et al. 2015, Pauwels et al. 2016, Vandamme et al. 2017), en dient als dusdanig in combinatie met deze rapporten gelezen te worden.



# 1 PALINGBEHEERPLAN

Reeds tientallen jaren wordt een sterke daling van de palingpopulaties waargenomen in Europa (ICES 2018) en de Europese paling (*Anguilla anguilla* L.) wordt nu zelfs beschouwd als zijnde kritisch bedreigd (Jacoby & Gollock 2014). Oorzaken voor deze trend zijn de chemische waterkwaliteit, fysische habitatcondities, migratiebarrières, verhoogde predatie, visserij en klimaatsveranderingen (Miller et al. 2016). Om de Europese paling voor uitsterven te behoeden, heeft de Europese Unie in 2007 de Palingverordening (EC No. 1100/2007) uitgevaardigd, die het behoud en het herstel van de soort beoogt. Verder vraagt de verordening een beheersaanpak die de uittrek van 40% van de zilverpalingbiomassa ten opzichte van een door de mens onverstoorde toestand garandeert.

Dankzij de talrijke laaglandrivieren, kanalen, vijvers en krekens wordt Vlaanderen beschouwd als een belangrijke regio voor opgroei van paling en de rekrutering van zilverpaling. De laatste jaren verbeterde de chemische en biologische waterkwaliteit van de Vlaamse rivieren significant door intensieve afvalwaterzuivering en de implementatie van bemestingsnormen. Bovendien is de paling een relatief tolerante soort, waardoor de meeste van de Vlaamse waterlichamen een geschikt habitat vormen en de paling wijdverspreid is in Vlaanderen (<http://vis.milieuinfo.be/>). De rivierbeheerders focussen daarom op de mitigatie van uitval door visserij (o.a. vangstquota) en migratiebarrières om de palingpopulaties opnieuw te doen toenemen.

## 1.1 ONDERZOEK VAN DE ZILVERPALINGUITTREK TER HOOGTE VAN HET AFVOERKANAAL VEURNE-AMBACHT

### 1.1.1 **Situering**

In het kader van de Europese Palingverordening (EG\1100\2007) dient periodiek de ontsnapping van zilverpaling naar zee gekwantificeerd en gerapporteerd te worden. Dit gebeurt in Vlaanderen, wegens gebrek aan zilverpalingmonitoring, op een indirecte manier met behulp van modellen en op basis van bestandsopnames van gele paling. Een gerichte zilverpalingmonitoring zal naast een betere inschatting van de hoeveelheid uittrekkende zilverpaling ook de evolutie van de palingstand doorheen de tijd mogelijk maken waardoor effecten van het beheer beter kunnen geëvalueerd worden.

In het onderzoeksprogramma 2015 werd onderzoek verricht naar de haalbaarheid van een zilverpalingmonitoring ter hoogte van de IJzermonding te Nieuwpoort (Pauwels et al. 2016). Op basis van de resultaten bleek het pompemaal van Veurne-Ambacht te Nieuwpoort veel potentie te bezitten als geschikte monitoringslocatie. Langs dit pompemaal wordt de afwatering naar zee geregeld van het hele poldergebied van de Noordwatering Veurne, een groot en belangrijk opgroeigebied voor paling. Vervolgens werden in het onderzoeksprogramma van 2016 een aantal vangstmethoden op deze locatie uitgetest waaruit bleek dat zilverpaling zonder onoverkomelijke technische moeilijkheden met behulp van gemaalnetten efficiënt kon worden gevangen (Vandamme et al. 2017).

### 1.1.2 **Doelstelling**

Dit onderzoeksluik heeft als doel om de uittrek van de zilverpaling ter hoogte van het pompemaal van Veurne-Ambacht te kwantificeren. Het onderzoek omvat de volgende delen:

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

- Uitvoeren van een zilverbalingbemonstering aan het pompemaal van de Grote Beverdijkvaart door middel van de vangstconstructie welke in het Onderzoeksprogramma 2016 op punt werd gezet en getest.
- Kwantificeren van de zilverbalinguittrek voor het hele poldergebied van de Noordwatering Veurne en vergelijking met de cijfers die verkregen werden op basis van de gemodelleerde uittrek die berekend werd op basis van het bestand van gelepaling in het poldergebied.
- Beoordelen en bespreken van de schade die het pompemaal veroorzaakt tijdens de zilverbalinguittrek.
- Aanbevelingen om de schade aangericht door dit pompemaal tot een minimum te beperken.
- Aanbevelingen rond het nut en de haalbaarheid van het oprichten van een permanent monitoringstation op deze locatie.

### 1.1.3 Methoden

#### 1.1.3.1 Abiotiek

Op elk bemonsteringsmoment de temperatuur, pH, conductiviteit en zuurstofconcentratie van het water gemeten. Hiervoor werd vanop de loopbrug aan de stroomopwaartse zijde van het pompemaal (zie Figuur 1 Figuur 6) met behulp van een 10L emmer een waterstaal genomen ongeveer in het midden van het kanaal. Het doorzicht werd op dezelfde locatie bepaald met behulp van een secchi-schijf. Met behulp van een stroomsnelheidsmeter werd op 2 tijdstippen (23/11: 1 geopende spui, 7/12: 8 geopende spuien) om de 10 cm de stroomsnelheid gemeten langs een verticaal profiel ter hoogte van de 2 dichtst bij de oever gelegen instroomopeningen aan elke zijde van het pompemaal tot op een diepte van maximaal 85 cm.

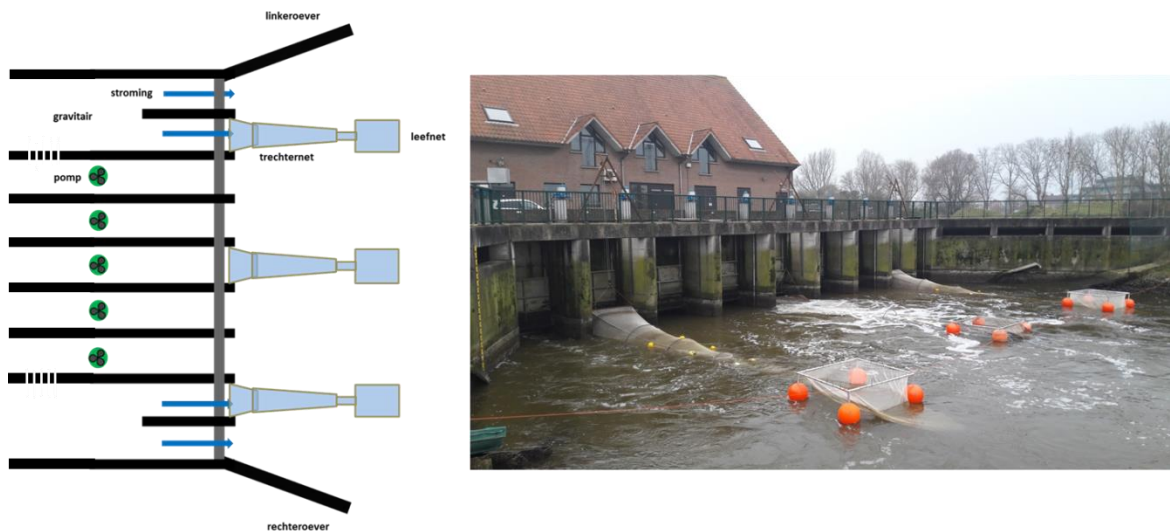
#### 1.1.3.2 Vangsten

Het pompemaal van Veurne-Ambacht heeft aan de stroomopwaartse zijde 7 aanvoerkanalen, namelijk 1 gravitair kanaal langs elke oever en 5 centrale pompkanalen (Figuur 6a). In de wand tussen het gravitaire aanvoerkanal en het eerstvolgende daarnaast liggende pompkanaal is bovendien een opening aanwezig die evenwel is voorzien van een traliewerk (Figuur 6b). De gravitaire kanalen worden in het pompemaal in 2 gesplitst zodat de stroomafwaartse zijde bestaat uit 4 gravitaire afvoerkanalen en 5 pompkanalen (Figuur 1).

Uittrekkende palingen werden gevangen met behulp van 3 gemaalnetten die elk werden bevestigd aan een uitstroomopening van het pompemaal, 1 in een gravitair afvoerkanal langs elke oever en 1 in een afvoerkanal van een pomp (Figuur 1). Uit praktische overwegingen (minder risico op contact met de schanskorven op de oever) en in de veronderstelling dat de zilverbalingen de weg van het hoogste debiet volgen (Tesch 2003), werd gekozen om de netten te plaatsen in de gravitaire uitgang aan beide zijden van het pompemaal die het verst van de oever was gelegen.

Uit voorgaand onderzoek ter hoogte van het Isabellagemaal in Boekhoutte bleek dat hoewel de hoofdmoot van de zilverbalinguittrek in onze contreien voornamelijk plaatsvindt in het najaar (augustus-december) er toch al significante hoeveelheden paling de polder verlaten in de zomerperiode (mei-augustus). In de periode januari-mei werd nauwelijks uittrek waargenomen (Buysse et al. 2015a). Bijgevolg werd de monitoringsperiode beperkt tot mei-december 2017.





Figuur 1 Proefopstelling van de zilverpalingmonitoring m.b.v. gemaalruiken in de afvoerkanalen van het pompgebied van Veurne-Ambacht.

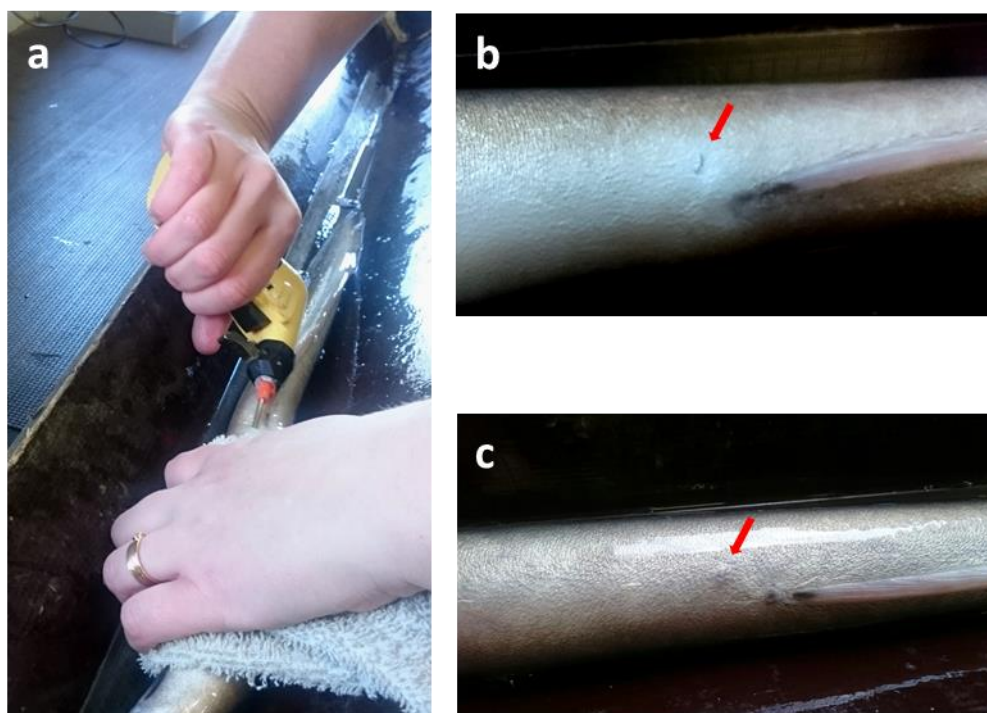
Uit een analyse van het gevoerde spuibeheer ter hoogte van het Afvoerkanaal Veurne-Ambacht over de laatste 10 jaar (Tabel 1) bleek dat het aantal dagen met afvoer tijdens deze periode varieerde van 28 (2011: droog jaar) tot 89 (2012: nat jaar). Tijdens de zomer wordt in de polder een waterpeil van 2,1 mTAW nagestreefd en wordt bijgevolg nauwelijks water afgevoerd naar zee. Tijdens de winter is het streefpeil 1.8 mTAW en wordt afhankelijk van de neerslaghoeveelheden bijna dagelijks water afgevoerd.

Tabel 1 Het gevoerde spuibeheer tijdens de laatste 10 jaar ter hoogte van het Afvoerkanaal Veurne-Ambacht en uitgedrukt in aantal dagen met afvoer.

	mei	juni	juli	augustus	september	oktober	november	december	gem.
2007	1	5	8	7	7	13	10	22	<b>73</b>
2008	2	4	0	3	8	8	15	20	<b>60</b>
2009	1	3	0	0	0	2	12	24	<b>42</b>
2010	1	0	0	4	5	12	21	21	<b>64</b>
2011	0	0	1	4	2	2	2	17	<b>28</b>
2012	6	4	8	1	2	19	20	29	<b>89</b>
2013	4	1	3	0	1	9	26	16	<b>60</b>
2014	3	1	4	8	7	7	10	17	<b>57</b>
2015	0	0	0	1	6	4	15	17	<b>43</b>
2016	1	6	3	0	1	1	15	9	<b>36</b>
2017	0	0	0	1	9	3	15	30	<b>58</b>
<b>gem.</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>7</b>	<b>15</b>	<b>20</b>	<b>55</b>

Na elk afvoermoment werden de leefnetten gecontroleerd op de aanwezigheid van paling en indien nodig ontdaan van drijfvuil. Alle gevangen palingen werden aan een biometrische analyse (lengte, gewicht, conditie) onderworpen waarbij ook de noodzakelijke uitwendige kenmerken werden opgemeten om het geslacht en het zilverbalingstadium te bepalen (Durif et al. 2009; I: seksueel ongedifferentieerd, FII: sedentair/vrouw, FIII: pre-migratorisch/vrouw, FIV+FV: migratorisch/vrouw en MII: migratorisch/man). Hiervoor werden ze vooraf verdoofd met kruidnagelolie (100 mg/L: 1 mL ethanol 94°/kruidnagelolie oplossing (9/1) op 1L water, Walsh & Pease 2002).

Om de efficiëntie van de vangstconstructie te evalueren werden alle palingen gemerkt. Vóór november 2017 gebeurde dit door middel van een vinknip, nadien werden de gevangen palingen voorzien van een klein zendertje (12 mm PIT-tag, Biomarker) dat met behulp van een injectienaald in de buikholte werd ingebracht (Figuur 2). Alle gemerkte palingen werden stroomopwaarts het pompemaal terug uitgezet. Alle nadien gevangen palingen werden gecontroleerd op de aanwezigheid van een vinknip of een zendertje.



Figuur 2 Het merken van gevangen en verdoofde paling met een 12 mm PIT-tag d.m.v. een injectienaald (a), de toegebrachte wond vlak na het inbrengen van de PIT-tag (b) en het overeenkomstige litteken 1 week na het inbrengen (c).

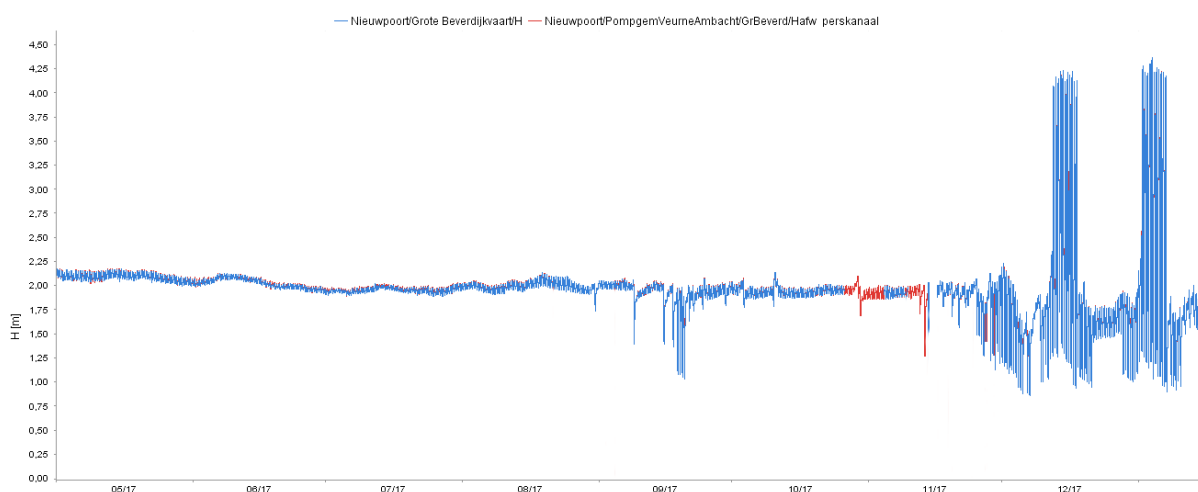
Bij pompwerking werd eveneens de schade op de verpompte vis beoordeeld op basis van volgende schadeklassen (Buysse et al. 2010):

- Klasse 1: geen zichtbare schade
- Klasse 2: duidelijke vinschade of duidelijk schubverlies
- Klasse 3: duidelijke zwelling, kneuzing en/of bloeding
- Klasse 4: ernstige snijwonden, decapitatie of volledige doorklieving

## 1.1.4 Resultaten

### 1.1.4.1 Spuibeheer

Zonder debiet is er geen zilverpalinguittrek mogelijk in de polders. Het debiet van de polderwaterlopen wordt voornamelijk gestuurd door het polderbestuur dat in functie van neerslag en het ingestelde peilbeheer overtollig water via het Veurne-Ambachtkanaal in de IJzer loost met behulp van een variabel spuibeheer aan de Ganzepoot. Het spuibeheer is bijgevolg van primordiaal belang voor het induceren van de palinguittrek. Wegens het uitzonderlijk droge weer tijdens het voorjaar en de zomer werd er pas op het einde van augustus voor een eerste maal overtollig water van de polder Noordwatering Veurne geloosd via het Veurne-Ambachtkanaal (Figuur 3). In september werd er op 15 dagen water afgevoerd waarbij vooral op 18 en 19 september gedurende 2 volledige dagen maximaal gravitair water werd geloosd (alle 8 spuischuiven aan het Ganzepootcomplex geopend per getij). Nadien werd het opnieuw droger en was het wachten tot half november voor er weer, evenwel in beperkte mate (1-4 geopende schuiven per getij), water werd afgevoerd met uitzondering van 13 november toen opnieuw maximaal gravitaire waterlozing was vereist gedurende 1 tijdcyclus. Nadien brak een zeer neerslagrijke periode aan waarbij bijna dagelijks water werd geloosd. Tussen 28 november en 21 december werd er zo goed als dagelijks maximaal gravitair water geloosd (2x/dag 8 spuien geopend), waarbij tussen 12 en 19 december tevens maximaal werd gepompt (5 werkende pompen, waterniveau in het perskanaal tot 4.3m TAW). Tussen 28 december en 10 januari werd er opnieuw dagelijks gravitair water geloosd met bijkomende maximale pompwerking tussen 1 en 8 januari 2018.



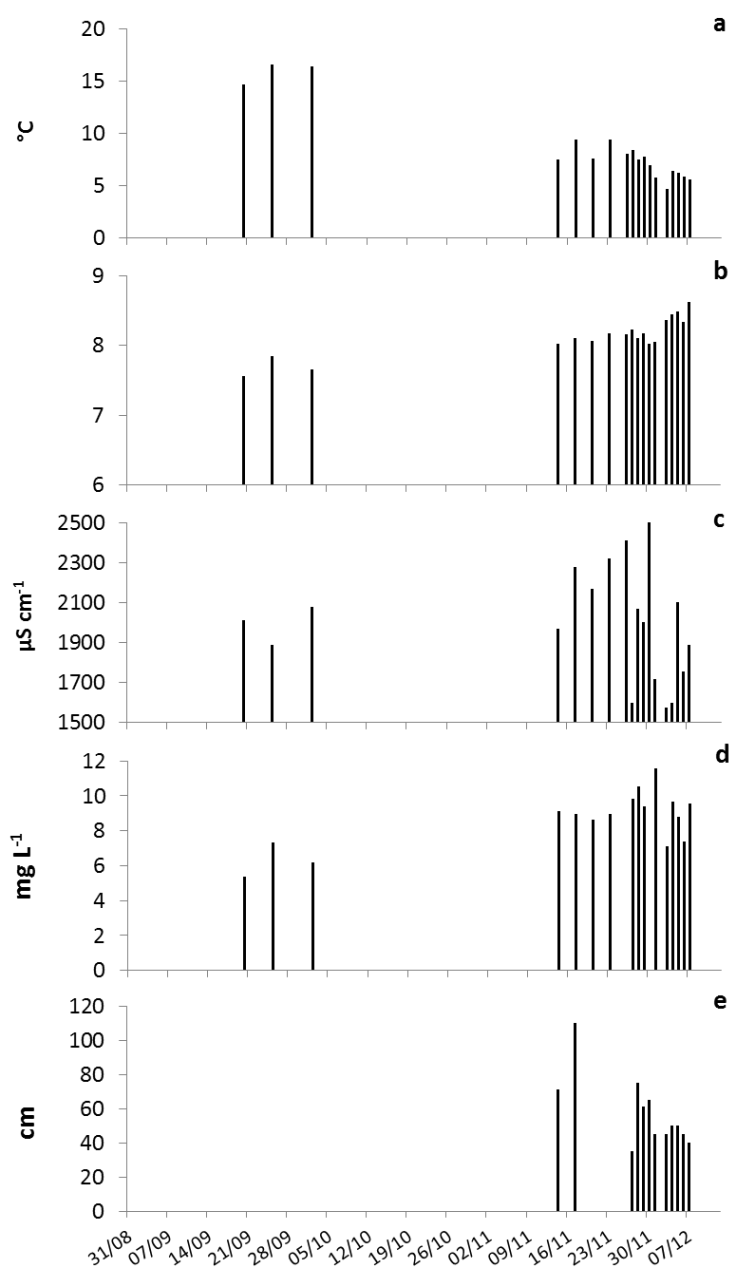
Figuur 3 Waterpeilfluctuaties in het Afvoerkanaal Veurne-Ambacht en de Grote Beverdijkvaart tussen 1 mei 2017 en 15 januari 2018. Sterke schommelingen duiden op afvoermomenten en dus perioden met (veel) neerslag. Waterstanden tot >4mTAW duiden op pompwerking. (Bron: waterinfo.be).

### 1.1.4.2 Abiotische metingen

In Figuur 4 worden een aantal abiotische variabelen weergegeven die werden opgemeten tijdens de prospectie van de netten. Ze geven voornamelijk de omgevingsomstandigheden weer tijdens de twee belangrijkste uittrekperiodes van zilverpaling in 2017. De wellicht meest relevante variabele is de watertemperatuur. Ten tijde van de eerste migratiegolf rond half september was de watertemperatuur ongeveer 15°C. Tijdens de migratiepiek van begin december lag de temperatuur rond 5-6°C. In vergelijking met september was de pH en de zuurstofconcentratie hoger in december. Voorts was het water tijdens de migratiepiek van



december troebel (doorzicht <50 cm) en werden toen sterk wisselende conductiviteitswaarden opgetekend.

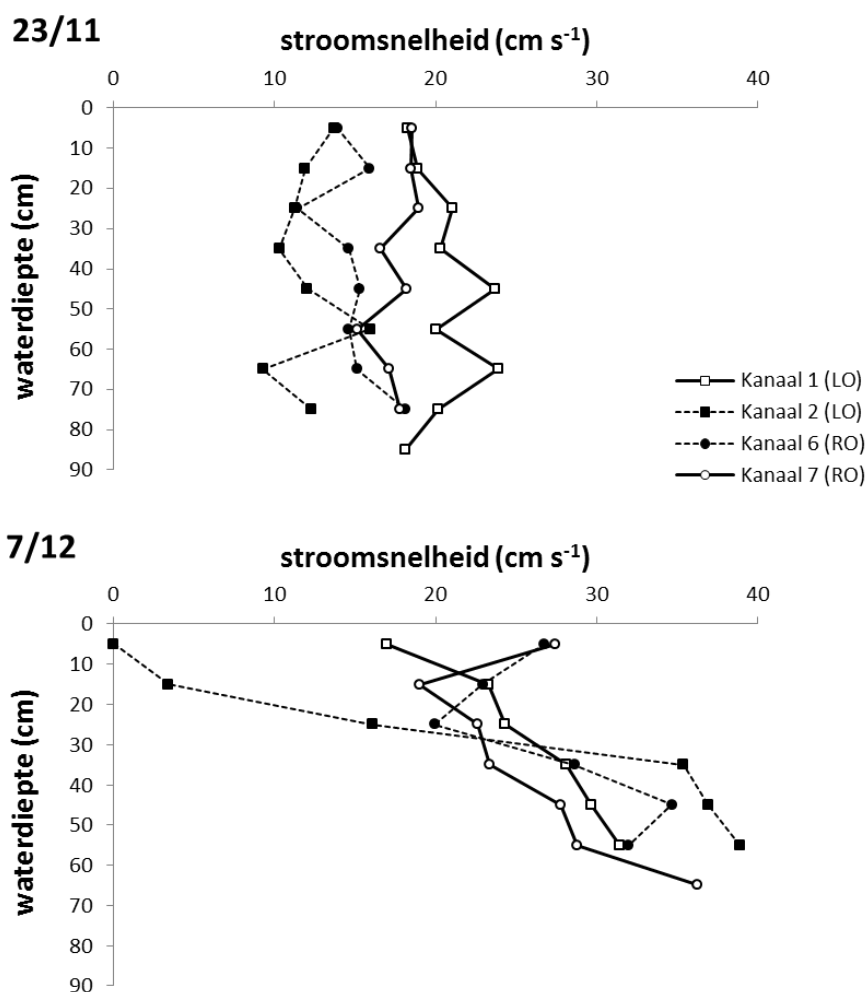


Figuur 4 Abiotische variabelen die werden gemeten net stroomopwaarts het pompgebouw van Veurne-Ambacht tijdens de prospectie van de netten (steeds bij waterstilstand tijdens hoogtij). a. watertemperatuur, b. zuurtegraad, c. geleidbaarheid, d. zuurstofconcentratie en e. doorzicht (secchi-diepte).

Op 2 dagen die sterk verschilden in afvoerdynamiek werd de stroomsnelheid gemeten in de 4 dichtst bij de oever gelegen aanvoerkanalen aan de stroomopwaartse zijde van het pompgebouw (Figuur 6). Op 23 november werd op het moment van de meting water afgevoerd met 1 geopende spui aan het Ganzepootcomplex, op 7 december betrof het 8 volledig geopende spuien (maximale gravitaire afvoer). Uit Figuur 5 blijkt dat de stroomsnelheid op 23 november zoals verwacht het hoogst was in de 2 gravitaire aanvoerkanalen (kanaal 1 en 7). Door de aanwezigheid van een opening in de wand tussen de gravitaire kanalen en de



eerstvolgende ernaast liggende (en op dat moment niet actieve) pompkanalen (kanalen 2 en 6) werd er ook daar nog stroming waargenomen. Op dat moment was de verticale verdeling van de stroomsnelheid min of meer homogeen. Het patroon op 7 december bij maximale gravitaire afvoer was sterk verschillend. De stroomsnelheid was globaal gezien hoger dan tijdens de meting van november en er was een duidelijke toename merkbaar met de diepte wat vooral in kanaal 2 zeer uitgesproken bleek. Dit had ongetwijfeld te maken met de sterke ophoping van afval voor de vuilroosters in dit aanvoer kanaal (Figuur 6c). Met uitzondering van kanaal 2 bleken de verschillen tussen de verschillende aanvoerkanalen minder uitgesproken dan in november.



Figuur 5 Stroomsnelheid gemeten langs een diepteprofiel in een aantal aanvoerkanalen stroomopwaarts het pompgemaal van Veurne-Ambacht tijdens lage (boven) en hoge (onder) afvoer van polderwater. (LO: linkeroever, RO: rechteroever).



Figuur 6 De stroomopwaartse zijde van het pompgebouw met aanduiding van de 7 aanvoerkanalen waaronder 2 gravitaire (kanaal 1 en 7) en 5 pompkanalen (a), zicht doorheen de vuilroosters op de binnenzijde van een pompkanaal met aanduiding (groene pijl) van de met een gravitair aanvoer kanaal gedeelde wandopening die is voorzien van een traliwerk (b), sterke ophoping van drijfvuil stroomopwaarts het vuilrooster van kanaal 2 op 7 december 2017 (c).

#### 1.1.4.3 Vangsten

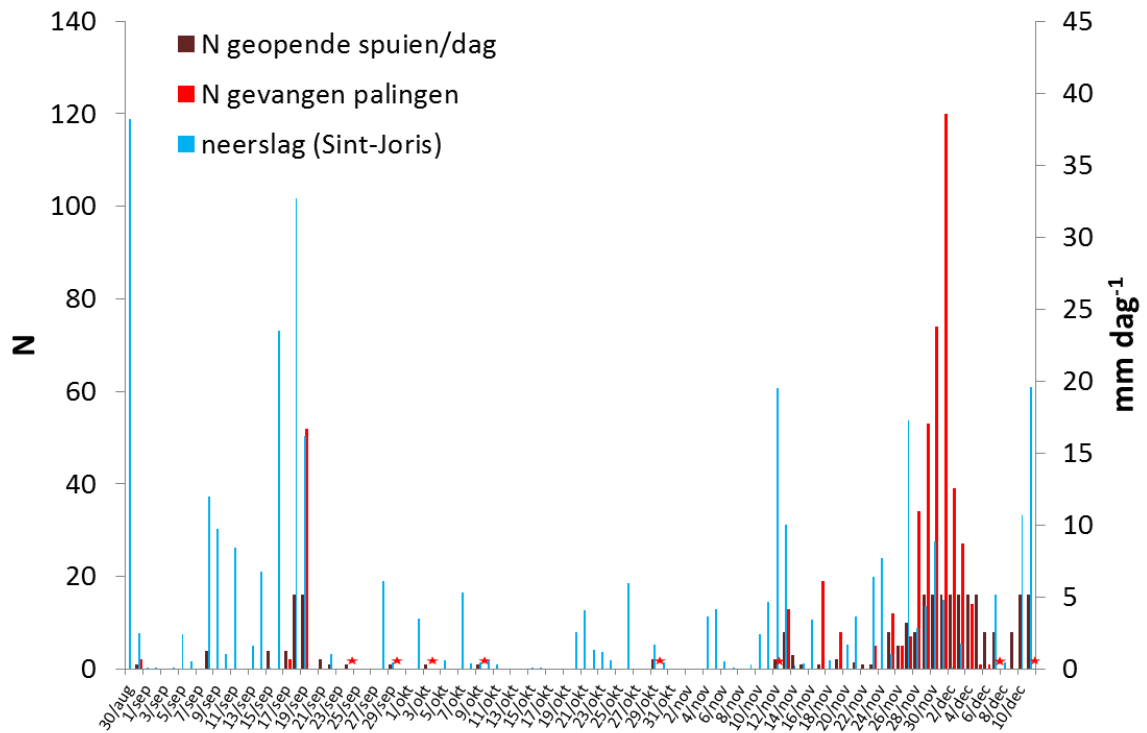
De netten werden sinds het uithangen in mei indien mogelijk na elk spuimoment gecontroleerd. De onderzoeksperiode liep van 1 mei tot en met 11 december toen de gemaalnetten in de gravitaire afvoerkanalen na een aantal nulvangsten definitief werden opgetakeld. Wegens de winterse omstandigheden (sneeuwval) was het niet meer mogelijk om de netten dagelijks te controleren waardoor de kans op beschadiging/verlies wegens verstopping als te groot werd beschouwd. Het gemaalnet in het pompkanaal bleef evenwel aanwezig tot 14 december toen de vangst na 2 dagen pompwerking (4 getijden) werd gecontroleerd waarna ook dit net definitief werd opgetakeld.



Figuur 7 De winterse omstandigheden op 11 december markeerde het einde van de monitoringsperiode in 2017 (boven). Kenmerkend waterpeil (ong. 4.10m TAW) in het Afvoerkanaal Veurne-Ambacht (onder) na een pompmoment (14 december 2017).

In totaal werden met de opstelling 491 palingen (inclusief hervangsten) gevangen. Zoals verwacht werden de grootste vangsten genoteerd na een periode van intens spuien. Zo werd op 19 september, na 2 dagen van maximale lozing, een eerste maximum van 52 palingen in de netten aangetroffen. De migratiepiek vond evenwel plaats tussen 26 november en 7 december toen tijdens een periode van intense waterafvoer 387 palingen werden gevangen met een absoluut maximum van 120 palingen op 2 december. 76% van het totaal aantal gevangen palingen (exclusief hervangsten) werd tijdens deze periode gevangen. Bij beperkte waterafvoer werden doorgaans geen of slechts enkele palingen gevangen (Figuur 8).

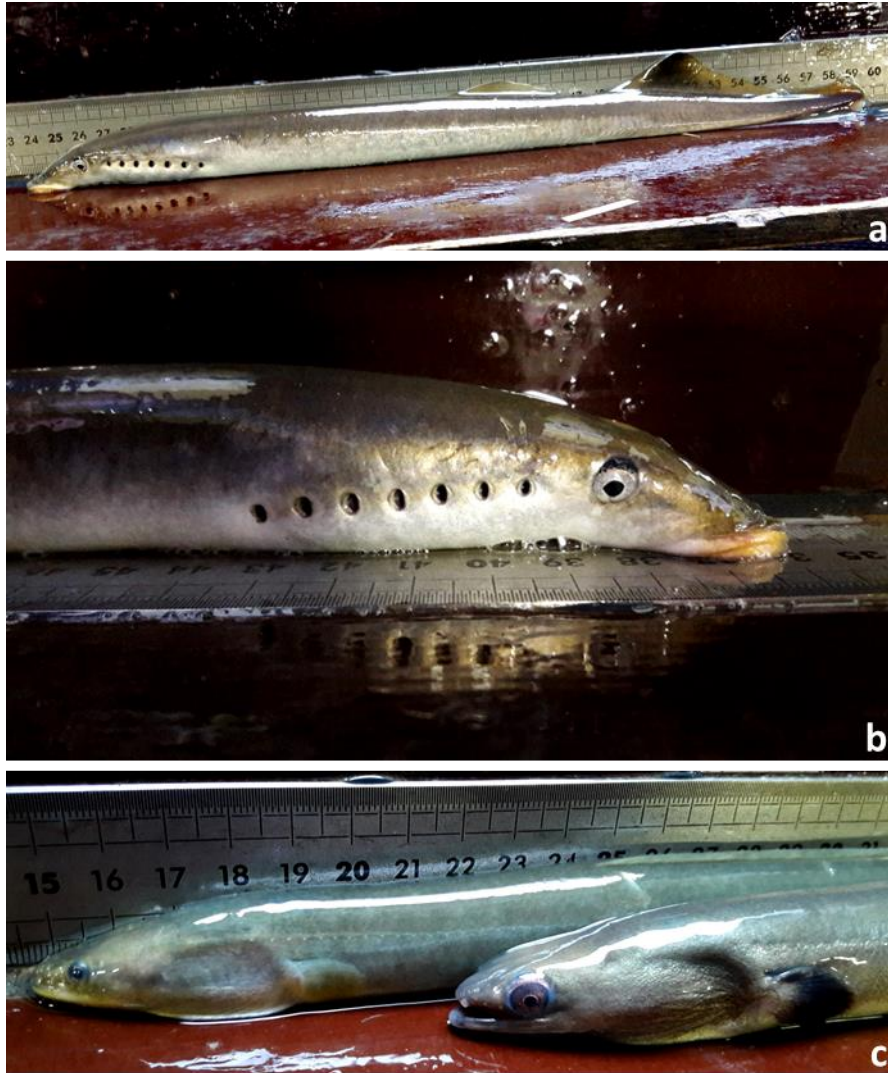




Figuur 8 Temporeel patroon van het gevoerde spui-beheer (uitgedrukt in aantal geopende spui- openingen per dag), de hoeveelheid neerslag en het aantal aangetroffen palingen in beide gemaalnetten van het Veurne-Ambachtgemaal. De rode sterretjes duiden nulvangsten aan.

De bijvangsten bestonden vooral uit pos, baars, driedoornige stekelbaars en juvenielen van snoekbaars, brasem en blankvoorn. Sporadisch werd ook gibel, kolblei, karper, zeelt, rietvoorn en Chinese wolhandkrab in de netten aangetroffen. Op 3 december werd er in het rechtergemaalnet een rivierprik van 357 mm en 92,5 g aangetroffen (Figuur 9). Deze werd stroomopwaarts het pomp-gemaal vrijgelaten. De dag nadien was er opnieuw een rivierprik in het rechtergemaalnet aanwezig (lengte 356 mm, gewicht 92,9 g, vermoedelijk hetzelfde exemplaar als de dag voordien).



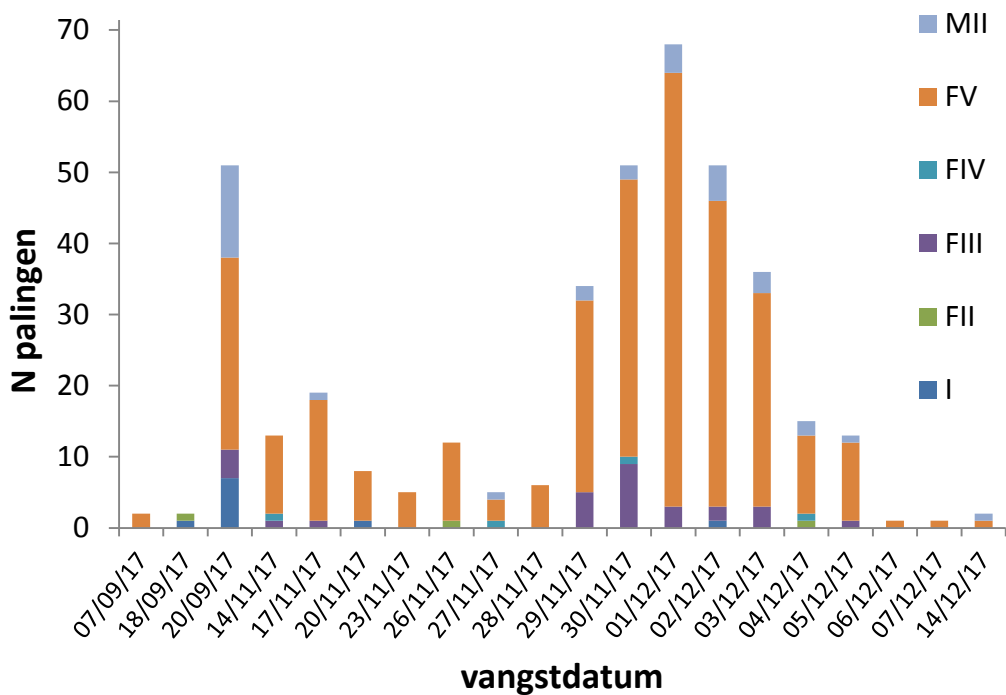


Figuur 9 Rivierprik, een opmerkelijke gast in de gemaalnetten op 3 en 4 december 2017 (a,b). Contrast tussen mannelijke zilverpaling (voorground) en gele paling, beide gevangen op 2 december 2017 (c).

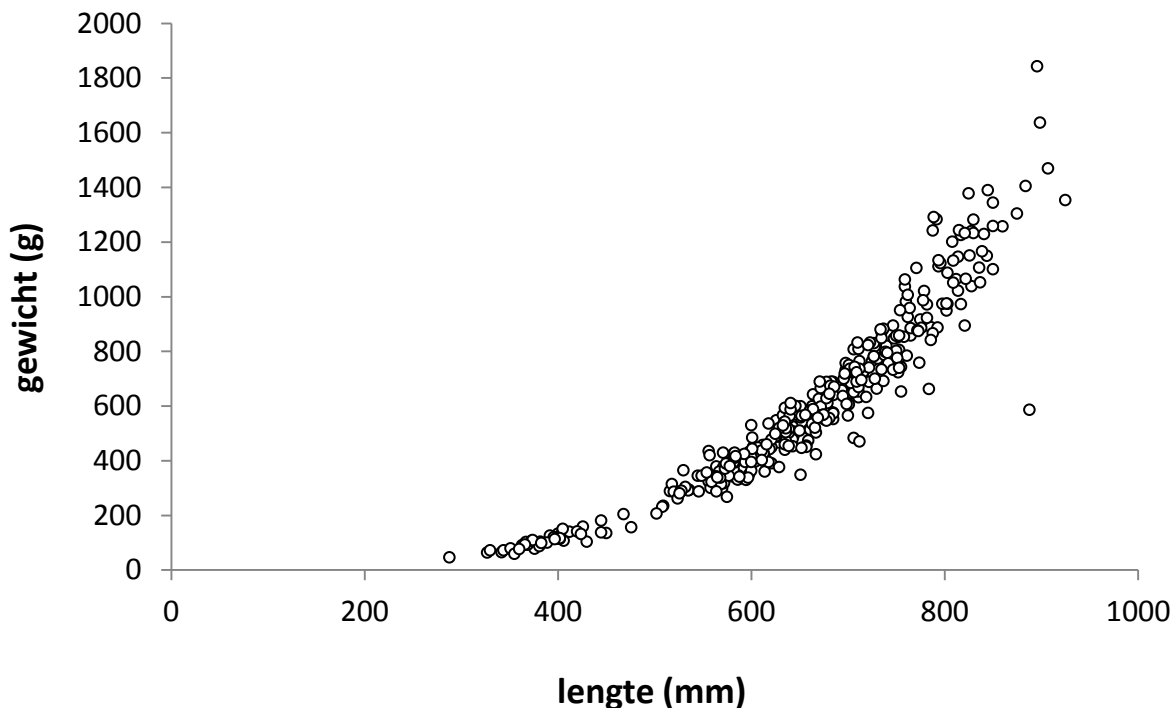
#### 1.1.4.4 Stadia

Van de 395 opgemeten palingen waren er 35 die met zekerheid als mannelijke en 350 als vrouwelijke zilverpaling konden worden bestempeld. De seksratio is bijgevolg 1/10 (man/vrouw). Tien palingen die volgens het model ter bepaling van het zilverpalingstadium als mannetje zilverpaling werden bestempeld waren groter dan 45 cm, wat algemeen wordt beschouwd als bovengrens voor de lengte van de mannetjes (Dekker et al. 1998). Deze werden bijgevolg naargelang de andere kenmerken manueel als FII, FIII of FIV gecatalogeerd. De populatie bestond aldus uit 10 gele palingen (stadium I - 2,5%), 3 FII (0,8%), 29 FIII (7,3%), 4 FIV (1%), 314 FV (79,5%) en 35 MII (8,9%) (Figuur 10). Mannetjes hadden een gemiddelde lengte van 390 mm (range 330-468) en een gemiddeld gewicht van 113 g (59-204). Voor vrouwtjes bedroeg dit respectievelijk 685 mm (508-925) en 662 g (230-1842) (Figuur 11). Bijna 90% van de palingen die tijdens de monitoringsperiode het pompemaal hebben gepasseerd betroffen aldus palingen in het verst gevorderde zilverpalingstadium.





Figuur 10 Indeling van de gevangen palingen in zilverpalingstadia volgens Durif et al. (2009).



Figuur 11 Lengte/gewichtsverdeling van alle in 2017 gevangen palingen t.h.v. het pompgemaal van Veurne-Ambacht.



#### 1.1.4.5 Ruimtelijke variatie

Er werd nauwelijks een verschil vastgesteld tussen de vangsthoeveelheden van beide uitgangen. Globaal genomen gebruikten in 2017 ongeveer evenveel palingen de linker als rechter gravitaire uitgang van het pompgemaal (Tabel 2).

Tabel 2 Overzicht van het aantal gevangen palingen met beide gemaalnetten aan het Pompgemaal Veurne-Ambacht. De rode 0-waarden zijn mogelijks het gevolg van een verstopping t.h.v. de keel van het rechtergemaalnet (verwijderd op 26 november). (LO: linkeroever, RO: rechteroever).

<b>datum</b>	<b>vangst LO</b>	<b>vangst RO</b>
7/sep	2	0
18/sep	2	0
20/sep	25	26
14/nov	2	11
17/nov	13	6
20/nov	8	0
23/nov	5	0
26/nov	5	7
27/nov	1	4
28/nov	3	4
29/nov	16	18
30/nov	26	27
1/dec	32	42
2/dec	63	57
3/dec	22	17
4/dec	7	20
5/dec	6	8
6/dec	0	1
7/dec	0	1
<b>som</b>	<b>238</b>	<b>249</b>

#### 1.1.4.6 Vangstefficiëntie

Er werden tijdens deze studie 377 palingen gemerkt en stroomopwaarts het pompgemaal opnieuw uitgezet. Daarvan konden er tijdens de bemonsteringsperiode (t.e.m. 11 december 2017) 31 worden teruggevangen. De effectieve terugvangst lag waarschijnlijk nog iets hoger omwille van het verlies van de vangst van het linkergemaalnet van 2 december die tijdelijk in

het leefnet van het pompnet geplaatst was voor verdere verwerking de dag nadien. Deze batch van 67 stuks is helaas kunnen ontsnappen zonder dat de hervangsten hiervan konden worden geteld. Indien we evenwel veronderstellen dat er evenveel hervangsten als in het rechternet aanwezig waren (6 stuks), wordt een totaal van 37 hervangsten bekomen (9,8%).

Alle hervangsten vonden plaats tijdens de migratiepiek van november/december. Aan het begin van de migratiepiek betrof het een aantal palingen die tot 2,5 weken eerder waren gemerkt maar nadien betrof het doorgaans palingen van de dag voordien (Tabel 3). Van de palingen die werden gevangen tijdens de piek van september 2017 werd geen enkel individu teruggevangen.

In vergelijking met de linkeruitgang bleken dubbel zoveel gemerkte palingen de rechteruitgang te hebben gebruikt. Zestig procent van de teruggevangen palingen bleken dezelfde uitgang te hebben gebruikt (11 rechts en 7 links). Van de overige palingen hadden er 9 gewisseld van de linker- naar de rechteruitgang terwijl er slechts 3 de omgekeerde beweging hebben gemaakt.

Tabel 3 Overzicht van de gemerkte palingen die tijdens de onderzoeksperiode werden teruggevangen (V: vangst, HV: hervangst, L: lengte, G: gewicht, SS: schieraalstadium).

<b>datum V</b>	<b>locatie V</b>	<b>L (mm)</b>	<b>G (g)</b>	<b>SS</b>	<b>datum HV</b>	<b>locatie HV</b>	<b>N dagen tussen V en HV</b>
14/11/17	Gravitair RO	651	557	FV	01/12/17	Gravitair RO	17
14/11/17	Gravitair RO	712	633	FV	01/12/17	Gravitair LO	17
14/11/17	Gravitair RO	802	949	FV	01/12/17	Gravitair LO	17
20/11/17	Gravitair LO	709	740	FV	28/11/17	Gravitair RO	8
23/11/17	Gravitair LO	826	1150	FV	30/11/17	Gravitair RO	7
23/11/17	Gravitair LO	663	599	FV	02/12/17	Gravitair RO	9
23/11/17	Gravitair LO	612	452	FV	03/12/17	Gravitair LO	10
27/11/17	Gravitair LO	643	478	FV	30/11/17	Gravitair LO	3
28/11/17	Gravitair LO	639	502	FV	02/12/17	Gravitair RO	4
29/11/17	Gravitair LO	670	625	FV	03/12/17	Gravitair LO	4
30/11/17	Gravitair LO	643	478	FV	01/12/17	Gravitair LO	1
30/11/17	Gravitair LO	546	286	FIII*	01/12/17	Gravitair LO	1
30/11/17	Gravitair RO	639	515	FV	02/12/17	Gravitair RO	2
30/11/17	Gravitair LO	815	1242	FV	02/12/17	Gravitair RO	2
30/11/17	Gravitair LO	759	1062	FV	03/12/17	Gravitair LO	3
01/12/17	Gravitair RO	582	425	FV	02/12/17	Gravitair RO	1
01/12/17	Gravitair LO	661	584	FV	02/12/17	Gravitair RO	1
01/12/17	Gravitair LO	765	884	FV	04/12/17	Gravitair RO	3
02/12/17	Gravitair RO	574	388	FV	04/12/17	Gravitair LO	1



02/12/17	Gravitair RO	671	689	FV	04/12/17	Gravitair RO	1
02/12/17	Gravitair RO	711	668	FV	04/12/17	Gravitair RO	1
02/12/17	Gravitair RO	735	848	FV	04/12/17	Gravitair RO	1
02/12/17	Gravitair RO	686	670	FV	04/12/17	Gravitair RO	1
02/12/17	Gravitair RO	559	322	FV	04/12/17	Gravitair RO	1
02/12/17	Gravitair RO	381	87	MII	04/12/17	Gravitair RO	1
02/12/17	Gravitair RO	554	355	FV	05/12/17	Gravitair RO	2
03/12/17	Gravitair LO	351	78	MII	04/12/17	Gravitair LO	1
03/12/17	Gravitair RO	741	794	FV	04/12/17	Gravitair RO	1
03/12/17	Gravitair LO	572	317	FIII	04/12/17	Gravitair RO	1
03/12/17	Gravitair LO	841	1229	FV	04/12/17	Gravitair RO	1
01/12/17	Gravitair RO	896	1842	FV	14/12/17	Pomp 3	13
02/12/17	Gravitair RO	761	783	FV	14/12/17	Pomp 3	12

\*paling die volgens het model van Durif et al. (2009) als mannelijke zilverpaling werd gecatalogeerd maar hier als FIII wordt beschouwd vanwege de te grote lichaamslengte.

#### 1.1.4.7 Effecten pompwerking

Gezien het extreme droge weer was er gedurende de periode van palingtrek geen noodzaak om naast de gravitaire afvoer bijkomend te pompen. Pas na de migratiepiek van november/december werden de pompen een eerste keer geactiveerd tussen 12 en 19 december en een tweede maal tussen 1 en 8 januari 2018. Omwille van de teruglopende vangsten en de winterse omstandigheden werd de reguliere monitoring afgesloten op 11 december en werden de netten verwijderd. Bij wijze van test bleef het gemaalnet in de uitgang van het pompkanaal evenwel behouden en tijdens de eerste pompperiode werd na 4 getijcycli met maximale pompcapaciteit het net op 14 december gecontroleerd. Dit bevatte 4 sterk gekneusde palingen (Figuur 12) waarvan er 1 dood was (een mannetje met een lengte van 36 cm en een gewicht van 75,8 g) en de rest stervend (één vrouwtje van 64,1 cm en 610 g en 2 vrouwtjes hervangst, zie Tabel 3). Naast kneuzingen was er ook duidelijke vinschade (bloeduitstortingen) waarneembaar.

De schade bij de andere verpompte vissen varieerde van lokaal schubverlies tot volledige doorklieving met alle gradaties daartussen (Figuur 13).





Figuur 12 Waargenomen schade bij verpompte palingen door het Veurne Ambacht pompgemaal (14 december 2017) onder de vorm van duidelijk zichtbare knelschade (a,b) op 2 verschillende plaatsen langs het lichaam (verblekingen aangeduid met groene pijltjes in a) en de buikvin (bloeduitstortingen, c). De gefotografeerde dieren waren stervende op het moment van bemonstering.







Figuur 13 Diverse verwondingen bij de verpompte vissen die werden aangetroffen in het gemaalnet van het pompkanaal van het Veurne-Ambacht pompgemaal op 14 december 2017 na 2 dagen van maximale pompwerking. (PO: puilogen, SW: snijwonde, K: kneuzing, DK: doorklieving, OH: onthoofding, SV: schubverlies, VS: vinschade).

## 1.1.5 Bespreking

### 1.1.5.1 Technische aspecten

Net zoals tijdens het voorgaande onderzoek (Vandamme et al. 2017) blijkt de vangstconstructie succesvol in het vangen van zilverpalingen zonder onoverkomelijke technische moeilijkheden. Desondanks waren er 2 elementen die bijomende aandacht vergen. De vuilroosters hielden zoals verwacht de grootste fractie van het drijfvuil (weidepaaltjes, takken, rietstengels, plastic afval, etc.) tegen maar konden niet verhinderen dat de soms massale aanwezigheid van lege driehoeksmosselen in de gemaalnetten tot verstoppingsproblemen leidde. Op 26 november was de keel van het rechtergemaalnet in die mate verstopt door een mengsel van deze schelpfragmenten met organisch (fragmenten van rietstengels, bladeren, algen) en anorganisch (plastic) drijfvuil dat de toegang tot het leefnet volledig werd versperd. Vanwege de lange inunderingstijd (mei-december) werden de netten bovendien overgroeid door algen en allerlei schelpdieren (zeepokken, diehoeksmosselen). Hierdoor werden de netten zeer zwaar wat ten koste ging van de hanteerbaarheid (optakelen, opschudden en verwijderen van vuilvracht) en mogelijk ook de doorstroming verkleinde. Dergelijke verstoppingen verhogen niet alleen de kans op beschadiging doordat de netten meer in contact komen met de bodem maar leidden ook tot een grotere investering van tijd en mankracht. Een kortere, meer gerichte monitoringsperiode kan dergelijke problemen grotendeels teniet doen (zie verder).

### 1.1.5.2 Spatiotemporele variatie en vangstefficiëntie

Uit de monitoring blijkt zeer duidelijk dat de zilverpalinguittrek verband houdt met het gevoerde spui-beheer door het polderbestuur. De zilverpalinguittrek wordt daarbij pas gestimuleerd door langdurige periodes van afvoer (minstens een aantal opeenvolgende tijcycli



met maximale afvoercapaciteit). In de periode mei-september 2017 was er geen waterafvoer noodzakelijk en was er bijgevolg ook geen zilverbalinguittrek uit de polder. Van september tot half november werd er nauwelijks uittrek vastgesteld tijdens de sporadische spui momenten behalve tijdens de 2 dagen van intensief spuien half september. De intensifiëring van het spuibehaar nadien bracht de uiteindelijke migratiegolf eind november op gang. Ook in 2016 werd bij het uittesten van de vangstopstelling een migratiepiek waargenomen na een aantal dagen van maximale gravitaire afvoer volgend op een lange periode zonder waterafvoer (Vandamme et al. 2017). Uit analyse van de afvoergegevens van de laatste 10 jaar blijkt er slechts zelden een periode met maximale afvoer van meer dan 2 opeenvolgende dagen plaats te vinden tussen 1 mei en 31 augustus. Dit was slechts het geval in juli 2007 (3 opeenvolgende dagen in combinatie met pompen), augustus 2014 (4 dagen in combinatie met pompen) en juni 2016 (1.5 dagen in combinatie met pompen). De monitoring van de zilverbalinguittrek kan dus worden beperkt tot de periode september-december.

Er was geen duidelijk verschil merkbaar tussen de vangstaantallen van de linker- en de rechteroever wat suggereert dat de uittrek doorheen het pompemaal min of meer homogeen gebeurde in 2017 en er dus geen preferentie was voor een bepaalde oever. Dit contrasteert enigszins met de testen van november 2016 toen, vermoedelijk tijdens de migratiepiek, na 2 tijcycli met maximale gravitaire afvoer dubbel zoveel palingen (101 vs. 45) in het rechternet werden aangetroffen (Vandamme et al. 2017). Mogelijk kunnen tijdelijke verschillen in stroomsnelheid hiervoor verantwoordelijk zijn geweest. De stroomsnelheidsmetingen van 7 december 2017 laten duidelijk zien dat deze o.a. worden beïnvloed door de opeenhoping van drijfvuil. Afhankelijk van de windrichting kan er zich meer vuil ophopen voor de vuilroosters ter hoogte van de linker dan wel rechteroever van het pompemaal. Hoewel deze verminderde stroomsnelheden ten gevolge van de ophoping van drijfvuil zich vooral bovenaan de waterkolom manifesteren en van zilverbalingen is geweten dat ze zich vooral over de bodem verplaatsen (Behrmann-Godel & Eckmann 2003, Gosset et al. 2005, Travade et al. 2006, Brown et al. 2009, Russon & Kemp 2011a,b) kan de aanwezigheid van een obstructie bovenaan de waterkolom toch de doortocht van zilverbalingen negatief beïnvloeden (Piper et al. 2015).

De hoofdmoot van de zilverbalingen is de polder uitgetrokken bij watertemperaturen tussen 5 en 6°C, vrij laag ten opzichte van wat er doorgaans in de literatuur wordt vermeld. Vollestad et al. (1986) namen waar dat de meeste uittrek plaatsvond bij watertemperaturen rond 9°C terwijl Durif et al. (2002) nog iets hogere temperaturen (10-14°C) vermelden. Volgens Vollestad et al. (1986) zullen palingen normaal niet migreren bij watertemperaturen onder 4°C en boven 18°C. Voorgaande studies beschrijven evenwel de migratie van palingen onder iets natuurlijkere omstandigheden inzake afvoerdynamiek. Onder sterk door de mens beïnvloede omstandigheden zijn wellicht eerder de debieten bepalend om de palinguittrek te initiëren, ondanks de soms lage watertemperaturen. In de afgedamde Frémur rivier (Bretagne, Frankrijk) werd zilverbalinguittrek waargenomen bij watertemperaturen tussen 4-23°C waarbij de meeste palingen wegtrokken bij watertemperaturen tussen 6 en 10°C (Acou et al. 2008). Een aantal studies van andere sterk gereguleerde waterlopen vermelden zelfs (weliswaar beperkte) migratiepieken bij temperaturen onder 5°C (Reckordt et al. 2014, Egg et al. 2017). Ter hoogte van het Isabellagemaal te Boekhoute (Oost-Vlaanderen) bleken (kleinere) migratiepieken in mei, juli en oktober plaats te vinden bij een watertemperatuur van ongeveer 16°C maar de watertemperatuur ten tijde van de hoogste piek op het einde van december bedroeg evenwel slechts 8°C. Ook daar bleken nog enkele palingen uit te trekken bij temperaturen <5°C (Baeyens et al. 2013).



### 1.1.5.3 Effecten pompwerking

Omwille van de winterse omstandigheden en na een aantal nulvangsten werd de monitoring stopgezet op 12 december. Nadien is men evenwel beginnen pompen en na 4 tijcycli met maximale pompwerking werden in het pompnet 4 dode/stervende zilverbalingen aangetroffen waaronder 2 hervangsten. Het is aldus niet ondenkbeeldig dat na de monitoringsperiode omwille van de hoge debieten maximaal nog enkele tientallen zilverbalingen zijn weggetrokken, ondanks de lage temperaturen, waarvan een deel wellicht is omgekomen door de pompwerking.

Gezien de pompen slechts zeer laat tijdens het migratie seizoen werden geactiveerd, is de globale mortaliteit door pompwerking in 2017 wellicht beperkt gebleven.

Wat deze zeer beperkte proef desondanks demonstreert is dat minstens een gedeelte van de palingen effectief door de geactiveerde pompen worden aangetrokken en niet de veiligere weg via de gravitaire afvoerkanalen langs beide oevers kiezen.

### 1.1.5.4 Kwantificatie zilverbalinguittrek polder Noordwatering Veurne

Tot en met 11 december werden met beide netten 450 palingen gevangen (exclusief hervangsten en in de veronderstelling dat de verloren gegane vangst van het linkergemaalnet op 2 december 6 hervangsten bevatte). Tien van deze palingen betroffen gele palingen. Er zijn m.a.w. tijdens de monitoringsperiode (1 mei-12 december) 440 zilverbalingen doorheen de 2 afgespannen gravitaire uitgangen weggetrokken richting zee.

Na de monitoringsperiode zijn er alleszins nog een aantal zilverbalingen weggetrokken, aangezien er tijdens de pompactiviteiten nadien nog enkele werden gevangen met het pompnet, maar dat aantal was vermoedelijk eerder beperkt. De migratiepiek vond namelijk plaats op 30 november toen er op 1 dag (2 tijcycli) 120 palingen werden gevangen (waaronder vermoedelijk 12 hervangsten). Dit aantal ligt bovendien in de buurt van het aantal zilverbalingen dat met dezelfde opstelling tijdens de test van 18 november 2016 op 1 dag werd gevangen (146 stuks). Wellicht werd toen onbewust eveneens de migratiepiek bemonsterd. Beide migratiepieken vonden plaats na een paar dagen van maximale gravitaire lozing volgend op een langdurige periode zonder afvoer. Onderzoek van de zilverbalinguittrek in de afgedamde Frémur rivier toonde aan dat 90% van de zilverbalingen binnen de 2 weken nadat water over de stuw begon te lopen, omwille van verhoogde aanvoer door neerslag in het najaar, langs deze weg naar zee trokken (Acou et al. 2008).

Gezien er globaal genomen geen verschil merkbaar was in het aantal zilverbalingen dat via de linker- dan wel de rechteroever door het pompgemaal trok en indien we veronderstellen dat er ook geen preferentie voor één van beide uitgangen aan elke oever optrad, kan de totaalvangst worden verdubbeld tot 880 zilverbalingen die tijdens de monitoringperiode de polder zijn uitgetrokken.

Om deze aannames te verifiëren werd met behulp van de vangst-merk-hervangst techniek de efficiëntie van de vangstconstructie geschat. Er werden daarbij minder dan 10 % van de gemerkte vissen teruggevangen tijdens de monitoring. Indien wordt verondersteld dat alle gemerkte en terug stroomopwaarts uitgezette palingen opnieuw doorheen het pompgemaal van Veurne-Ambacht zijn getrokken, betekent dit dat 90 % van de zilverbalingen de niet-afgespannen gravitaire uitgangen verkiezen. In dit geval zouden er tijdens de monitoringsperiode in werkelijkheid 4400 zilverbalingen doorheen het pompgemaal zijn getrokken. Dit zou betekenen dat de zilverbalingen de gravitaire uitgangen verkiezen die zich het dichtst bij de oevers bevinden. Er zijn aanwijzingen dat zilverbalingen zich thigmotactisch gedragen (Tesch 2003) wat wil zeggen dat ze zich laten leiden door de nabijheid van objecten



(zoals de oevers). In een recente studie met behulp van 3D-telemetrie om het migratiegedrag van zilverpalingen ter hoogte van een waterkrachtcentrale te achterhalen werd aangetoond dat stroomafwaarts migrerende zilverpalingen zich voornamelijk in een 2-4 m brede strook langs de oevers verplaatsen (Piper et al. 2015, 2017). Bijkomend onderzoek zou moeten nagaan of de zilverpalingen die doorheen het pompgebied van Veurne-Ambacht naar zee trekken inderdaad de oeverwand blijven volgen en dus de gravitaire uitgangen verkiezen die zich het dichtst bij de oever bevinden.

Anderzijds is het ook aannemelijk om te stellen dat niet alle terug uitgezette palingen hun migratie hebben hernomen. Uit onderzoek blijkt dat palingen enige weerstand vertonen om barrières te passeren. Ze zijn reeds gevoelig voor wijzigingen in stroompatronen die worden veroorzaakt door de aanwezigheid van een barrière en hoeven dus niet noodzakelijk fysiek of visueel contact met de barrière te hebben vooraleer hun migratie te onderbreken en of zoekgedrag te beginnen vertonen (Piper et al. 2015, Verhelst et al. 2017). Het lijkt daarbij niet uitgesloten dat palingen die toch de sprong wagen maar vervolgens in een net terecht komen waarna ze worden verzameld, verdoofd en gemerkt (zoals in onze studie), getraumatiseerd opnieuw worden uitgezet en hun migratie aldus (tijdelijk) onderbreken. Indien dit inderdaad het geval was, werd de vangstefficiëntie onderschat en de hoeveelheid naar zee trekkende palingen overschat.

In een habitat met een zeer kunstmatige hydrologie (zoals de polders) speelt de stimulans om naar zee te trekken, ingegeven door verhoogde debieten, vermoedelijk ook een rol in het al of niet hernemen van de migratie naar zee. Het is opvallend dat van de gemerkte palingen tijdens de eerste (beperkte) migratiegolf half september geen enkele paling werd teruggevangen. Anderzijds betroffen de meeste teruggevangen palingen tijdens de migratiepiek begin december dieren die één of slechts enkele dagen tevoren waren gemerkt. De dagelijkse waterafvoer kon deze laatsten hebben geprikkeld om toch meteen opnieuw een migratiepoging doorheen het pompgebied te ondernemen. De meerderheid deed dit bovendien via dezelfde gravitaire uitgang (zie Tabel 3).

Uit gelijkaardige studies met door middel van PIT-tags gemerkte zilverpalingen blijkt dat 1. de meeste hervangsten inderdaad gebeuren binnen 1 (McCarthy et al. 2014, Wright et al. 2015) tot enkele dagen (Charrier et al. 2012) na uitzet, hoewel er ook vertragingen van enkele weken tot enkele maanden worden waargenomen (Charrier et al. 2012) en 2. de hervangst percentages bij dergelijke studies relatief laag zijn (14-30%: Acou et al. 2008, Charrier et al. 2012, McCarthy et al. 2014) waarbij het lot van de niet teruggevangen vissen ongekend is.

Al deze onzekerheden in overweging nemend, kunnen we onder enig voorbehoud stellen dat er tijdens de monitoringsperiode tussen de 880 en 4400 zilverpalingen uit de polder Noordwatering Veurne via het Afvoerkanaal naar zee zijn weggetrokken.

#### 1.1.5.5 Vergelijking met modelmatige inschatting van de zilverpalinguittrek (naar Belpaire et al. 2018)

Bij deze indirecte methode wordt de zilverpalinguittrek voor het onderzoeksgebied geschat via een rekenmodel. Dit gebeurt gelijkaardig aan de berekening van de uittrek voor de palingbeheerseenheden van de Schelde en de Maas zoals beschreven in Belpaire et al. (2018) en is gebaseerd op elektrovisserijgegevens van gele paling.

Tijdens de periode 2015-2017 werden op 7 sites in de polder Noordwatering Veurne dergelijke gegevens verzameld (Tabel 4, Figuur 14). Het model steunt dus op zeven elektrovisserij sessies, de CPUE data varieerden over die opnames van 0 tot 14,5 palingen per 100m afgevisste

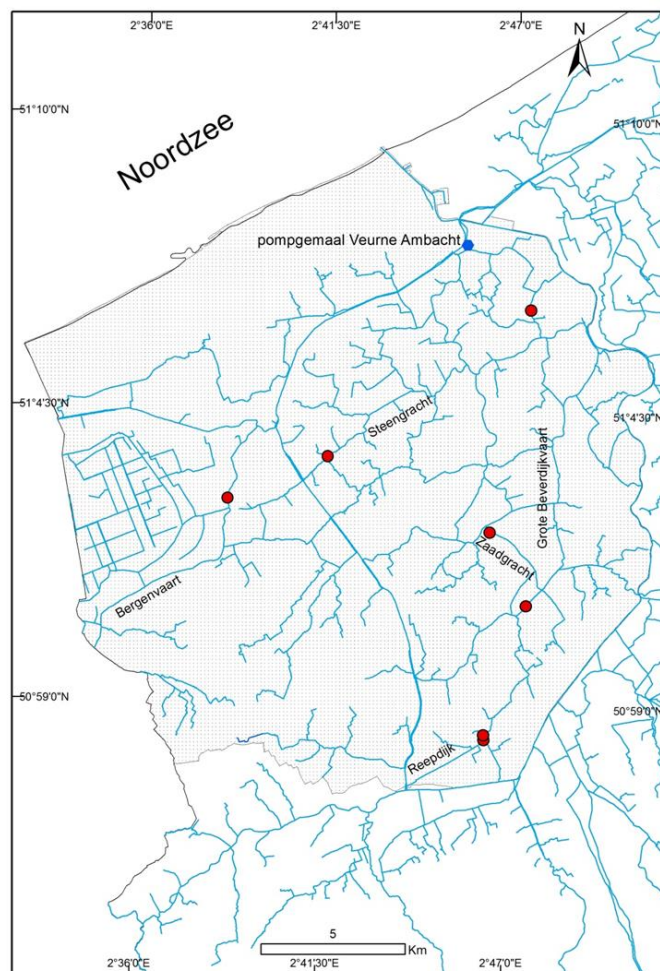


oeverlengte. Het spreekt voor zich dat dit statistisch gezien een zwakke basis vormt voor een nauwkeurige inschatting.

Tabel 4 Afvisdatum en ligging en typologie van de meetplaatsen van visbestandsopnames in het onderzoeksgebied Polder Noordwatering Veurne in de periode 2015-2017.

Datum	Water	Ligging	Lambert X	Lambert Y	Type
2015-04-28	BERGENVAART	Nieuwpoorthoek (Veurne)	29091,93	194324,56	Pb
2016-09-09	STEENGRACHT	Steenkerke (Veurne)	32566,37	195772,63	Pb
2015-09-22	REEPDIJK	100m SA Busbrug (Lo-Reninge)	37959	186076	Pz
2015-09-22	REEPDIJK	Busbrug (Lo-Reninge)	37965,99	185901,92	Pz
2015-03-09	ZAADGRACHT	Diksmuide	38185,26	193116,18	Pb
2017-05-15	GROTE BEVERDIJKVAART	Oudekapelle, Beverdijkbrug (Diksmuide)	39436,24	190542,93	Pb
2015-04-27	GROTE BEVERDIJKVAART	Ramskapelle, Steendambrug (Nieuwpoort)	39628,05	200827,36	Pb





Figuur 14 Situering van de zeven meetplaatsen van gele paling densiteit (2015-2017) en van het pompghemaal Veurne-Ambacht.

Modellering via de indirecte methode berekent enkel de zilverpalinguittrek op basis van het wateroppervlakte van de waterlopen opgenomen in het palingbeheerplan. De totale oppervlakte van de waters die naar Veurne-Ambacht afwateren bedraagt 679,9 ha. Van deze waters behoren 47,3% of 321,9 ha tot de waters van het palingbeheerplan. De zilverpalingproductie voor deze waters wordt, overeenkomstig het rekenmodel, geschat op 305 kg (Tabel 5).

De directe methode geeft echter een kwantitatief beeld van de zilverpalingen gevangen ter hoogte van het pompghemaal Veurne-Ambacht, maar potentieel afkomstig van plaatsen over gans het waterlopenstelsel van het gebied, inclusief alle kleinere grachten die niet in het palingbeheerplan opgenomen zijn.

Om de vergelijking met de directe methode toe te laten is de berekening ook gemaakt voor alle waters van de Polder Noorwatering Veurne die afwateren naar het pompghemaal Veurne-Ambacht (680 ha). Deze zilverpalingproductie werd geschat op 643 kg. Dit betekent dat de actuele ontsnapping 9,46% bedraagt van de verwachte natuurlijke zilverproductie (referentiesituatie, gebaseerd op 10 kg/ha of 6799 kg zilverpaling voor dit gebied). Merk op dat we hier voor de natuurlijke productie van zilverpaling werken met 10 kg per hectare (overeenkomstig Moriarty & Dekker, 1997), echter polderwaterlopen zoals in de PNW zijn



bekend als uitstekend palinghabitat en zouden in principe een veel grotere natuurlijke palingproductie moeten hebben, zoals blijkt uit vroegere dichtheitsdata zoals gerapporteerd door Vrielynck et al. (2003).

Tabel 5 Productiecijfers voor gele aal en zilverpaling voor de Polder Noordwatering Veurne via het rekenmodel.

Polder Noordwatering Veurne	Opp (ha)	Totale biomassa gele aal (kg)	Totale Zilverpaling Productie (kg)
Enkel waters behorende tot het palingbeheerplan	321,9	4221	304,6
Alle waters van PNV afwaterend naar Veurne Ambacht	679,9	8915	643,4

Tabel 6 geeft een overzicht van de geschatte zilverpalingproductie, op basis van de directe methode van monitoring van de migrerende zilverpaling. De data hebben betrekking op de productie over het ganse waterlopenstelsel van de PNV, dat 680 ha omvat. Op basis van de vangsten, wordt er geschat dat tussen 539 en 2695 kg zilverpaling de polder verlaat. Omgerekend vertegenwoordigt dit een productie aan zilverpaling tussen 0,79 en 3,96 kg/ha. Dit betekent dat er tussen 7,9 en 39,6% ontsnapt van de verwachte natuurlijke zilverproductie (referentiesituatie).

Tabel 6 Schatting van de jaarlijkse aantallen van migrerende paling ter hoogte van Veurne-Ambacht (directe methode) en afgeleide productiviteit aan zilverpaling voor de Polder Noordwatering Veurne.

	N wegtrekkende zilverpalin g/jaar	N wegtrekkende vrouwelijk zilverpalin g/jaar	N wegtrekkende mannelijk zilverpalin g/jaar	Biomassa wegtrekkende vrouwelijk zilverpalin g/jaar (kg)	Biomassa wegtrekkende mannelijk zilverpalin g/jaar (kg)	Som Biomassa wegtrekkende zilverpalin g/jaar (kg)	Natuurlijke productie zilverpalin g PNV	Fractie vertrek t.o.v. natuurlijk
Min	880	801	79	530	8,9	539	6799	0,079
Max	4400	4004	396	2651	44,7	2695	6799	0,396

De zilverpalingproductiecijfers van het gebied Polder Noordwatering Veurne verkregen door deze twee verschillende methodes zijn niet in contradictie, doch de foutenmarges in de berekeningen zijn zeer significant.

Voor de directe methode is er een vrij grote marge waartussen de reële productie valt (tussen 539 en 2695 kg). Dit resulteert uiteraard ook in (te) grote marges voor wat betreft de fractie van zilverpalingen ten opzichte van de referentiesituatie. Het valt te verwachten dat deze marge via meer intensief onderzoek in de volgende jaren kan verkleind worden.



De indirecte methode resulteert in één productiecijfer, maar daar zijn de foutenvlaggen niet gekend, maar verondersteld zeer groot, en sterk afhankelijk van de kwaliteit en kwantiteit van de data afkomstig van de bestandsopnames. In deze preliminaire analyse zijn de productiecijfers van de indirecte methode gebaseerd op 7 bestandsopnames, wat veel te weinig is voor een onderbouwde basis voor zo'n vergelijkende analyse.

Het valt daarom aan te bevelen om dergelijke analyse te herhalen, op basis van een goed gepland veldexperiment, waarbij de proefopzet zo gekozen wordt dat de onzekerheden en foutenvlaggen, in beide methodes, geminimaliseerd worden.

### 1.1.6 Aanbevelingen

- Onze gegevens tonen aan dat de uittrek voornamelijk wordt geïnduceerd door opeenvolgende dagen van maximale afvoer, wat nauwelijks in de periode mei-september voorkomt. De monitoringsperiode kan dus worden beperkt tot de periode september-december wat ook algemeen wordt aanzien als de voornaamste uittrekperiode in onze contreien. Indien op die manier uitgevoerd, kan men over een minimale schatting van de zilverbalinguittrek spreken gezien er in principe nog een paar eerder (of later) kunnen zijn uitgetrokken. Door de monitoringsperiode te verkleinen wordt bovendien enerzijds de vangstinspanning (al of niet door vrijwilligers) verkleind en anderzijds de hanteerbaarheid van de netten verbeterd doordat ze minder aanwas (bv. algen, pokken, driehoeksmosselen) ontwikkelen en ze aldus ook minder snel zullen verstopen.
- De verschillende gravitaire afvoerkanalen ervaren soms sterk wisselende stroomsnelheden (omwille van windrichting, verschillende belasting met drijfvuil, nabijheid structuren) wat vermoedelijk een impact heeft op het aantal doortrekkende palingen. Pit-tag onderzoek bracht slechts een zeer lage vangstefficiëntie aan het licht maar de oorzaken hiervoor zijn niet eenduidig wat de onzekerheid op de inschatting van de zilverbalinguittrek sterk deed toenemen. Er wordt aanbevolen om alle 4 gravitaire afvoerkanalen van het pompstation te voorzien van gemaalnetten. Hierdoor wordt enerzijds de vangstinspanning verhoogd maar verkleinen anderzijds de onzekerheden rond de inschatting van de zilverbalinguittrek sterk.
- Het effect van de activering van de pompen op de zilverbalinguittrek, zowel inzake het stimuleren van de uittrek, de gevolgde route doorheen het pompemaal en de eventuele opgelopen schade dient nog verder te worden bestudeerd. Dit kan pas ten gronde worden onderzocht indien een pompactiviteit samenvalt met de voornaamste periode van zilverbalinguittrek (september-december).
- Een vergelijkende studie van de inschatting van de zilverbalinguittrek op basis van een directe en indirecte methode dient best te worden herhaald waarbij de fuikbemonsteringen van gele paling tijdens de zomer op een groter aantal locaties verspreid over het gehele studiegebied dienen te worden uitgevoerd.

## 1.2 ONDERZOEK VAN DE INTREK VAN GLASAAL IN DE POLDER NOORDWATERING VEURNE

### 1.2.1 Situering

Eerder onderzoek aan de IJzermonding toonde aan dat een aangepast spuibeheer (spuien op een kier tijdens hoogwater) ter hoogte van de spuischuiten van de Grote Beverdijkvaart aan de Ganzepoot principieel mogelijk is omdat daar voldoende waterafvoer plaats vindt (Mouton  
////////////////////////////////////

et al. 2009). Vooraleer een dergelijk regime in te stellen diende er gekeken te worden naar de passeerbaarheid van het volgende knelpunt, namelijk het pompgemaal van Veurne-Ambacht. In de Onderzoeksprogramma's van 2015 en 2016 werd in het Afvoerkanaal Veurne-Ambacht stroomafwaarts van het pompgemaal aan de Grote Beverdijkvaart de optrek van glasaal aangetoond en vergeleken in een situatie zonder en met het toepassen van aangepast spui-beheer met behulp van tijdelijke glasaalgoten. Uit deze studies bleek dat glasaal doorheen dit artificiële kanaal migreert en zich ophoopt ter hoogte van het pompgemaal. Het uitvoeren van een aangepast spui-beheer bleek bovendien de hoeveelheid intrekende glasaal te verhogen. De studies stelden aldus onomstotelijk vast dat het pompgemaal een reëel knelpunt vormt voor optrekende glasaal. In functie van het halen van de doelstellingen van het palingbeheerplan lijkt het ontsluiten van de achterliggende 20.000 ha poldergebied - prima opgroei-gebied voor paling - onontbeerlijk.

**1.2.2 Doelstelling**

Dit onderzoeksluik omvat de volgende delen:

- Opmaken van een deskstudie voor de bouw van een permanente constructie (glasaalgoten) aan beide zijden van het pompgemaal om de intrek van glasaal naar het achterliggende poldergebied te faciliteren. Hierbij wordt tevens de geschiktheid van de noodriolen nagegaan als ontvangende site voor de glasalen. De constructie omvat de glasaalgoot, een pomp en opvangbak. De constructie dient zodanig ontworpen te worden dat ze enerzijds volledig geautomatiseerd kan werken, maar dat anderzijds de glasalen die optrekken ook bemonsterd kunnen worden via de opvangbak. De deskstudie omvat tevens een raming van de kosten (materialen en manuren).
- Tevens dienen in de studie de mogelijkheden te worden nagegaan van video-observatie, automatische telling en het (live) bekijken van videobeelden van de optrekende glasalen via internet.
- Aanbevelingen om de intrek van glasaal in de toekomst op te volgen als permanent nieuw monitoringstation op deze site (hetzij via vrijwilligers, hetzij via een geautomatiseerd opvolgingssysteem).

**1.2.3 Methoden**

Voor deze opdracht werd de bestaande literatuur geraadpleegd alsook een aantal buitenlandse experts aangeschreven.

**1.2.4 Resultaten**

**1.2.4.1 Ontwerp glasaalgoten**

Op basis van voorgaand onderzoek blijkt dat glasaalgoten op deze locatie succesvol zijn in het aantrekken en verzamelen van grote hoeveelheden glasaal (Pauwels et al. 2016, Vandamme et al. 2017). De U-vormige goten (4 m x 0,3 m) bekleed met 2 types borstel-matten (met 20 ofwel 30 mm ruimte tussen de borstels) waren met een helling van 30-35° tegen de betonnen zijwand van het pompgemaal geplaatst met de opening (op ongeveer 6 m afstand van de terugslagkleppen) naar het pompgemaal gericht. Ze werden bevoeid met polderwater dat uit de noodriolen werd opgepompt. Ook werd de basis van de palinggoot berekend om voor extra aantrekkingskracht te zorgen (Piper 2013). Het debiet varieerde daarbij van ong. 10 L min<sup>-1</sup> in de bovenste helft van de goot tot ong. 30 L min<sup>-1</sup> volledig onderaan. Afhankelijk van het waterpeil in het Veurne-Ambachtkanaal dienden de glasalen 2-3 m palinggoot te beklimmen vooraleer ze in de opvangbak terechtkwamen waarbij ze al of niet geconfronteerd werden met





iets hogere debieten (bv. tijdens hoogtij ligt de zone van de goot met beregening onder water en worden glasalen enkel geconfronteerd met een debiet van ong. 10 L min<sup>-1</sup>).

De bovenrand van de opvangbak situeerde zich op ongeveer 2m40 TAW. Wegens overstromingsgevaar (en ontsnapping van glasalen), werd hierdoor de hoeveelheid zeewater dat via aangepast spui-beheer tijdens hoogtij kon worden binnengelaten, enigszins beperkt (Vandamme et al. 2017). Bovendien was het gebruik van een waadpak of een boot om de vangsten te verzamelen noodzakelijk.

Bij het ontwerp van de nieuwe goten dient rekening gehouden te worden met 1. een maximaal toelaatbare hoeveelheid zeewater die via aangepast spui-beheer elk getij kan worden binnengelaten en 2. het gebruiksgemak van de (professionele of vrijwillige) monsternemer.

- **Scenario 1: ‘glasaalgoot met opvangbak en manueel overzetten’**

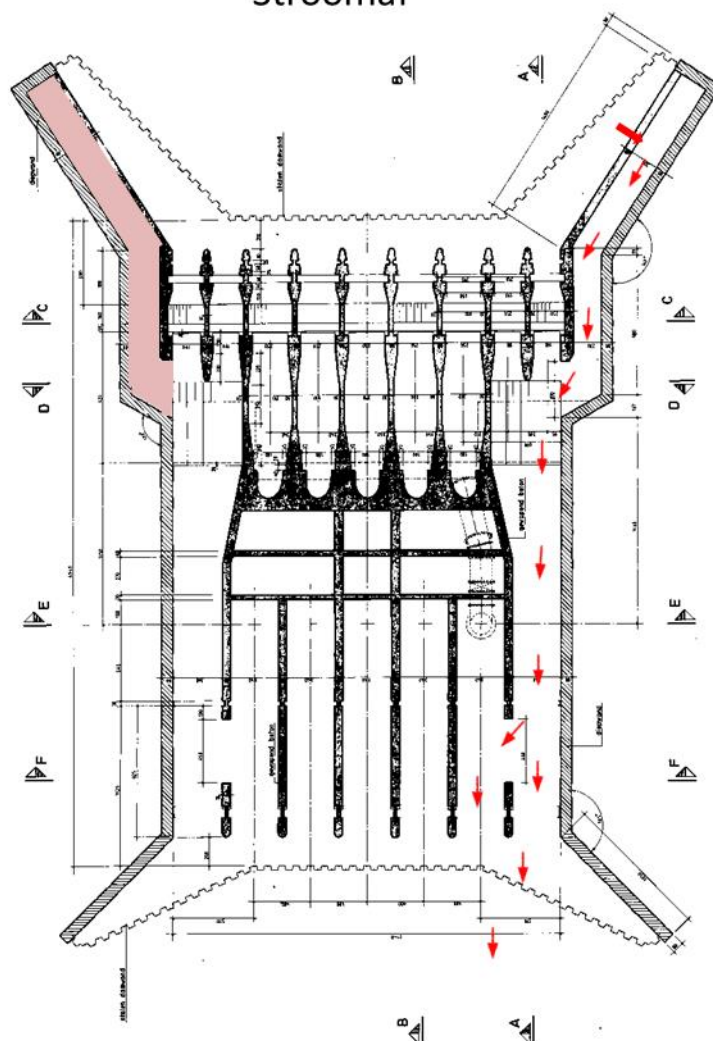
Dit scenario komt overeen met de huidige opstelling waarbij glasalen met goten worden gevangen waarna ze manueel worden overgebracht naar de polder. De goten zouden nog met ong. 5 meter kunnen worden verlengd zodat de bovenkant van de opvangbakken op ongeveer 4mTAW komt te liggen. Hierdoor kan er meer zeewater worden binnengelaten tijdens opkomend getij en de periode van aangepast spui-beheer sterk worden verlengd. Met behulp van vrijwilligers kunnen de vangsten 2-3x/week (tijdens de migratiepiek) of wekelijks worden verzameld en gewogen vooraleer de glasalen stroomopwaarts het pomp-gemaal in de polder vrij te laten.

- **Scenario 2: ‘glasaalgoot tot in de noodriolen’**

In dit scenario wordt gebruik gemaakt van de noodriolen om glasalen naar de polder te geleiden. De noodriolen (1 aan elke zijde van het pomp-gemaal) worden gebruikt om bij calamiteiten (bv. pompen die niet tijdig werden uitgeschakeld) overtollig water terug naar de polder te lozen om overstroming van het Veurne-Ambachtkanaal te voorkomen. De kanalen van de noodriolen staan in open verbinding met het polderwater, ze monden uit net stroomopwaarts de terugslagkleppen van de 2 buitenste gravitaire afvoerkanalen (Figuur 15). De glasaalgoten dienen hiervoor met 4-5 meter te worden verlengd tot aan het niveau van de openingen van de noodriolen. De bovenkant van de goot wordt verbonden met een licht hellende afvoerpijp die de glasalen tot in het water van de noodriool geleidt. Hierna dienen ze zelfstandig doorheen het pomp-gemaal naar de polder te zwemmen.



## Stroomaf



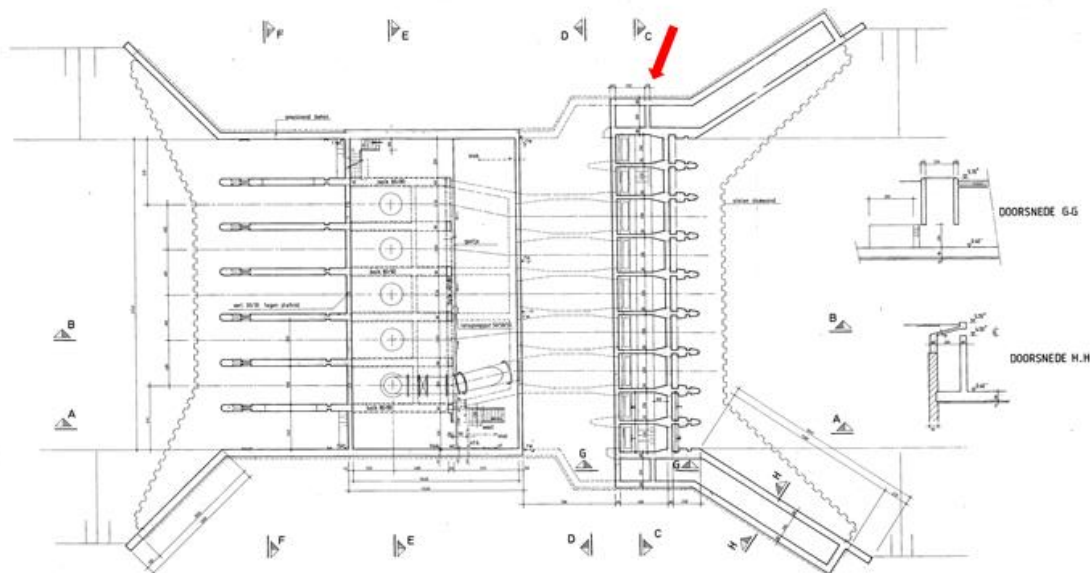
Figuur 15 Bovenaanzicht van het pompgemaal van Veurne-Ambacht. Elke zijde bevat een noodriool (paars ingekleurd aan de linkerzijde) waarlangs ingebrachte glasalen stroomopwaarts richting polder kunnen zwemmen (rode pijltjes).

### - Scenario 3: 'glasaalgoot tot in de polder'

Dit is een aanpassing aan het tweede scenario waarbij de bovenkant van de glasaalgoot wordt verbonden met een zeer licht hellende goot die wordt bevestigd aan de binnenmuur van de noodriool om vervolgens rechtstreeks uit te monden in de polder. Gezien de noodriolen uitmonden net stroomopwaarts de terugslagkleppen van de gravitaire afvoerkanalen is het namelijk niet ondenkbeeldig dat glasalen die in de noodriolen worden gebracht snel weer uitspoelen naar het Veurne-Ambachtkanaal tijdens momenten van (hoge) afvoer.

Onderzoek ter plaatse en nadere bestudering van de bouwplannen van het pompgemaal toonden echter aan dat de zijwand van de noodriolen en de rest van het pompgemaal onderbroken zijn door een aantal tussenwanden. De verbinding tussen de noodriolen en de gravitaire afvoerkanalen bestaat dan ook slechts uit een beperkte opening onderaan (zie doorsnede G-G op Figuur 16). Een zwak hellende geleidingsgoot kan dus niet worden geplaatst zonder een aantal tussenwanden te doorbreken. De geleidingsgoot kan eventueel

ondergronds in de oever worden aangebracht en op die manier het pompgemaal omzeilen om vervolgens aan de achterzijde uit te monden in de polder.



Figuur 16 Bovenaanzicht van het pompgemaal Veurne-Ambacht waar een aantal dwarswanden zijn te zien die het aanbrengen van een licht hellende geleidingsgoot tot aan de stroomopwaartse zijde van het gemaal bemoeilijken.

#### 1.2.4.2 Automatische monitoring

Het manueel tellen van doortrekkende glasalen is een arbeidsintensieve bezigheid. Door de monitoringsfrequentie te reduceren (bv. slechts 2x/week) en de vangsten in zijn geheel te verwerken (bv. totaal gewicht) kunnen de inspanningen evenwel tot een minimum worden herleid. Dit gaat helaas ten koste van de nauwkeurigheid waarbij tevens veel gedetailleerde informatie inzake migratiegedrag verloren gaat. Automatische detectiesystemen kunnen hiervoor een oplossing bieden. Systemen die gebruik maken van elektroden ('resistivity counters'), lichtstralen ('optical counters') of videobeelden ('video surveillance') zijn het meest gangbaar.

##### - Vistelsystemen op basis van weerstand

De 'resistivity counters' maken gebruik van het feit dat vissen een lagere elektrische weerstand (impedantie) hebben dan het water waarin ze verblijven. Het verschil in weerstand verstoort het elektrisch veld van het water. Met behulp van 3 elektrodes kan aldus de grootte en zwemrichting van een passerende vis worden gedetecteerd.

##### - Optische vistelsystemen

'Optical counters' daarentegen maken gebruik van een aantal verticaal gearrangeerde lichtbundels in de waterkolom. Wanneer een vis hier doorheen zwemt, zullen de onderbroken lichtbundels een silhouet genereren dat toelaat om de grootte, het profiel en de zwemrichting van de vis te bepalen. Elk beeld wordt daarbij opgeslagen voor eventuele latere verificering. Om

verstoring van de vis tot een minimum te beperken wordt doorgaans infrarood licht gebruikt. Sommige systemen gebruiken de infraroodscanner ook om een digitale camera te activeren die 1-5 foto's of een kort videofragment van elke passerende vis capteert.

- **Video-observatie**

Bij video-observatie (CCTV: Closed-Circuit Television) wordt de passage van vissen op een bepaalde plaats permanent gemonitord. Op basis van de opgeslagen videobeelden kunnen passerende vissen geteld en geïdentificeerd worden met behulp van speciale software, ofwel manueel door middel van vrijwilligers die de beelden bekijken en analyseren (zie bv. <http://www.visspotter.nl/>).

- **Huidige toepassingen voor kwantificatie van glasaal**

Raadpleging van de internationale literatuur bracht maar een aantal toepassingen van deze technieken voor juveniele paling aan het licht.

Zo heeft ELTA tussen 1997 en 2007 een 'resistivity counter' voor juveniele paling ontwikkeld en uitgebreid getest (zie Baran & Basilico 2012). Tussen 2008 en 2011 werd de finale versie toegepast in de Garonne om de hoeveelheid optrekkende juveniele paling in een palinggoot ter hoogte van de Golfech waterkrachtcentrale (overbrugging 17 hoogtemeters) te kwantificeren (Figuur 17). Naast de aantallen werden ook de lengtes en gewichten van elk gedetecteerd individu geregistreerd. De efficiëntie was echter afhankelijk van de lengte van de vis. Voor palingen >16 cm haalde men een detectiegraad van 100%, voor elvers tussen 12.5 en 16 cm varieerde de detectie tussen de 10 en 90%, terwijl elvers en glasalen <12.5 cm niet werden gedetecteerd. Dit laatste bleek samen met de hoge tijdsinvestering betreffende afstelling, onderhoud en kwaliteitscontrole (2-3x/week) een belangrijk minpunt voor het toepassen van deze techniek. De kostprijs voor deze automatische teller werd afhankelijk van de opties (instellingen, data transfer via GSM, etc.) geraamd op 9-10.000 €. Francois Travade, die deze techniek heeft uitgetest, bevestigde dat glasaal hiermee niet kon gedetecteerd worden (daarvoor zouden zeer dunne buisjes nodig zijn). Momenteel wordt dit onderzoek niet verder uitgevoerd.



Figuur 17 Palinggoot en bijhorende 'resistivity counter' aan de Golfech waterkrachtcentrale aan de Garonne (FR).

FEC (Fish and Elver Counters, UK) heeft recent een 'Multi Electrode Elver Counter' ontwikkeld (Figuur 18), die pretendeert om vissen tussen 20 en 160 mm lengte alsook grotere palingen te detecteren in een open palinggoot (zie <http://fishandelverscounters.blogspot.co.uk/>). Naast de tijdsindicatie wordt ook de lengte, zwemsnelheid, zwemrichting en de massa van elke passant geregistreerd. Het systeem zou bovendien overweg kunnen met fluctuaties in conductiviteit. Zolang elvers minstens 1 cm van elkaar gescheiden zijn wanneer ze door de opstelling

passeren worden ze apart geteld. Grote hoeveelheden glasalen die tegelijkertijd passeren blijven aldus problematisch voor een correcte weergave van het aantal passanten. Het is niet duidelijk of dit bedrijf nog actief is want vragen naar meer informatie inzake werking en kostprijs bleven onbeantwoord.



Figuur 18 Veldopstelling van de MEEC aan het uiteinde van een palinggoot.

VisAdvies BV heeft een pilootstudie uitgevoerd om glasalen automatisch te tellen met behulp van een aangepaste 'Logie resistivity fish counter' (Kemper & de Bruijn 2015, Figuur 19). Het systeem werd aangepast om 1. vissen <10 cm te kunnen detecteren, 2. vissen die tegelijkertijd passeren correct te kunnen kwantificeren en 3. de data real-time ter beschikking te stellen via internet. Het systeem wordt aan het stroomopwaartse uiteinde van een palinggoot geplaatst zodat glasalen met de stroom mee doorheen de telconstructie worden verplaatst (richting polder). De stroomsnelheid van het water dat over de palinggoot vloeit is daarbij cruciaal. Deze mag niet te hoog zijn, zodat passerende glasaal nog gedetecteerd kan worden, en niet te laag, zodat glasalen niet tegen de stroom in terug kunnen zwemmen (en dus meerdere keren geteld worden). Individuele glasalen kunnen goed van elkaar onderscheiden worden indien ze niet sneller dan 0,5 seconde na elkaar passeren. Snellere opeenvolgende passages leiden evenwel tot een onderschatting van de effectieve aantallen passanten. Dit laatste blijft samen met het constant houden van de stroomsnelheid (o.a. beïnvloed door verstopping van de pomp) het belangrijkste knelpunt. Een betere verdeling van het aanbod kan alvast worden bekomen door extra kanalen (max. 4) aan de glasaalteller te koppelen. Een zoutconcentratie van 10g/l bleek de maximale grenswaarde te zijn voor een goede werking van het systeem. Het systeem wordt door VisAdvies enkel als dienst aangeboden in het kader van een studieopdracht en wordt door hen niet als dusdanig als product verkocht. Wegens gebrek aan aandacht werd het sindsdien ook niet verder geoptimaliseerd (pers. med. Jan Kemper, VisAdvies BV).



Figuur 19 De aangepaste Logie resistivity fish counter ontwikkeld door VisAdvies BV.

Milieu Inc. (Quebec, Canada) heeft een foto-elektrisch (optisch) vistelsysteem ontwikkeld die gemonteerd wordt op het uiteinde van een palinggoot (Figuur 20). Hierbij worden de palingen





door een buis gestuurd waar ze met behulp van een infrarood lichtbundel en een stroomkabel worden geteld. Er is een minimummaat van 200 mm vereist (pers. med. Denis Desrochers, Milieu Inc.) om gedetecteerd te kunnen worden. Deze techniek wordt ter hoogte van een aantal grote stuwdammen in Canada en de USA met succes toegepast.



Figuur 20 De palingsgoot met een optisch vistelsysteem aan de Chambly dam op de Richelieu river, (Québec, Canada) ontwikkeld door MilieuInc.

VAKI heeft een optisch vistelsysteem (VAKI nano-counter) ontwikkeld voor het tellen van grote hoeveelheden kleine vis voornamelijk in het kader van aquacultuurtoepassingen. De vissen worden daarbij langs een digitale scanner geleid waarna de opgeslagen camerabeelden van passerende vissen met speciale software worden geanalyseerd. Voor een maximale accuraatheid dienen de vissen voldoende verspreid (in tijd en/of ruimte) de scanning-opervlakte te passeren. Optioneel kan ook een meetmodule worden ingezet die een lengte en gewichtsverdeling kan genereren van de getelde vissen. Er gebeurt hierbij geen automatische soortsbepaling en de methodiek is niet geschikt voor transparante vis. Op vraag van UK Glass eels (Gloucester, UK) werd een aangepaste versie (Elverwatcher) ontwikkeld voor het tellen van grote hoeveelheden glasaal (Figuur 21). Dit toestel kan glasalen vanaf 0,05 g kwantificeren, heeft een accuraatheid van >99% en een maximale capaciteit van 200.000 visjes van 1 g/uur. De passage van jonge paling (en andere objecten) kan bovendien in real-time worden getoond en van elke passant word de lengte bepaald. Dit systeem is momenteel operationeel op een locatie (East Mills) in het Verenigd Koninkrijk en is in testfase op een locatie in Zweden (pers. med. Magnus Asgeirsson, VAKI). De Elverwatcher wordt enkel op bestelling gemaakt en de minimale leveringstermijn bedraagt 8 weken. De prijs, inclusief bekabeling en computer, bedraagt 28.000 €.





Figuur 21 Veldtoepassing van de 'Elverwatcher' ontwikkeld door VAKI (Bron: <http://www.riverwatcher.is/Features/Elverwatcher/>).

Onderzoekers van de Environment Agency (UK) hebben een aantal van bovenstaande technieken (o.a. Multi Electrode Elver Counter en Elverwatcher) getest in het veld. Ze ondervonden daarbij dat elke toepassing specifieke betrouwbaarheidsproblemen vertoonde waardoor ze niet zonder veel moeite (validatie/adaptatie) kon worden ingezet om de glasaal-/elvermigratie accuraat te kunnen kwantificeren (pers. med. Andy Don, EA). Op een aantal plaatsen maken ze evenwel gebruik van video-observatie om de efficiëntie van glasaalgoten in functie van glasaal- en elvermigratie te evalueren (Don 2009). Ze gebruiken daarvoor CCTV-camera's met infrarood belichting die continu gericht zijn op de bovenkant van een aantal palinggoten waarmee videobeelden werden opgeslagen op de harde schijf van een computer (Figuur 22). Om de zichtbaarheid te vergroten werden de substraatborstels getrimd tot een lengte van 3 cm. Achteraf worden de opgenomen videobeelden door een vrijwilliger versneld afgespeeld waarbij doortrekkende glasalen/elvers manueel worden geteld d.m.v. een handteller. Het kostte ongeveer 100 manuren om de data van 1 migratieseizoen (april-oktober) afkomstig van drie camera's te verzamelen en te analyseren. Deze manuele teltechniek bleek bovendien tijdsefficiënter dan een geautomatiseerde toepassing met behulp van specifieke software omwille van de hoge tijdsinvestering inzake configuratie en validatie van het geautomatiseerde systeem. In vergelijking met de vorige toepassingen is het een zeer goedkoop alternatief. Het belangrijkste nadeel bestaat erin dat geen informatie over lengte/gewicht wordt verkregen.

De huidige kostprijs voor een opstelling bestaande uit een digitale of netwerk videorecorder met 4 buitencamera's waarbij beelden vanop een smartphone of tablet live kunnen bekeken worden (al of niet na melding van bewegingsdetectie) bedraagt ongeveer 1.000 € (incl. BTW). De videorecorder kan zo worden geconfigureerd dat er ofwel continu beelden worden opgeslagen ofwel enkel wanneer één van de camera's beweging heeft geregistreerd. De camera's schakelen automatisch naar nachtmodus waarbij de ingebouwde infrarood LED's geactiveerd worden en hebben een bereik bij nachtzicht van 40 m (bij maneschijn) of 28 m in totale duisternis.





Figuur 22 Glasaalmonitoring met behulp van video-observatie t.h.v. het Greylake sluizencomplex (Somerset, VK) uitgevoerd door medewerkers van de Environment Agency.

### 1.2.5 Bespreking

Het te ontwikkelen glasaalgeleidingssysteem moet aan aantal criteria voldoen. In de eerste plaats dient het systeem efficiënt te werken inzake 1. het lokken van glasaal waarbij de positionering van de glasaalgoten en het gebruik van lokstromen cruciaal zijn, 2. het opzwellen van de glasalen waarbij de conditie van de glasalen, de lengte en de helling van de goot en de gebruikte borstels van belang zijn en 3. het transporteren van de glasaal naar de polder. Daarnaast dient het systeem ook zo eenvoudig (gebruiksgemak) en goedkoop mogelijk te construeren en onderhouden zijn waarbij ook monitoring van de doortrekkende glasalen mogelijk is.

Voorgaand onderzoek toonde reeds aan dat met de huidige goten massaal glasaal kan worden gevangen tijdens de trekperiode, respectievelijk 7,2 en 19,3 kg in 2016 en 2017. Deze vangsten liggen beduidend hoger dan de vangsten die vrijwilligers met behulp van een sleepnet konden vergaren ter hoogte van het lepersas aan het sluizencomplex van de Ganzepoot (resp. 1,02 en 1,7 kg, ICES 2017). De locatie, helling, borstels en de gebruikte lokstromen lijken dus de aantrek en het opzwellen van glasalen ter hoogte van het pompemaal te bevorderen. Hoe groot de gevangen fractie is ten opzichte van de populatie aan trekkende glasalen in het Afvoerkanaal is vooralsnog niet gekend.

Om nog meer zeewater te kunnen binnenlaten via aangepast spuibeheer en de kans op overstromen van de glasaalgoten bij calamiteiten te reduceren dienen ze evenwel te worden verlengd. Bij een verlenging tot het niveau van de noodriolen behoren zowel een volautomatische geleiding (via de noodriolen of een ondergrondse afvoergeul) als een manuele overbrenging van de vangsten waarbij de monsternemer op de oever kan blijven tot de mogelijkheden. De glasalen zouden daarbij ongeveer 1,5m extra hoogtemeters dienen te overbruggen. Voor de bouw en het plaatsen van een glasaalgoot van 10 m lengte met opvangmogelijkheid op deze locatie dient men al gauw te rekenen op ong. 18.000 € (prijsofferte Icthyologic Frankrijk, april 2018).

De volautomatische geleiding van de glasalen naar de polder stuit vooralsnog op een aantal onzekerheden van zowel biologische als technische aard. Het is moeilijk in te schatten hoe de glasalen zich zullen gedragen éénmaal ze in de noodriolen zijn gebracht. De noodriolen monden uit net stroomopwaarts de terugslagkleppen van de gravitaire afvoerkanaal. Bij een volgend afvoermoment lopen ze dus risico om terug naar het Afvoerkanaal te worden gespoeld indien ze zich niet snel doorheen het pompemaal naar de polder hebben weten te verplaatsen. Bovendien lopen ze mogelijks ook een verhoogd risico op predatie omdat ze met velen op een beperkte oppervlakte geconcentreerd zitten. Predatoren hebben namelijk snel door dat aan het uiteinde van glasaalgoten gemakkelijke hapjes wachten (Jellyman & Arai 2016). Hoe efficiënt de glasalen vanuit de noodriolen doorheen het pompemaal migreren valt moeilijk te achterhalen. Het is technisch niet mogelijk om glasalen te vangen aan de



stroomopwaartse zijde van het pompemaal en verderop in het stroomgebied zijn geen knelpunten meer aanwezig om stroomopwaarts migrerende glasalen te vangen met behulp van glasaalgoten. Om deze onzekerheden uit te sluiten zou men de glasalen via een goot tot in de polder kunnen geleiden. Ook bij deze configuratie blijft er evenwel een verhoogd risico op predatie ter hoogte van het uiteinde van de goot bestaan. Een automatische geleiding van de glasalen naar de polder vereist ook een automatische monitoring. De accuraatheid van de bestaande monitoringsmethoden is tot op heden nog ontoereikend. Kleine, niet of nauwelijks gepigmenteerde glasalen worden moeilijk gedetecteerd en ook gelijktijdige passages verhogen de foutmarges. De te beperkte vraag naar dergelijke technieken verhindert bovendien de ontwikkeling van betere versies. Enkel de Elverwatcher, ontwikkeld door VAKI, lijkt de bestaande problemen te hebben overwonnen maar is nog steeds in testfase en is vrij duur in aankoop. Elke techniek vereist bovendien een plaats specifieke configuratie en vergt een hoge tijdsinvestering qua kwaliteitscontrole. Er bestaat dus nog steeds geen goedkoop en accuraat systeem om optrekkende glasalen te kwantificeren. De beschikbare technieken lijken vooral inzetbaar voor grotere vissen die niet in groep doortrekken (Solomon & Beach 2004).

De wellicht eenvoudigste en goedkoopste oplossing is het verzamelen en kwantificeren van de optrekkende glasalen m.b.v. een eenvoudige glasaalgoot waarna ze manueel worden overgebracht naar de polder (m.a.w. een verderzetting van de huidige monitoring). Op regelmatige tijdstippen (1x week<sup>-1</sup> vóór en na de migratiepiek, 2-3x week<sup>-1</sup> tijdens de piek) worden de vangsten, waarbij glasalen worden onderscheiden van elvers (1<sup>+</sup> palingen of 'potloden'), verzameld en gekwantificeerd m.b.v. een weegschaal. Omwille van de eenvoud, de mogelijkheid tot monitoren, de lage mortaliteit (lage predatiegraad) en de mogelijkheid om de vangsten uit te zetten op de meest noodzakelijke plaatsen hoger in het stroomgebied, wordt deze methode ('catch and carry') o.a. in geheel Nieuw-Zeeland toegepast (Jellyman & Arai 2016).

### 1.2.6 Aanbevelingen

Vooraleer een keuze te (kunnen) maken in de voor deze locatie best geschikte techniek om glasaal op een veilige manier voorbij het pompemaal te krijgen, kunnen nog een aantal onzekerheden nader worden bekeken. Zo kan nog worden nagegaan of glasalen in staat zijn om op deze locatie een langere palinggoot op te klimmen, wat vereist is om meer zeewater (en glasalen) te kunnen binnenlaten en om eventueel via een automatisch systeem via de noodriolen het pompemaal te kunnen omzeilen. Voorts kan met behulp van kleur-experimenten enerzijds de vangstefficiëntie van de glasaalgoten worden geschat (enkel uitzet gekleurde glasalen stroomafwaarts het pompemaal) en anderzijds de doorgang doorheen het pompemaal worden getest (enkel uitzet gekleurde glasalen in de noodriolen, vangst van gekleurde exemplaren in de glasaalgoot toont dan uitspoeling aan). Ook dient aandacht te worden besteed aan de mogelijkheden om op deze locatie met behulp van (Europese) subsidiëring een permanente, efficiënte en automatisch werkende constructie uit te bouwen waardoor glasaal veilig de polder kan bereiken.



## 2 SOORTHERSTEL

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 een verslechterde waterkwaliteit en achteruitgang van hun habitat (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 waterkwaliteit van tal van waterlopen verbeterde sterk door de uitbouw van de waterzuiveringsinfrastructuur.

De laatste jaren werkte het INBO in opdracht van het ANB al verschillende herstelprojecten uit, o.a. voor kopvoorn, serpeling en kwabaal. Op basis van de bevindingen van de haalbaarheidsstudies voerde het ANB herintroducties van deze soorten uit in verschillende waterlopen van het Vlaamse Gewest. Opvolging van uitgezette populaties op lange termijn is een belangrijk onderdeel van een herintroductieprogramma. Op deze manier kan het succes van de herintroductie bepaald worden en eventuele knelpunten opgespoord en, indien nodig, de herintroductiestrategie bijgestuurd of andere herstelmaatregelen genomen, zoals bv. de aanleg of het opnieuw bereikbaar maken van typische paaigronden.

Naast de lopende herstelprojecten wil het ANB ook nieuwe herstelprojecten opstarten, niet alleen op nieuwe locaties maar ook voor andere belangrijke soorten.

### 2.1 ONDERZOEK VAN HET VOORTPLANTINGSSUCCESS VAN DE KWABAAL

#### 2.1.1 Situering

In 1970 verdween kwabaal (*Lota lota*) uit de Vlaamse waterlopen. Aan de oorsprong van deze verdwijning ligt met grote waarschijnlijkheid het verslechteren van de waterkwaliteit, het verlies of onbereikbaar worden van de typische paaibiotopen en het verdwijnen van geschikt habitat in de waterlopen zelf (Coeck et al. 2008). In 2005 werd een herintroductieprogramma opgestart waarbij jaarlijks éénzomerige kwabaaljuvenielen worden uitgezet in de Grote Nete. Opvolgingsstudies tonen aan dat deze goed overleven en paairijp worden (Vught et al. 2015, Pauwels et al. 2016, Vandamme et al. 2017). Het INBO vond kwabaaljuvenielen in 2010 en 2014, en kwabaallarven in 2014, 2015 en 2016 in een poel aan de Asbeek. Dit toont aan dat kwabaal zich ook voortplant in het gebied. De herintroductie van kwabaal kan echter nog geen succes worden genoemd in Vlaanderen. Tot op heden heeft zich noch in de IJse, noch in de Grote Nete een duurzame kwabaalpopulatie weten te vestigen (Vught et al. 2015). Ook in 2017 werd in het stroomgebied van de Grote Nete gezocht naar kwabaallarven en –juvenielen (zie 2.1.2). Omdat juveniele kwabaal zo moeilijk te bemonsteren is, werden testen uitgevoerd naar de vangstefficiëntie naargelang de instellingen van het elektrisch visgerief (zie 2.1.4). Deze werden uitgevoerd in Linkebeek.

Het falen van herintroductieprogramma's wereldwijd is te wijten aan gebrekkige kennis rond de soort (McPhail 1997). Vaak blijkt het habitat (habitatstructuur, voedsel, predatoren, parasieten...) waar de dieren worden uitgezet toch niet volledig te voldoen aan de eisen die de soort stelt aan de omgeving voor het doorlopen van diens levenscyclus (Pauwels et al. 2016). Bijgevolg is het noodzakelijk de biologie en ecologie van het dier en de relaties met diens omgeving gedurende elk levensstadium goed te begrijpen. Bovendien is dit niet enkel





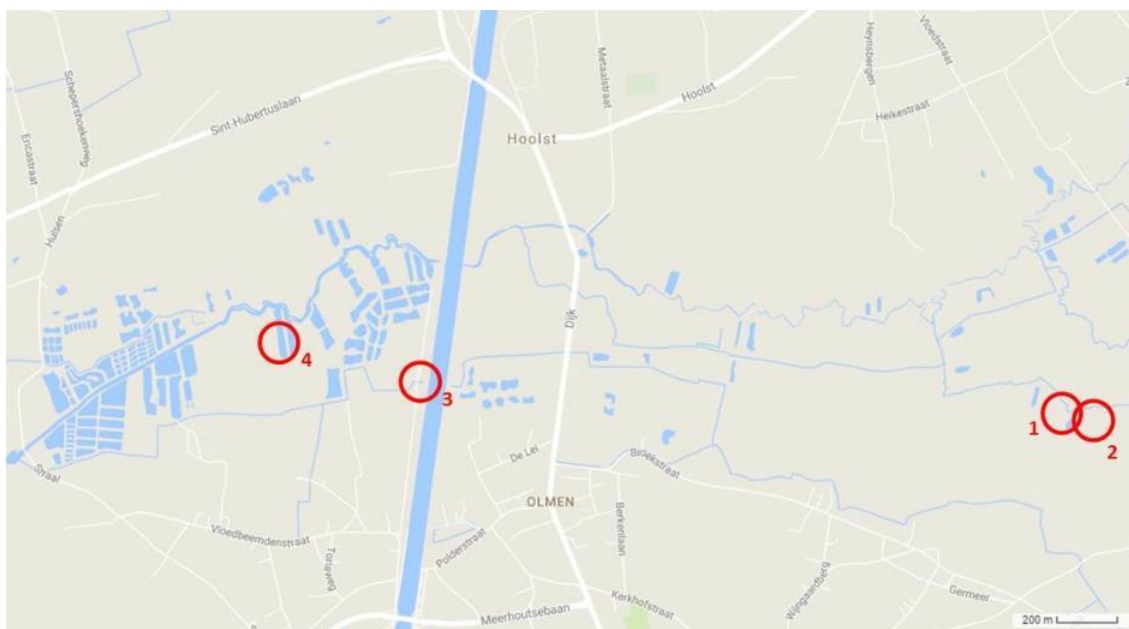


stuk efficiënter in het bemonsteren van kwabaallarven. Bijgevolg werd in 2017 enkel gebruik gemaakt van visuele inspectie.

Het visueel waarnemen van kwabaallarven is mogelijk omdat zij pelagisch en sterk positief fototactisch zijn. Hierdoor bevinden deze zich op zonnige voorjaarsdagen bovenaan in de waterkolom, waardoor zij door een geoefend oog te vinden zijn net onder het wateroppervlak (Figuur 24). Larven worden gevangen en bekeken om zeker te zijn dat het om kwabaallarven ging. Daarna worden deze op dezelfde locatie teruggezet. De visuele inspectie wordt uitgevoerd op selectieve basis. Plaatsen in de waterloop of poel die op basis van expertkennis er veelbelovend uitzien worden in detail bekeken. De duur van de zoektocht per potentiële locatie is afhankelijk van de grootte van het oppervlak. Deze is doorgaans tussen een half uur en één uur per locatie. De bemonsteringen vonden plaats in maart 2017. Tabel 7 en Figuur 23 geven een overzicht van de locaties in het gebied van de Grote Nete waar larven werden gezocht die afkomstig zijn van natuurlijke reproductie.

Tabel 7 Locaties waar natuurlijke reproductie werd bemonsterd.

Nummer	Waterloop	Locatie	Datum
1	Asbeek	Poel Asbeek	16/03/2017
2	Asbeek	Overstroomd weiland	16/03/2017
3	Heilooop	Betonbak aan kanaal	16/03/2017
4	Grote Nete	Vijver Natuurpunt rechts	16/03/2017
5	Grote Nete	Heynsbergen	16/03/2017



Figuur 23 Situering van de locaties waar werd gezocht naar kwabaallarven in het voorjaar van 2017.





Figuur 24 Visueel waarnemen van kwabaallarven in maart te Hochterband.

### Zoektocht naar juvenielen

Na het larvale en fototactische stadium treedt metamorfose op waarna de individuen een benthische levenswijze aannemen. De juvenielen leven net als de adulten op de bodem en maken gretig gebruik van schuilplaatsen zoals stenen en dood hout. Juvenielen dienen daardoor te worden bemonsterd door middel van elektrisch vissen. Door hun geringere grootte zijn zij echter moeilijker te vinden dan adulte kwabalen. De juvenielen gaan als maar dieper gaan leven in de zij- en hoofdlopen. Het elektrisch vissen naar kwabaaljuvenielen gebeurt daarom idealiter in juni. Dan zijn ze niet meer té klein en bevinden ze zich nog niet té diep. Tabel 8, en Figuur 25 t.e.m. Figuur 28 geven een overzicht en situering van de trajecten die in 2017 werden bevist in functie van de zoektocht naar kwabaaljuvenielen.

Tabel 8 Locaties die werden elektrisch afgevist naar juvenielen afkomstig van natuurlijke reproductie van kwabaal.

Nummer	Waterloop	Locatie	Lengte traject (m)	Datum
A1	Asbeek	Stroomopwaarts van de monding	150	08/06/2017
A2		A2	50	13/06/2017
A3		A3	100	13/06/2017
A4		Traject rond inlaat poeltje	60	20/06/2017
GN1	Grote Nete	SA van het kanaal Kwaadmechelen-Dessel	100	12/06/2016
GN2		Langs de oevers, daar waar niet te diep oeverzone van 5 m breedte	100	07/07/2017
GN3		Langs de oevers, daar waar niet te diep oeverzone van 5 m breedte	100	07/07/2017

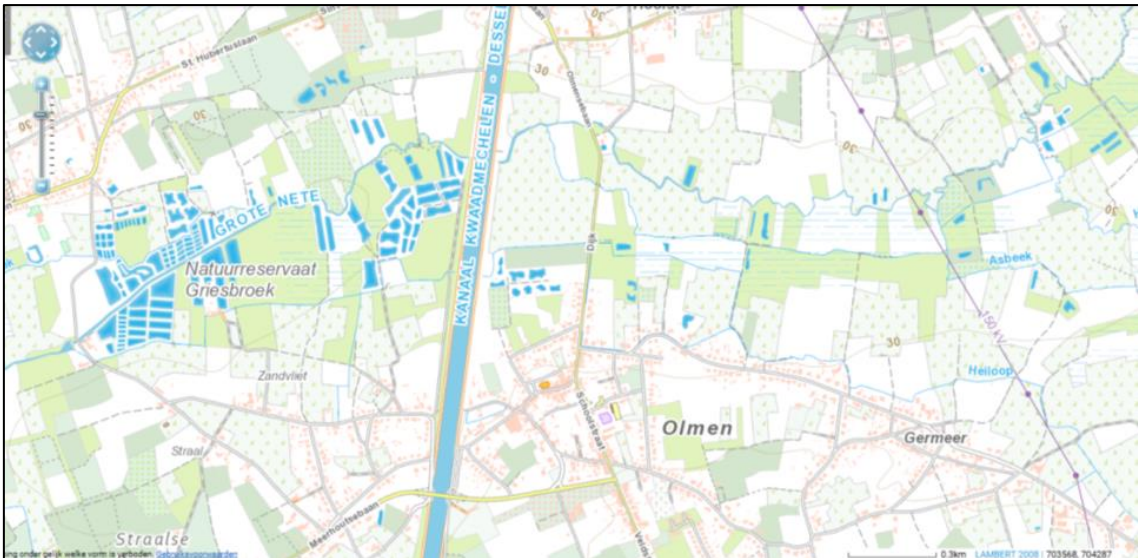


VN1 & VN2		Vijvers natuurland	rietoever	20/06/2017
H1	Heiloo	Stroomopwaarts van de monding	70	12/06/2017
H2		SO van de brug Centennial	60	12/06/2017
H3		SA van het kanaal Kwaadmechelen-Dessel	50	12/06/2017
H4		SO van het kanaal van Kwaadmechelen - Dessel	50	12/06/2017
HS1	Hanske Selsloop	SO monding	50	27/06/2017
HS2		tss wandelknooppunten 78&56	30	27/06/2017
KH1	Kleine Hoofdgracht	KH1	100	03/07/2017
KH2		KH2	100	03/07/2017
KH3		KH3	100	03/07/2017
KH4		KH4	100	03/07/2017
M1	Molse Nete	Niet te ver stroomopwaarts van de monding in de Grote Nete	100	08/07/2017
R1	Roosbroekenloop	Gracht	/ (droog)	07/07/2017
R2		Gracht	/ (droog)	07/07/2017
S1	Scherpenbergloop	Stroomopwaarts van bruggetje	100	07/07/2017
S2		Stroomopwaarts van bruggetje	100	07/07/2017
Z1	Zeeplou	SO monding	70	27/06/2017

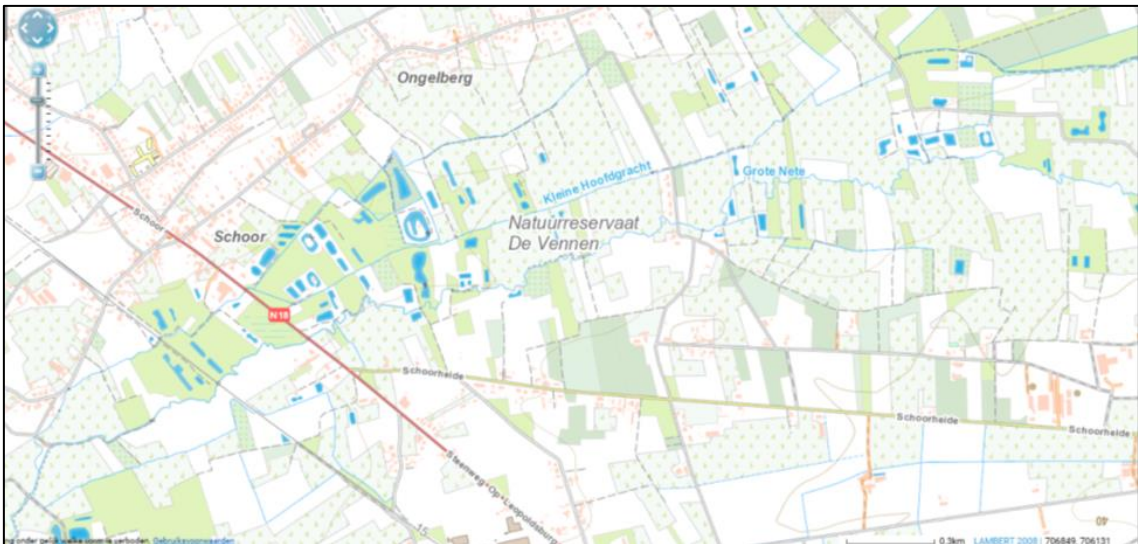


Figuur 25 Ligging van de in 2017 afgevlste trajecten op de Asbeek, Grote Nete en Hanske Selsloop.





Figuur 26 Ligging van de in 2017 afgevlste trajecten op de Heilooop.



Figuur 27 Ligging van de in 2017 afgevlste trajecten op de Kleine Hoofdgracht.





Figuur 28 Ligging van het in 2017 afgeviste traject op de Zeeploot.



Figuur 29 Ligging van de in 2017 afgeviste trajecten aan de monding van de Molse Nete.

### 2.1.2.3 Resultaten en bespreking

#### Zoektocht naar larven

Kwabaallarven werden gezocht door visuele inspectie net onder het wateroppervlak. Dit gebeurde in maart net na het ontluiken van de larven en voor het omschakelen naar de benthische levenswijze. De locaties die in het stroomgebied van de Grote Nete werden bemonsterd, hadden als doel het vinden van natuurlijke reproductie van kwabaal. Tabel 9 geeft weer waar kwabaallarven werden gevonden.

Bij de visuele inspectie van de poel aan de Asbeek werden gemiddeld 11 individuen waargenomen per m<sup>2</sup>. Bij het scheppen naar larven werden zo'n 30 individuen gevangen in 1 L. Het is het vierde jaar op rij dat er kwabaallarven worden aangetroffen in deze poel naast de Asbeek. In 2014 werden er vijf larven gevonden, in 2015 13 kwabaallarven op 1 m<sup>2</sup>, en in 2016 slechts 2 larven (troebele condities, Figuur 30). Dat er zo'n hoog aantal kwabaallarven werd gevonden in 2017 wijst nog maar eens op het belang van met de hoofdloop geconnecteerde poelen.

Ook in het weiland wat verderop, naast een gracht die uitkomt in de Asbeek, werden 2 kwabaallarven gevangen. Er werd een betere connectie voorzien tussen de gracht en het weiland en dit lijkt meteen de winter na de ingreep reeds te lonen.

Naast de poel aan de Asbeek werd ook gezocht op andere locaties zoals daar waar de Heilooop onder het kanaal passeert, een in de winter langdurig overstroomd weiland te Heynsbergen met veel potentieel, en de vijvers van Natuurpunt. Op deze locaties werden geen kwabaallarven aangetroffen bij visuele inspectie.

Tabel 9 Locaties waar kwabaallarven afkomstig van natuurlijke reproductie in het stroomgebied van de Grote Nete werden gezocht door visuele inspectie.

Nummer	Waterloop	Locatie	Aantal
1	Asbeek	Poel Asbeek	Honderden
2	Asbeek	Langdurig onderwaterstaande weiland naast de Asbeek	2
3	Heilooop	Betonbak aan kanaal	0
4	Grote Nete	Vijver Natuurpunt rechts	0
5	Grote Nete	Heynsbergen	0







Figuur 30 Troebel water met daarbovenop een film in de poel aan de Asbeek wat de visuele zoektocht naar kwabaallarven bemoeilijkte in april 2016.







Figuur 31 Overstroomd weiland naast een gracht die uitkomt in de Asbeek. (Foto INBO 2017).



Figuur 32 De gracht waarmee het weiland in Figuur 20 in connectie staat, en die uitmondt in de Asbeek. (Foto INBO 2017).





Figuur 33 De waterhoudende grachten te Heynsbergen tonen veel potentieel, mits de toegang tot de waterloop toegankelijker zou worden gemaakt voor adulte kwabaal in de winter. (Foto INBO 2017).







Figuur 34 De toegankelijkheid van de waterloop naar de waterhoudende grachten en omgekeerd zou moeten worden verbeterd door de grachten meer open te maken. (Foto INBO 2016).

### **Zoektocht naar juvenielen**

Tabel 10 toont de effectieve aantallen die per soort werden gevangen op de verschillende afvistrajecten. In het stroomgebied van de Grote Nete werden 16 vissoorten gevangen, alsook chinese wolhandkrab. Door de lage waterstand in de zomer van 2017 leenden verschillende trajecten zich echter niet tot het uitvoeren van een afvissing. In de Heilooop en de Zeeploop stond heel weinig water en werd amper iets gevangen. In Hanskes Selsloop en Grote Nete werd niets aangetroffen behalve slib. Ook de Roosbroekenloop stond droog. Het traject in de Molse Nete was dan weer te diep waardoor het afvissen werd gestaakt.

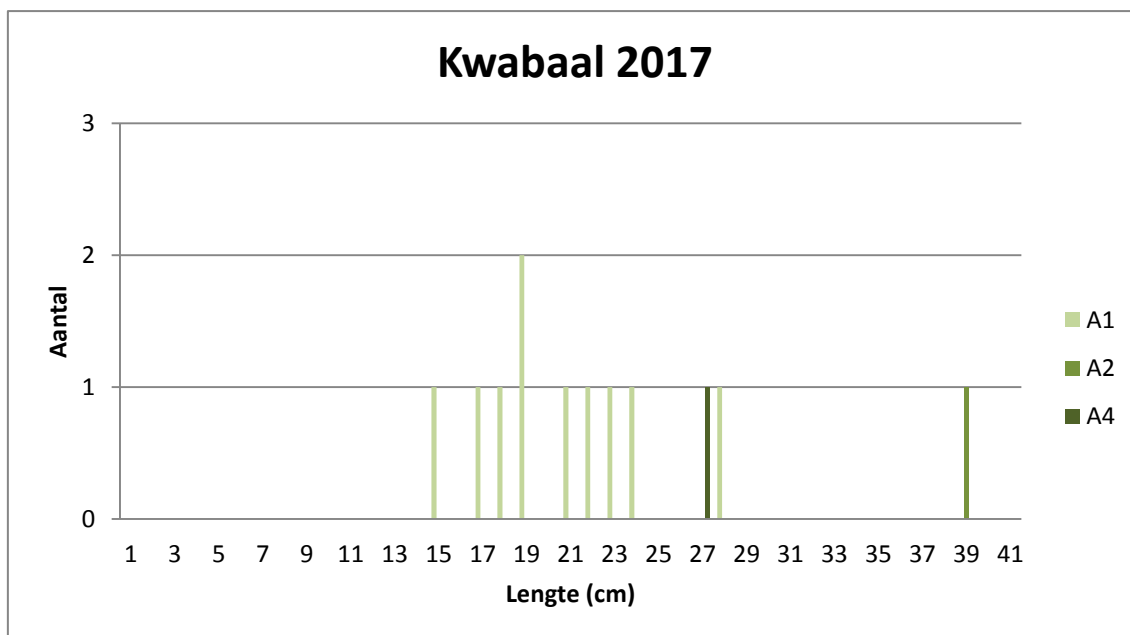
Er werden in 2017 net als in 2016 geen kwabaaljuvenielen gevangen. Wel werden er 12 adulte kwabalen aangetroffen, allen in de Asbeek. Onder deze waren drie individuen waarvan kan worden verwacht dat ze zich kunnen voortplanten (Figuur 35). Adulte kwabaal wordt normaalgesproken geslachtsrijp vanaf een lengte van 25 cm (Sandlund et al. 1985). Kleinere vissen zijn moeilijker te vangen bij het elektrisch vissen dan adulten, doordat zij zich beter kunnen schuilhouden tussen stenen en hout en dus moeilijker bereikbaar zijn door de visser. Bovendien ondervinden zij een geringer potentiaalverschil door hun kortere lengte in vergelijking met een adult. Deze factoren zouden er kunnen hebben toe bijgedragen dat er geen kwabaaljuvenielen werden gevangen in 2016, noch in 2017.





snoek	3	1	2	1								2		1		
vetje													1			
zonnebaars				4								1				
<b>Totaal aantal</b>	<b>39</b>	<b>12</b>	<b>27</b>	<b>25</b>		<b>2</b>	<b>1</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>5</b>		<b>4</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>2</b>	<b>1</b>





Figuur 35 Lengtefrequentieverdeling van de met behulp van elektrisch vistuig gevangen kwabaal in het stroomgebied van de Grote Nete in zomer 2017.

#### 2.1.2.4 Conclusie

Dit onderzoek toont aan dat kwabaal zich heeft weten voort te planten in de winter van 2016-2017 in het gebied van de Grote Nete. Het is het vierde jaar op rij dat kwabaallarven werden gevangen in het poeltje aan de Asbeek. In tegenstelling tot 2015, werden zowel in 2016 als in 2017 geen juvenielen aangetroffen in het gebied van de Grote Nete.

De aanwezigheid van kwabaallarven in de poel aan de Asbeek toont aan dat, ondanks de omstandigheden misschien niet ideaal zijn, kwabaal er toch gebruik van maakt om te paaien. Een goede herstelmaatregel voor kwabaal is bijgevolg het aanleggen van (tijdelijk) met de hoofdloop geconnecteerde poeltjes, daar waar het niet mogelijk is om de laterale connectie tussen waterloop en valleigebied te herstellen, en langdurig geïnundeerde overstromingsvlakten als kraamkamer te creëren. Het onmiddellijke resultaat (vondst van 2 larven) na het beter connecteren van de overstromingsvlakte naast de gracht die uitmondt in de Asbeek is hier ook een bewijs van.

#### 2.1.2.5 Aanbevelingen

Omwille van de aanwezigheid van kwabaallarven die nagenoeg zeker van natuurlijke reproductie afkomstig zijn, is het aanbevolen geen kwabaallarven meer uit te zetten in het stroomgebied van de Grote Nete. Juvenile kwabaal is namelijk moeilijk te vangen, maar meerjarige individuen worden wel geregeld opgevisst. Bij het stopzetten van uitzettingen, kan de natuurlijke reproductie beter in kaart worden gebracht.

### 2.1.3 Herbepoting in de grindplassen

#### 2.1.3.1 Inleiding

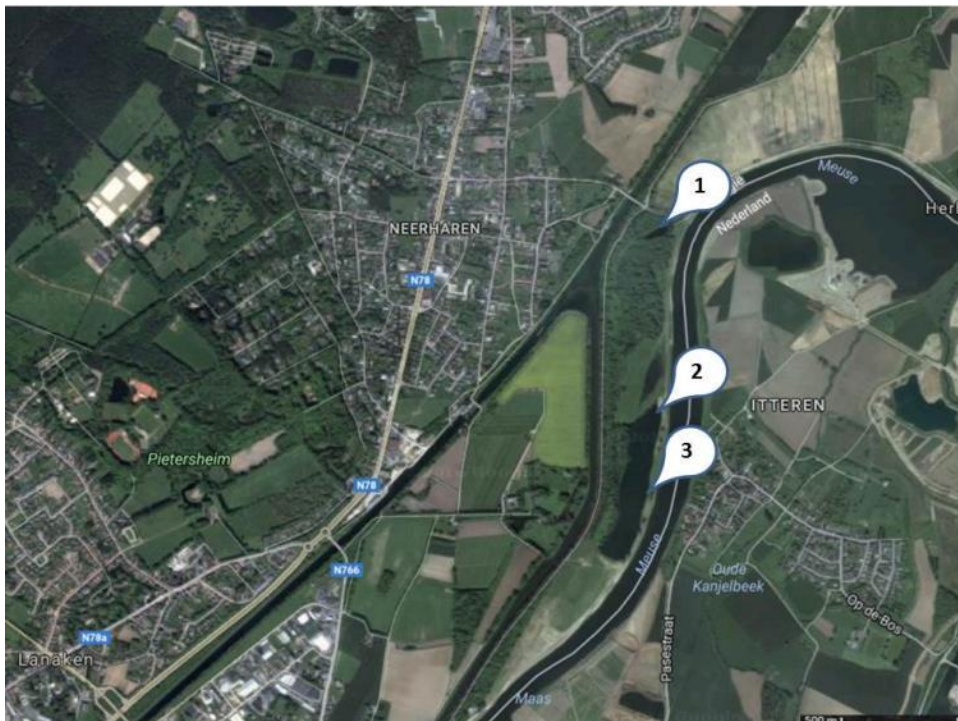
Heden worden kwabaaltjes van één zomer oud uitgezet in de Vlaamse waterlopen. In 2005 werden zowel larven als juvenielen uitgezet, waaruit bleek dat enkel de juvenielen overleefden. In 2016 werden echter kwabaaleitjes en kwabaallarven uitgezet in enkele grindplassen langs de Maas, waarna hun overleving werd opgevolgd. Hieruit bleek dat er van



de uitgezette dieren larven werden teruggevangen in maart en april, alsook een juveniel. Vorig jaar kon nog niet worden aangegeven of het uitzetten van larven al dan niet efficiënter is dan van juvenielen. Tussen het ei/larvale stadium en de juveniele levensfase treedt namelijk nog een hoge natuurlijke mortaliteit op. Er dienen dus 100 keer meer larven te worden uitgezet dan juvenielen. Anderzijds is er meer tijd en geld nodig om de kwabaallarven te laten opgroeien tot juvenielen.

### 2.1.3.2 Materiaal en methode

Ook in 2017 werd de overleving van de in 2016 uitgezette larfjes opgevolgd in de grindplassen aan de Maas. De grindplassen zijn aangeduid op Figuur 36 en Figuur 37. Vorig jaar werd de overleving opgevolgd door net als in het Grote Nete gebied zowel in maart als in april larven te zoeken visueel en elektrisch te vissen naar juvenielen. Toen werden zowel larven als juvenielen gevangen op verschillende plaatsen. Dit jaar werd de overleving geëvalueerd door elektrisch te vissen. Op elke uitzetlocatie werd een traject van 100 m elektrisch afgevist. Deze bemonstering vond plaats op 7 juli 2017.



Figuur 36 Bemonsteringslocaties 1, 2 en 3 aan de grindplassen te Hochterband.





Figuur 37 Bemonsteringslocaties 4 en 5 aan de grindplassen nabij Negenoord.

### 2.1.3.3 Resultaten en bespreking

Er werd echter in geen enkele grindplas kwabaal gevangen. Hiermee kan niet worden gezegd of ze niet of wel aanwezig zijn in de grindplassen. Het is namelijk mogelijk dat ze niet konden worden gevangen ondanks hun aanwezigheid. Hoe ouder de juvenielen, hoe dieper ze zich bevinden. Daardoor zijn ze ook moeilijker te vangen. Bovendien zijn de plassen groot, waardoor het afvissen van één of enkele traject(en) niet voldoende is om te kunnen zeggen dat de kwabaaljuvenielen afwezig zijn indien deze niet worden gevangen. De overweging zou moeten worden gemaakt om meerdere trajecten te bevissen in de plassen.

Het elektrisch vissen naar juvenielen is hoe dan ook een grote uitdaging. Door hun geringe grootte is het potentiaalverschil dat ontstaat over de vis kleiner dan bij een volwassen kwabaal. Bovendien zorgt hun bentische levenswijze waarbij ze zich graag schuilhouden onder takken en stenen, dat zij moeilijk te bereiken zijn met de anode. Omwille van deze moeilijkheden werd in 2017 een test gedaan naar de meest efficiënte instellingen van de apparatuur naar het vangen van kwabaaljuvenielen. Dit wordt besproken in sectie 2.1.4.

Door de geringe terugvangst is het moeilijk te zeggen of het uitzetten van kwabaallarven in plaats van éénzomerse kwabaaljuvenielen een goede herbepotingsstrategie is. Het is te verwachten dat de aantallen snel terugschroeven. Volgens de literatuurstudie in Pauwels et al. (2016) bleek reeds dat bij het ontluiken van de eitjes een densiteit tot 15 kwabaallarven/m<sup>2</sup> niet abnormaal is, maar dat deze densiteit vaak na een maand reeds terugvalt naar 1 larfje/m<sup>2</sup> vanwege hoge mortaliteit. Uiteindelijk zou slechts 1% van eistadium tot het stadium dat de larven een bentische levenswijze aannemen, overleven. In principe zouden dus 100 keer zo veel larven moeten worden uitgezet dan juvenielen.



#### 2.1.3.4 Conclusie

De grindplassen te Hochterband en Negenoord zien er veelbelovend uit als opgroei habitat voor kwabaallarven door hun uitgebreide litorale zone en stilstaande water. Bij het opvolgen van de overleving van de kwabaallarven na de uitzettingen in februari 2016, werden op sommige plaatsen larven teruggevonden, terwijl de vangst op andere locaties uitbleef. Mogelijks zitten er toch behoorlijk wat predatoren op de grindplassen. Kwabaallarven zijn erg gevoelig voor predatie en concurrentie.

#### 2.1.4 **Testen elektrisch bevissen van kwabaaljuvenielen**

##### 2.1.4.1 Inleiding

Elektrisch vissen is een veelgebruikte methode voor het bemonsteren van de diversiteit en lengtefrequentiedistributie van vis in de Vlaamse waterlopen. Voor het onderzoek naar de ecologie van vissen en voor het visstandsbeheer is het uitgegroeid tot een waardevolle en onmisbare bemonsteringstechniek die overal ter wereld wordt toegepast (Coeck 1996). In het kader van het herstel van de kwabaalpopulatie in Vlaanderen, wordt ieder jaar elektrisch gevist naar kwabaaljuvenielen in het stroomgebied van de Grote Nete.

De apparatuur creëert een elektrisch veld. Wanneer een organisme zoals een vis zich in dit elektrisch veld bevindt, wordt het verdoofd en aangetrokken door de anode. Zo kunnen ze gemakkelijk worden waargenomen en opgeschept. Echter, hoe kleiner de vis, hoe kleiner het potentiaalverschil dat over het organisme ontstaat. Bijgevolg verloopt het specifiek vissen naar kleinere organismen of juvenielen soms moeizamer. Het elektrisch vissen heeft namelijk minder effect op hen waardoor ze vaker aan de bemonstering ontsnappen. Bovendien verschilt de vangstefficiëntie ook per soort. In Vught et al. (2015) werd aangetoond door middel van een experiment in Linkebeek dat kwabaaljuvenielen in veel lagere aantallen werden teruggevangen op de vijvers dan grondels en blankvoorns van dezelfde grootte.

Initieel zijn kwabaallarven pelagisch. Na de metamorphose tot juveniel gaan ze op de bodem leven in de zijlopen, verstopt tussen dood hout en stenen. Naarmate de zomer vordert, trekken de kwabaaljuvenielen dieper de hoofdloop in. Omdat ze relatief klein zijn (circa 7 cm) en zich bevinden tussen obstakels en in schuilplaatsen, is het moeilijk om een voldoende groot potentiaalverschil te creëren over de individuen en ze vervolgens naar het wateroppervlak te brengen. De vangst van kwabaaljuvenielen is vaak erg laag. Noch in 2016, noch in 2017 werden juvenielen gevangen in het stroomgebied van de Grote Nete. Dit zegt echter niet per se iets over de aan- of afwezigheid van de juvenielen. Het zou namelijk kunnen dat ze weldegelijk aanwezig zijn, maar ze niet worden gevangen. Testen die in 2014 te Linkebeek werden uitgevoerd, toonden reeds aan dat kwabaaljuvenielen moeilijker te vangen zijn in vergelijking met jonge stadia van andere soorten (Vught et al 2015).

Er is weinig te vinden in de literatuur met betrekking tot de optimale instellingen van de elektrische apparatuur bij het elektrisch vissen naar kwabaaljuvenielen. Om een duidelijker beeld te krijgen van het effect van de verschillende mogelijke instellingen, werd besloten in de zomer van 2017 testen uit te voeren naar de efficiëntie van bepaalde instellingen in het vangen van kwabaaljuvenielen. Hierbij werd variatie aangebracht in de spanning, de frequentie, de duty cycle en de diameter van de anode. Tevens wordt bekeken of er eventueel alternatieven zijn onder de vorm van eDNA, waarbij aan de hand van een waterstaal de biodiversiteit en dus de aanwezigheid van kwabaal zou kunnen worden bepaald.





### 2.1.4.2 Materiaal en methode

De testen werden uitgevoerd begin juni 2017 op de kweekvijvers te Linkebeek (Figuur 38). Twee vijvers met een ongekend aantal kwabaaljuvenielen werden hiervoor ter beschikking gesteld. Beide vijvers hebben twee lange en twee korte zijden. Langs de lange zijden loopt een gradiënt in diepte. Hoe verder van het ponton (gesitueerd aan een van de korte zijden), hoe dieper de vijver. Ook de vegetatie langs de zijden van beide vijvers was niet overal gelijk. Een proefopzet werd uitgewerkt om de invloed van factoren zoals de variatie in aantal tussen de vijvers en de distributie langs de oevers, op de resultaten te beperken.



Figuur 38 Kwabaalkweekvijvers in Linkebeek met aanduiding van de staalnamepunten.

De variabelen die dienen getest te worden zijn spanning, frequentie, duty cycle en anodediameter. Twee proeven werden uitgevoerd om het effect van deze instellingen op het vangen van kwabaaljuvenielen te kunnen inschatten.

- Test 1: Gelijkstroom, variatie in spanning en diameter van de anode
- Test 2: Gepulseerde gelijkstroom, variatie in frequentie en duty cycle

Voor beide testen (test 1 op dag 1, test 2 op dag 2) werden in de voormiddag (staalnamepunten a) en in de namiddag (staalnamepunten b) op alle vier de lange zijden zes puntbevissingen uitgevoerd (Figuur 38). In totaal werden voor test 1 zo'n 96 punten bevist, en voor test 2 maar liefst 192. De instellingen werden at random verspreid, gestratificeerd m.b.t. de kant (random per lange zijde) om de invloed van de dieptegradiënt op de resultaten te kunnen beperken indien deze er zou zijn.

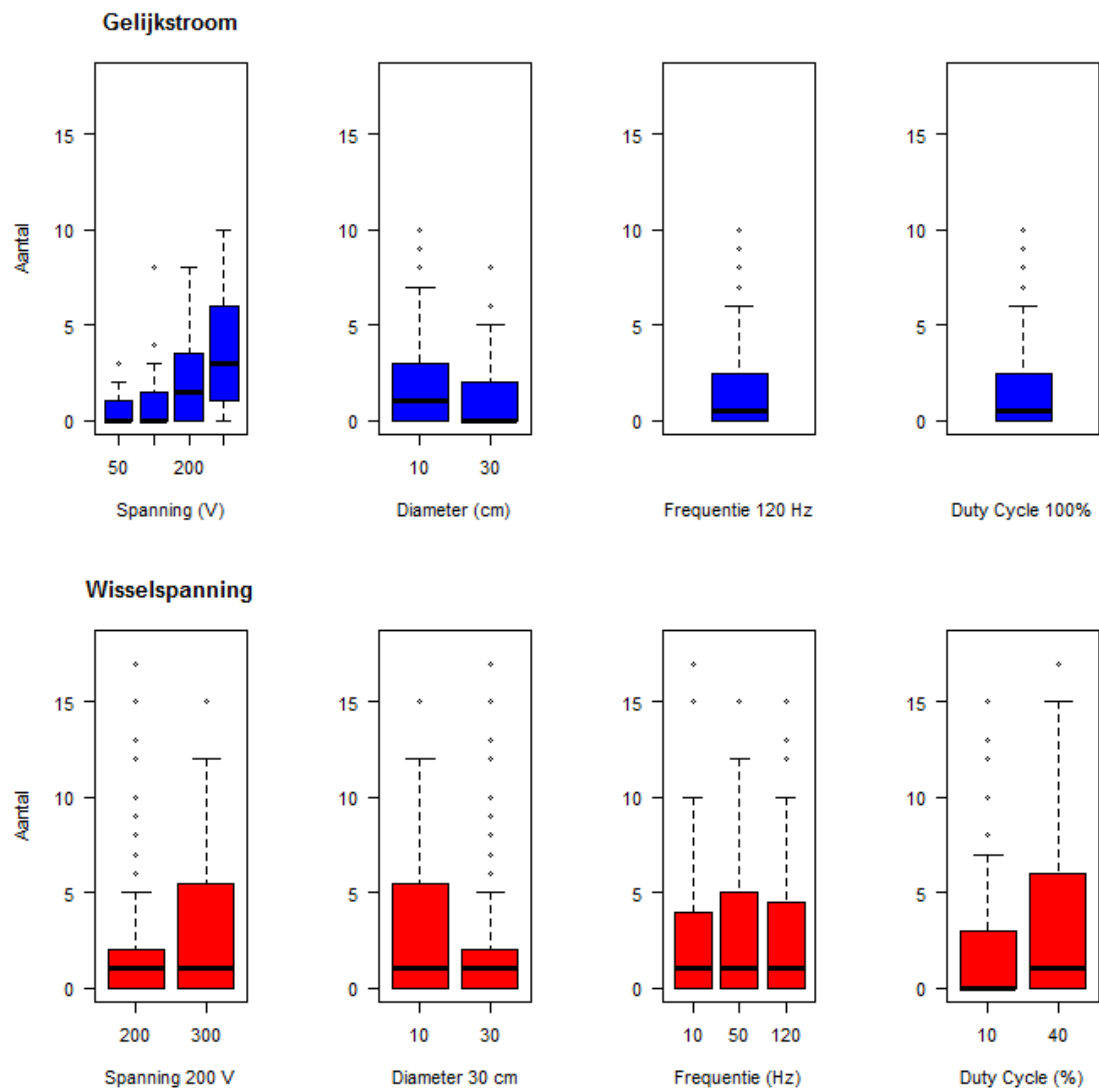
Voor het uitvoeren van de tests werden de grote generatoren gebruikt. Per vispunt werden de gewenste instellingen ingesteld. De anode werd in het water gelaten en tweemaal op en neer



bewogen. Gedurende één minuut werd aandachtig gekeken en het aantal waargenomen kwabaaljuvenielen geteld. Deze resultaten werden vervolgens geanalyseerd in R.

### 2.1.4.3 Resultaten en bespreking

Testen werden uitgevoerd zowel met gelijk- als met gepulseerde gelijkstroom om het effect van zowel de anodediaameter, spanning, als frequentie en duty cycle op het aantal gevangen kwabaaljuvenielen in dat punt, te achterhalen. De figuren die zijn gebaseerd op de data afkomstig van de testen met gelijkstroom en gepulseerde gelijkstroom respectievelijk weergegeven in blauw en rood (Figuur 39).



Figuur 39 Weergave van het aantal gevangen juvenielen bij een puntbevissing per variabele. Gelijkstroom is weergegeven in blauw en gepulseerde gelijkstroom in rood.

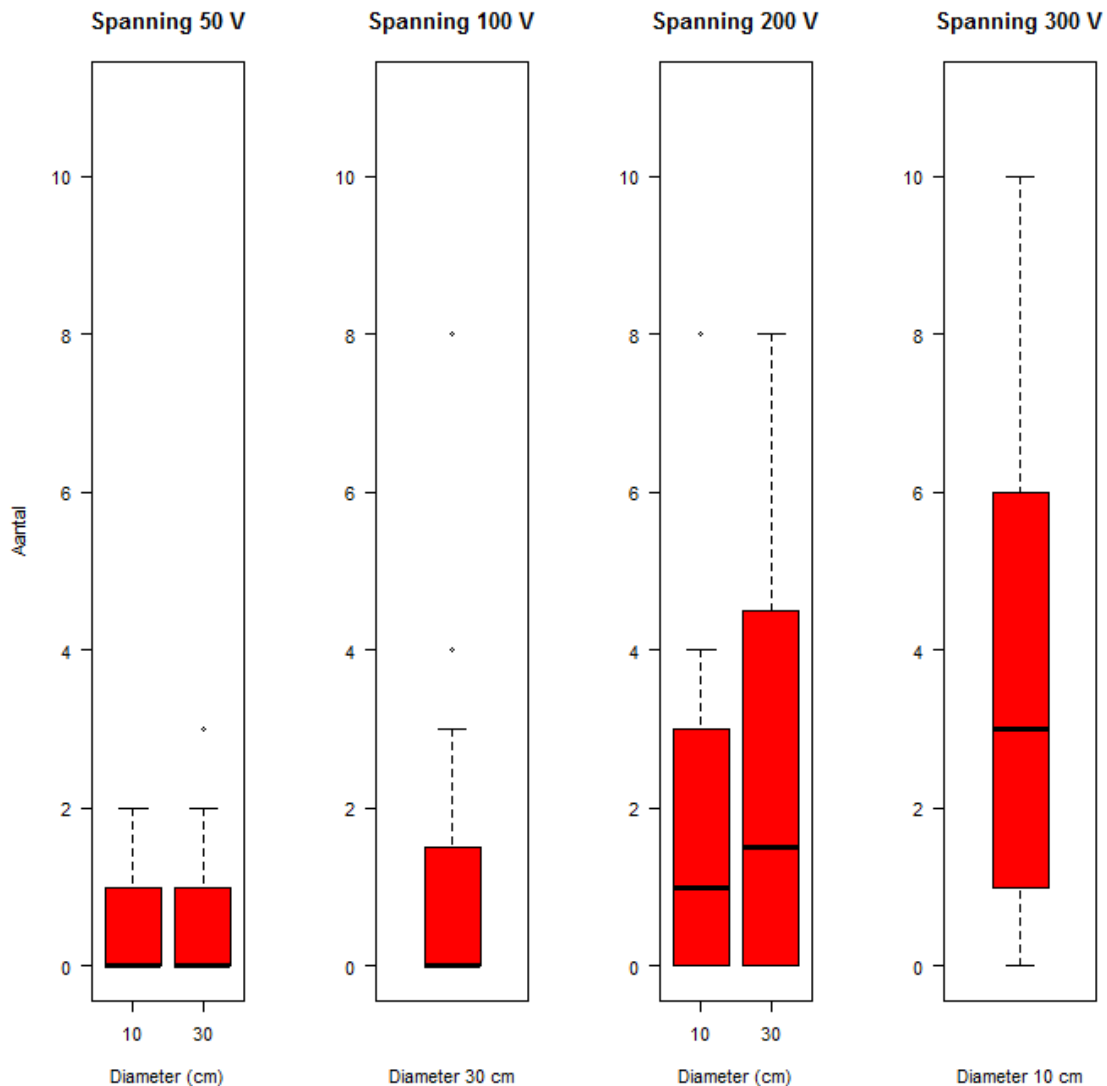
Om het effect van de individuele variabelen op de vangstefficiëntie van kwabaaljuvenielen te weten te komen, dienen deze afzonderlijk te worden bekeken. Boxplots geven de mediaan, de 25%- en 75%-percentielen en het minimum en maximum weer. T-testen (indien variabelen met twee niveaus) of one-way ANOVA's (indien meer dan twee niveaus) werden uitgevoerd om de significantie van het verschil in aantal gevangen kwabaaljuvenielen te testen. Indien

niet was voldaan aan de assumpties voor parametrisch testen, werd Kruskal-Wallis gebruikt om de significantie na te gaan.

Figuur 40 geeft het aantal gevangen kwabaaljuvenielen weer bij het vissen met gelijkstroom met een bepaalde spanning en verschillende anodediameter. Enkel bij een spanning van 50 V en 200 V werd gevist met beide anodes. Bijgevolg laten de eerste (spanning 50 V) en derde (spanning 200 V) boxplot toe een vergelijking te maken. De vangst bij 50 V was zowel met de anode van 10 cm als met de anode van 30 cm consistent schaars. Het aantal juvenielen dat werd bovengehaald beperkte zich tot enkele of geen individuen. Bij 200 V werden hogere aantallen aangetroffen. De variatie is echter ook groter bij deze laatste.

De assumpties voor het uitvoeren van een parametrische test zijn niet voldaan. Bijgevolg werd een Kruskal Wallis test aangewend. Uit deze verwerking blijkt dat er geen significant verschil ( $\chi^2 = 4,22$ ,  $df = 2$ ,  $p = 0,12$ ,  $\alpha = 0,05$ ) is in de vangst van kwabaaljuvenielen tussen de bevissingen met 50 V en 200 V wanneer werd gebruik gemaakt van de anode met diameter 30 cm. Bij het maken van dezelfde vergelijking met de data die werd verzameld met de 10 cm diameter anode, blijkt er een sterk significant verschil ( $\chi^2 = 14,65$ ,  $df = 2$ ,  $p = 0,00066$ ,  $\alpha = 0,05$ ) te zijn. Tijdens het uitvoeren van de bevissingen werd waargenomen dat de kwabaaljuvenielen vaker platgeslagen waren bij het vissen met 300 V en een anode van 10 cm.

Ook het effect van de diameter van de anode kan worden afgeleid van Figuur 40, namelijk door beide niveaus zowel in boxplot 1 als boxplot 3 onderling te vergelijken met elkaar. Zowel bij een spanning van 50 V als van 200 V is er weinig verschil waar te nemen in de vangst van kwabaaljuvenielen tussen de twee anodediameters. Ook het testen van de hypothesen toont aan dat er geen significant verschil ( $\chi^2 = 0,019$ ,  $df = 1$ ,  $p = 0,89$ ,  $\alpha = 0,05$ ) is tussen de vangst met een anode van 10 cm en een anode van 30 cm bij een spanning van 50 V, noch bij een spanning van 200 V ( $\chi^2 = 0,41$ ,  $df = 1$ ,  $p = 0,52$ ,  $\alpha = 0,05$ ).

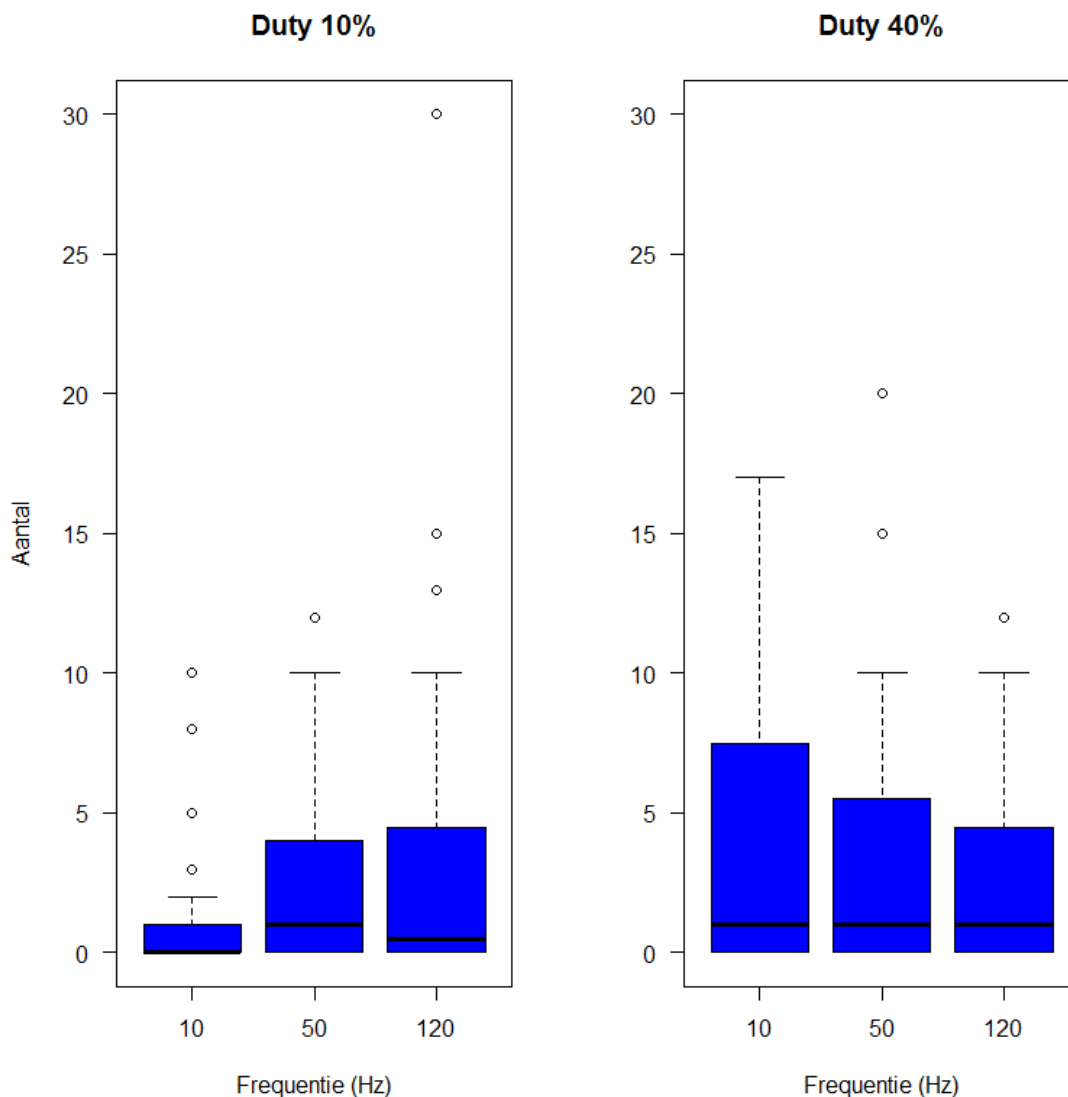


Figuur 40 Aantal gevangen kwabaaljuвениelen met verschillende spanning (50 V, 200 V, 200 V of 300 V) en anodediameter (10 cm en 30 cm). Tijdens deze test werd gevist met gelijkstroom en bedraagt de Duty Cycle 100%.

Figuur 41 geeft het aantal gevangen kwabaaljuвениelen weer bij het vissen met gepulseerde gelijkstroom met een bepaalde frequentie en duty cycle. Zowel bij het vissen met een duty cycle van 10% als met een van 40% is een patroon te zien waarbij de mediaan hoger is naarmate de frequentie stijgt. De variatie in vangstaantal neemt echter eveneens toe. Uit het hypothese testen komt naar voor dat er geen significant verschil ( $\chi^2 = 1,70$ ,  $df = 2$ ,  $p = 0,43$ ,  $\alpha = 0,05$ ) is in vangst tussen de verschillende frequenties wanneer werd gevist met een duty cycle van 40%. Ook wanneer werd gevist met een duty cycle van 10% was geen significant verschil ( $\chi^2 = 4,47$ ,  $df = 2$ ,  $p = 0,11$ ,  $\alpha = 0,05$ ) waar te nemen tussen de frequenties.

De vangst van kwabaaljuвениelen lijkt vrijwel gelijk wanneer wordt gekeken naar het verschil in duty cycle bij een bepaalde frequentie. De mediaan verschilt slechts één of enkele eenheden. Uit het hypothese testen blijkt echter dat het verschil in aantal gevangen kwabaaljuвениelen in duty cycle bij het vissen met een frequentie van 10 Hz sterk significant verschilt ( $\chi^2 = 8,14$ ,  $df = 1$ ,  $p = 0,0043$ ,  $\alpha = 0,05$ ). Dezelfde vergelijking bij 50 Hz en 120 Hz is niet significant volgens de Kruskal Wallis test (respectievelijk  $\chi^2 = 0,28$ ,  $df = 1$ ,  $p = 0,59$ ,  $\alpha = 0,05$ ;  $\chi^2 = 0,00$ ,  $df = 1$ ,  $p = 1,00$ ,

$\alpha = 0,05$ ). Tijdens het uitvoeren van de bevissingen werd opgemerkt dat de juvenielen over het algemeen beter werden aangetrokken tot de anode bij het vissen met een duty cycle van 40% dan bij 10%.



Figuur 41 Aantal gevangen kwabaaljuvenielen bij gepulseerde gelijkstroom met enerzijds verschillende frequenties (10, 50 en 120 Hz) en anderzijds verschillende duty cycle (10% en 40%). Tijdens deze test werd gevist met gepulseerde gelijkstroom bij 200 V en met een anode met diameter 30 cm.

Uit de resultaten blijkt dat er een significant verschil is in aantal gevangen kwabaaljuvenielen tussen 50 V en 200 V indien gevist met een anode van 10 cm, alsook tussen duty cycle 10% en 40% wanneer gevist werd bij 10 Hz. Dit zou erop kunnen wijzen dat hoe hoger de spanning in het geval van gelijkstroom, of hoe hoger de duty cycle bij gepulseerde gelijkstroom, hoe efficiënter de vangst van kwabaaljuvenielen. Deze trend is echter niet over de gehele lijn zichtbaar. De diameter van de anode en frequentie hebben volgens de resultaten geen invloed op het aantal gevangen juvenielen. Dat er geen significant groter aantal juvenielen werd gevangen met de anode van 10 cm druist enigszins in tegen de verwachtingen. De kleinere diameter laat hoe dan ook in het veld meer toe om potentiële verstoppieplekjes te bemonsteren, waardoor het de moeite blijft dit anodetype te overwegen.



Ondanks het erg hoge aantal uitgevoerde puntbevissingen is de variatie in de resultaten groot. Deze variatie in de resultaten is vermoedelijk te wijten aan de grote variatie in kwabaaljuvnielendistributie over de vijver. Langs de kanten van de vijvers was er niet alleen een dieptegradiënt, maar kwamen ook verschillende habitattypes zoals riet, waterplanten en stenige bodem voor. Om de invloed hiervan op de vangstefficiëntie te achterhalen, werden te weinig puntbevissingen uitgevoerd.

Soms werd een zeer goede aantrekking van de door de electriciteit verdoofde individuen naar de anode waargenomen, in andere punten niet. Om het hoge aantal staalnames te kunnen uitvoeren, was het nodig om dezelfde punten meerdere malen te bevissen. Omdat een voormalige bevissing invloed kan hebben op de daaropvolgende, werd een halve dag tijd tussen de bevissingen op een bepaalde locatie voorzien. Desondanks was er in de namiddag toch een mogelijks verschil waar te nemen vanwege de bevissing 's morgens. In een punt waar met 100 V en een anode van 30 cm werd gevist werd slechts één individu gevangen, terwijl kort daarvoor met 200 V maar liefst 13 juvenielen naar boven kwamen. Hieruit kan worden afgeleid dat het herhaaldelijk bevissen een grote invloed heeft op de juvenielen.

Uit deze studie komt bijgevolg geen optimale combinatie van instellingen naar voor om kwabaaljuvnielen op een efficiënte manier te gaan vangen in de Vlaamse waterlopen. Een veel besproken en recente techniek om de visstand in rivieren te bemonsteren is eDNA. Hierbij dient slechts een waterstaal te worden genomen op de te bemonsteren locatie waarna het water genetisch wordt geanalyseerd. Met behulp van eDNA zou kunnen worden aangetoond of er al dan niet kwabaal aanwezig is. Ook de biomassa zou op die manier kunnen worden in kaart gebracht. De methode laat echter niet toe om de afmeting van de aanwezige individuen te achterhalen. Reeds enkele jaren werden kwabaallarven met het blote oog waargenomen in een poel aan de Asbeek. Echter is het doorzoeken van grote overstromende weilanden en meerdere locaties tijdsroevend. Bovendien is de kans groot dat de larven niet worden gespot ondanks hun aanwezigheid. Ze kunnen zich namelijk erg lokaal en talrijk ophouden. Bijgevolg blijft elektrisch vissen nog steeds noodzakelijk om de lengtefrequentiedistributie van vissoorten te kennen in een waterloop, en kennis omtrent de natuurlijke recrutering te verwerven.

#### **2.1.4.4 Conclusie**

De meest optimale instellingen bij het elektrisch vissen naar kwabaaljuvnielen komt in deze studie niet naar voor. Dit vanwege de grote variatie op de resultaten, veroorzaakt door de hoge habitatdiversiteit op de studielocatie. Het lijkt er op dat een hogere spanning en een hogere duty cycle een positieve invloed hebben op de vangstefficiëntie. Uit de resultaten komt niet naar voor dat de anodediameter, noch de frequentie een effect hebben op de aantallen gevangen kwabaaljuvnielen.

#### **2.1.5 Uitvoeren van een verkenning van potentiële sites voor de paai van kwabaal en de opgroei van juvenielen in het stroomafwaarts gelegen deel (Sigma-gebied) van de Grote Nete.**

##### **2.1.5.1 Situering**

De Schelde en haar zijrivieren staan tot ver landinwaarts onder invloed van de getijden van de Noordzee. Dit kan lijden tot gevaarlijk hoge waterstanden en zelfs overstroming van de rivier bij extreme weersomstandigheden. Het geactualiseerde Sigmaplan heeft als doel het creëren van meer ruimte aan de rivieren om te stromen rekening houdend met de klimaatverandering, alsook het verwezenlijken van Europese natuurdoelen voor Vlaanderen. Door de Scheldenatuur te herstellen, wordt geholpen Natura 2000 netwerk te realiseren. Europa legde



namelijk twee richtlijnen op aan de lidstaten, zijnde de Vogelrichtlijn en de Habitatrichtlijn. Alle lidstaten dienen beschermingszones af te bakenen waar Europees beschermde dieren en leefgebieden in stand kunnen worden gehouden. In de Vallei van de Grote Nete wordt onder andere bedoeld op het herstellen en creëren van habitat voor roerdomp, porseleinhoen, kwartelkoning en bever (SigmaPlan.be). Ook kwabaal zou in dit rijtje kunnen worden opgenomen. Hieronder wordt een beschrijving gegeven van de eisen die kwabaal stelt naar diens habitat. Daarna volgen mogelijke herstelmaatregelen in de Sigmagebieden.

### 2.1.5.2 Kwabaal

In de jaren '50 en '60 van de vorige eeuw is de kwabaal verdwenen uit onze waterlopen (persinfo Koen Van Muylem 2010). Volgens Stapanian et al. (2009) zijn de meest wezenlijke oorzaken van de achteruitgang van kwabaalpopulaties wereldwijd o.a. verontreiniging, verstoring van het habitat, klimaatsverandering, invasieve soorten, ecologische interacties en overexploitatie. Daarvoor kwam deze soort nagenoeg overal in Vlaanderen voor. Sinds 2005 wordt kwabaal uitgezet op de Grote Nete in het kader van een herintroductie (Galle & Van Thuyne 2012). Tijdens de monitoring in 2009 en 2012 werd deze soort aangetroffen ter hoogte van Balen (aan de Hoolstmolen) en Meerhout (aan de Molsebaan). Ook in 2014 werd kwabaal aangetroffen stroomopwaarts van de stuw in Meerhout. Echter was de dichtheid van de aangetroffen kwabaal telkens laag.

In 2010 werd voor het eerst een juveniele kwabalen aangetroffen in de Grote Nete, waaruit kan worden afgeleid dat de uitgezette adulten niet alleen aanwezig blijven, maar er ook in slagen zich succesvol voort te planten. In 2014, 2015 en 2016 werden in een poel die bij hoogwater in de winter in verbinding komt met de Asbeek, kwabaal larven gevonden. Er werd echter nog geen voortplanting van kwabaal waargenomen boven de Hoolstmolen.

#### Algemene eisen

De kwabaal komt zowel voor in stromende wateren als in stilstaande wateren (Bonar et al. 2000). De soort is **koudwaterminnend** en schemeringsactief. De (sub)adulte dieren leven vooral op de bodem. Overdag verschuilen ze zich. Bijgevolg hebben ze nood aan veel **schuilplaatsen** zoals holle oevers, uitgesleten geulen, dood hout, stenen, boomwortels of macrofyten. '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 1967) of een lengte van 10 of 20 cm staat er ook vis op het menu (Ryder en Pesendorfer 1992, Müller 1961). 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 2000). De paai zou worden getriggerd door specifieke omgevingscondities waaronder vooral de watertemperatuur (Hardy et al. 2008). In de literatuur spreekt men meestal van **paaitemperaturen** tussen 0 en 4 °C (Müller 1960, Harsányani en Aschenbrenner 1992). Toch wordt er ook melding gedaan 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 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 ( $\beta$ -mesosaproob tot  $\alpha$ -mesosaproob) water. 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). Ook verzuring vormt een probleem voor kwabaal, vooral tijdens de ei-ontwikkeling. Algemeen kan worden gesteld dat een pH-waarde onder 6 voor problemen kan zorgen. Uiteraard is pollutie met allerlei 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.

Omwillen van haar verregaande specialisatie is de kwabaal 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. 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). Verlaging van het grondwaterniveau zorgde er naast een verdroging van de oorspronkelijke waterrijke uiterwaarden ook voor dat er minder grondwaterinstroom is in de waterloop waardoor de kwabalen in de zomer een bescherming tegen hoge watertemperaturen verliezen. 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.

Daarenboven zorgden de aanwezigheid van **migratiebarrières** naast de laterale versnippering ook voor longitudinale versnippering binnen en tussen de waterlopen, waardoor de kwabaal potentieel geschikte paaigronden niet meer kon bereiken en de soort achteruitging. De kwabaal is over het algemeen sedentair maar in de herfst/winter trekt hij kleine zijriviertjes, beekjes, afwateringsgrachtjes en nevengeulen 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 cilindrisch lichaam heeft de kwabaal een lage zwemcapaciteit en uithouding, zelfs de grote vissen kunnen zich maar 10 min handhaven in een stroming van 25 cm/s of meer (Jones et al. 1974).

### **Eisen omtrent paaihabitat**

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 113-300 m<sup>3</sup>/s met een gemiddelde van 176 m<sup>3</sup>/s gedurende minimum 90 dagen tussen midden november en midden februari nodig is voor een succesvolle paaimigratie en dus ook paai in de Kootenai River te Idaho, USA. 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.





Na enige tijd worden de larven **pelagisch**. Het is van cruciaal belang dat de larven zich in ondiep (< 20 cm), (bijna) stilstaand water bevinden anders kunnen de kleine 'hulpeloze' larven het wateroppervlak onmogelijk bereiken om lucht te happen en gaan ze verloren (Harsányani en Aschenbrenner 1992). 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 larven zijn pelagisch en zwemmen in scholen niet te ver van de waterkant (Ryder & Pesendorfer 1992). De kwabaallarven zelf voeden zich vooral met copepoden en watervlooien. De larven hebben in het begin erg veel voedsel nodig en een groot aanbod aan **(zoö)plankton** is dus van cruciaal belang voor een goede overleving (Miller et al. 1988). Over het algemeen zijn overstromingsgebieden rijk aan zoöplankton, dat goed gedijt in het snel opwarmende water (Van Kessel et al. 2012).

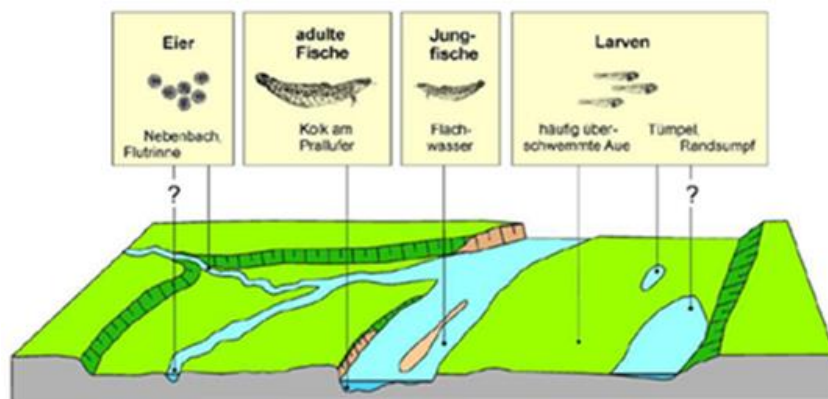
We kunnen dus besluiten dat voor een goede overleving en groei van de 'hulpeloze' pelagische kwabaallarven de beschikbaarheid van een water dat:

- 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** (Figuur 6, Figuur 7) 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 overstromd 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. Ook Koporikov en Bogdanov (2011) stelden vast dat overstromde 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 opgroei habitat 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. Hierbij kunnen de meren dienst doen als opgroei habitat voor kwabaallarven. Het is dus duidelijk dat kwabaallarven vooral gebruik maken van 'off channel' habitats, d.w.z. habitats buiten de hoofdloop zelf.





Figuur 42 Habitatgebruik van de kwabaal gedurende zijn leven (uit Bunzel-Drüke et al. 2004a).

Figuur 42 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 overstroomd 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.

Vanaf een lengte van 1,5 cm (Ghan en Sprules 1993) tot 3 cm (Hochleithner 2002, Müller 1961) **metamorfoser** de kwabaallarven. Afhankelijk van de omgevingsomstandigheden vindt dit plaats rond eind maart/begin april. 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 (1,5 m diep) met een dense ondergroei van macrofyten gaan. 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 van schuilplaatsen. 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.





Figuur 43 Overstromingsvlakte (foto: Daniel E. Levenson).



Figuur 44 Overstromingsvlakte (foto: Jan Kranenbarg).

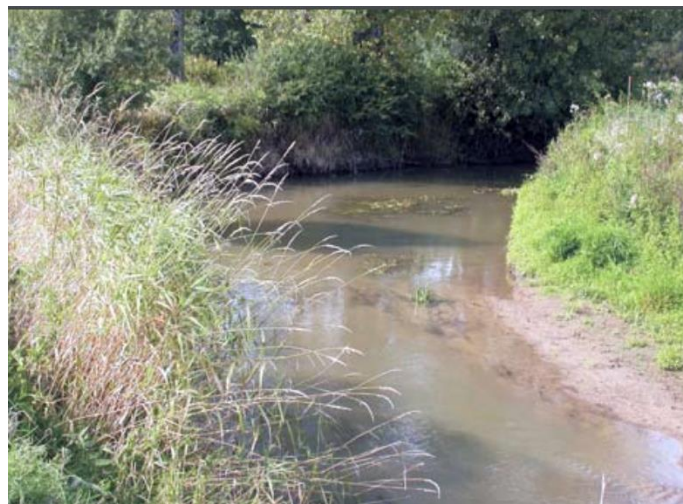
### Habitat-eisen voor adulte kwabaal

Na de metamorfose trekken de benthische kwabaaljuvenieltjes zich terug naar de hoofd- en zijloop. Daar vertoeven deze initieel nog een tijdje in de ondiepe, warmere litorale zones, waarna ze afzakken naar diepere delen van de waterloop (1,5 m diep) met een dense ondergroei van macrofyten (Figuur 45, Figuur 46). De juveniele en adulte kwabalen stellen minder eisen in verband met stroming en diepte in vergelijking met de jongere stadia. Een goede **waterkwaliteit** en voldoende zuurstof is vereist, alsook voldoende **schuilplaatsen** (dood hout, stenen en waterplanten).





Figuur 45 Kwabaal (foto: Kees Fransen).

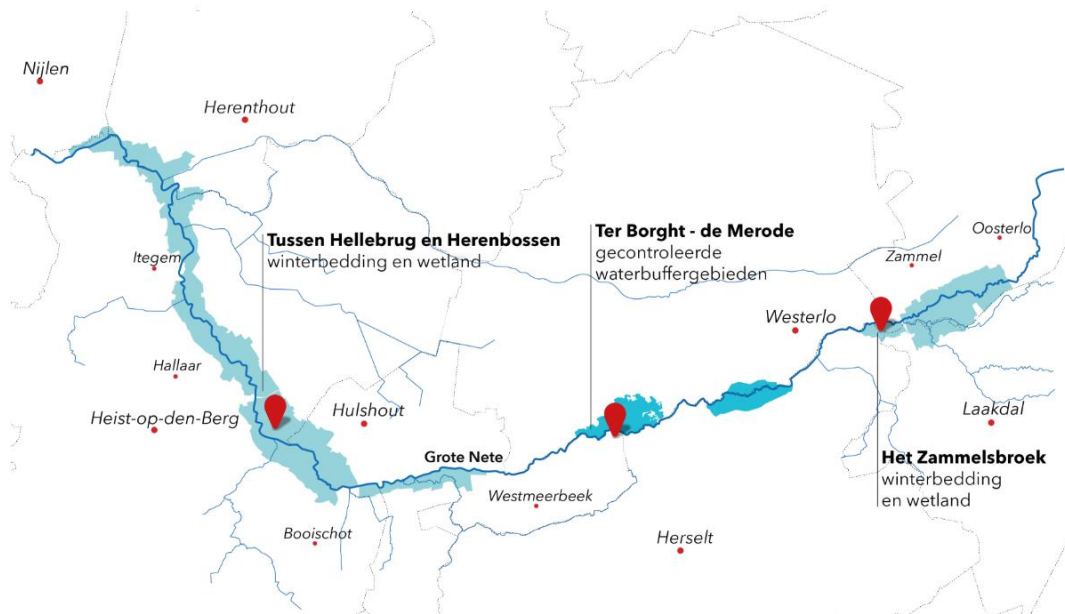


Figuur 46 La Bar, de enige rivier in het Franse stroomgebied van de Maas met een omvangrijke kwabaalpopulatie (foto: Johan Coeck).

### 2.1.5.3 Geplande ingrepen Sigma Grote Nete

In de Vallei van de Grote Nete staan binnen het Sigmaplan (Figuur 47) reeds verschillende ingrepen gepland om de regio tegen overstromingen te beschermen en tegelijk natte natuur te laten ontwikkelen. De winterbedding zal worden hersteld en het grondwaterpeil verhoogd met behulp van rivierdrempels. Rietkragen zullen zich ontwikkelen langs de oevers en overgaan in natte graslanden. In deze biotoop voelen veel zeldzame diersoorten zoals de roerdomp, porseleinhoen, kwartelkoning, rivierdonderpad en bever zich thuis. Ook voor kwabaal kunnen bepaalde herstelmaatregelen in dit gebied een verschil maken.





Figuur 47 Sigmaplangebieden langs de Grote Nete (bron Sigmaplan.be).

De winterbedding van de rivier zal worden hersteld door bepaalde dijken te verlagen waar mogelijk. Hierdoor zal er meer overstromingsruimte worden voorzien en kan de rivier veilig overstromen. De winterbedding maakt gebruik van het natuurlijke reliëf, dat langs de Grote Nete geleidelijk aan oploopt in de richting van het achterland, om het water veilig te bergen. Op sommige plaatsen is dat reliëf ontoereikend en zullen maatregelen worden voorzien om laaggelegen huizen en wegen af te schermen. Het water blijft in de winterbedding tot het op natuurlijke wijze terug naar de rivier stroomt, in de grond dringt of verdampt (Sigmaplan.be).

Op de bodem van de Grote Nete zullen op bepaalde plaatsen drempels worden voorzien om het grondwaterpeil met enkele centimeters te verhogen. Zo kan er ook in droge periodes natte riviernatuur groeien. Daarbovenop zal de open verbinding tussen de zijwaterlopen en de Grote Nete worden hersteld door de dijk en uitwateringsconstructies weg te nemen. Deze ingreep wordt enkel uitgevoerd tussen Hellebrug en Herenbossen en Zammelsbroek, waar dit geen wateroverlast met zich mee zal brengen. Deze drempels zullen geen knelpunt vormen voor vispassage, maar wel voorzien worden van steen om als habitat te kunnen fungeren voor o.a. rivierdonderpad.

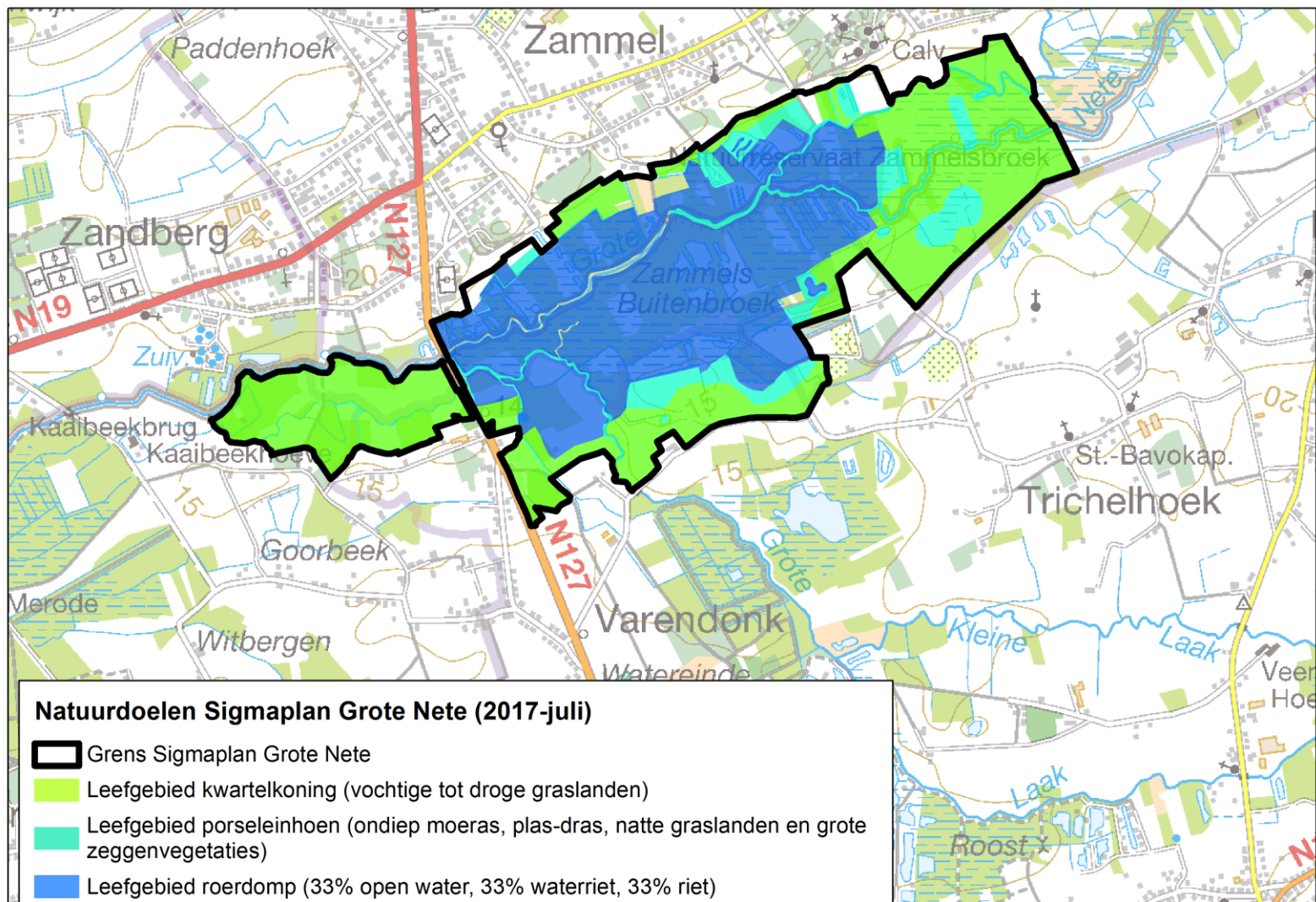
Heden bestaan de mondingen van zijlopen in de Grote Nete nog vaak uit buizen voorzien van kleppen, waardoor vispassage wordt verhinderd. Door het herstel van de verbindingen tussen de zijwaterlopen en de Grote Nete kunnen vissen zich weer vrij bewegen en krijgt de rivier haar natuurlijke overstromingsdynamiek terug. Op verschillende plaatsen zal de dijk die zich bevindt tussen de Grote Nete en de vallei, worden verwijderd.

In de afbeeldingen (Inrichting Sigmaplan Grote Nete, toestand september 2018 (Wim Mertens)) hieronder wordt per deelgebied aangeduid naar welk thabitattype wordt gestreefd (Figuur 48, Figuur 49, Figuur 50, Figuur 51). De ingrepen zouden worden uitgevoerd in functie van het habitatherstel voor roerdomp (RD), porseleinhoen (PH) en kwartelkoning (KK). Voor deze vogelsoorten wordt respectievelijk permanent nat (RD), van winter tot voorjaar nat (PH), en permanent droog (KK) gebied voorzien. De figuren geven de meest recente plannen weer. De precieze ligging van de verschillende habitattypes kan nog wijzigen, maar de hoeveelheid oppervlakten voor elk habitat zal ligt reeds vast. De blauwe (RD) en blauwgroene (PH) zones op

de kaarten bieden het meeste potentieel voor kwabaal. Deze tonen namelijk waar open water en ondiepe vegetatierijke landen zullen worden voorzien respectievelijk.

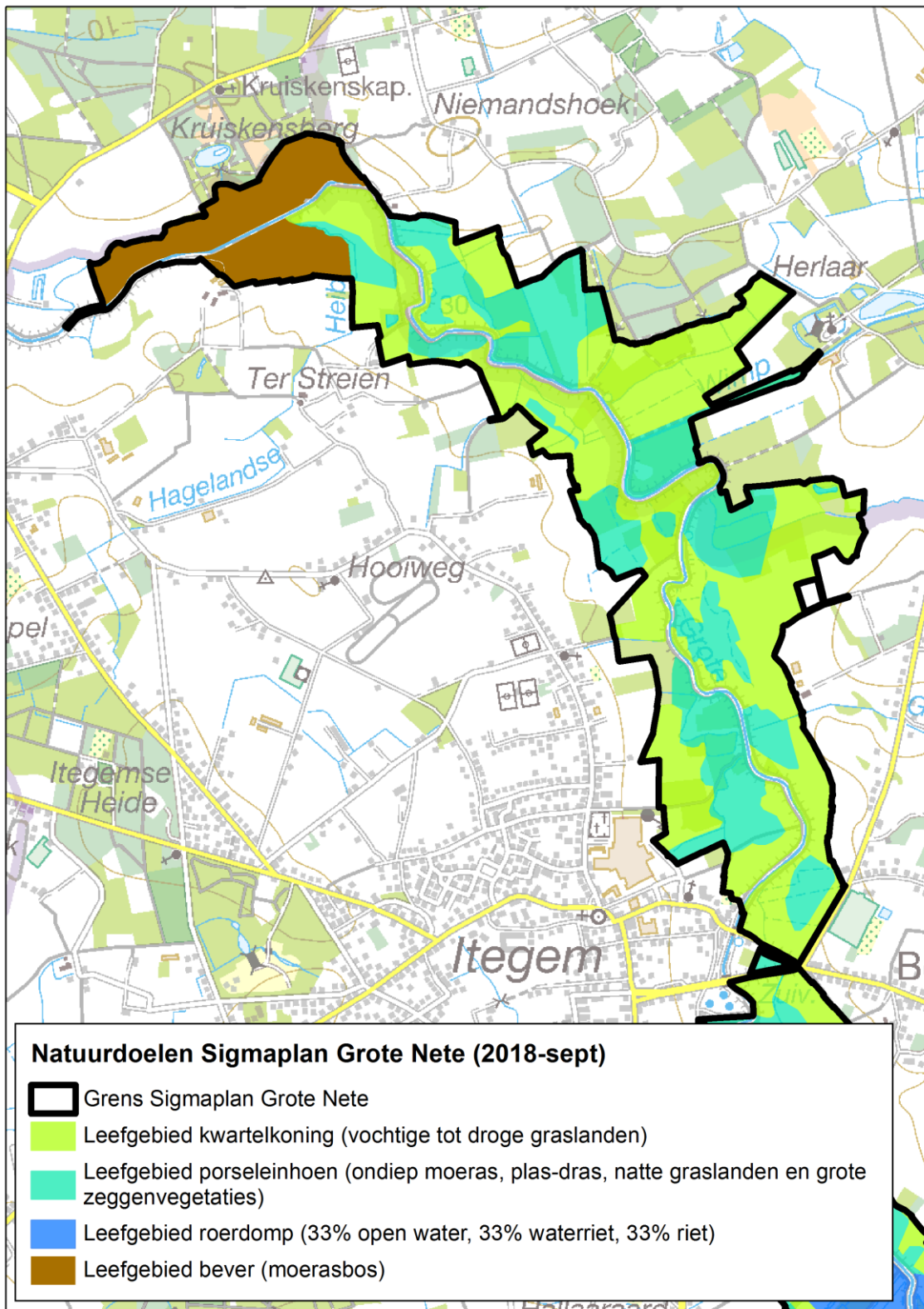




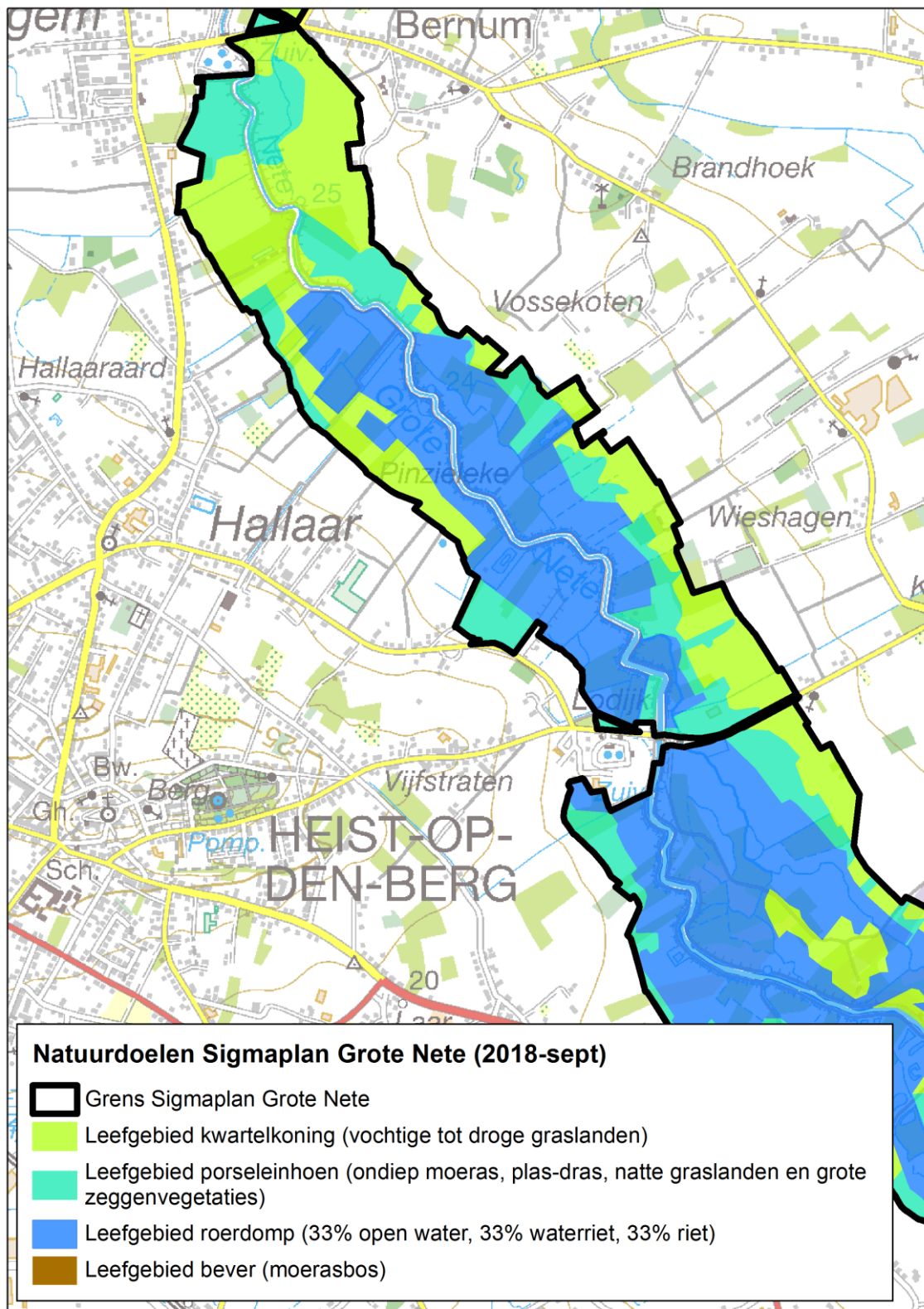


Figuur 48 Natuurdoelen Sigmaplan Grote Nete te Zammels Buitenbroek (Inrichting Sigmaplan Grote Nete, toestand september 2018 (Wim Mertens)).



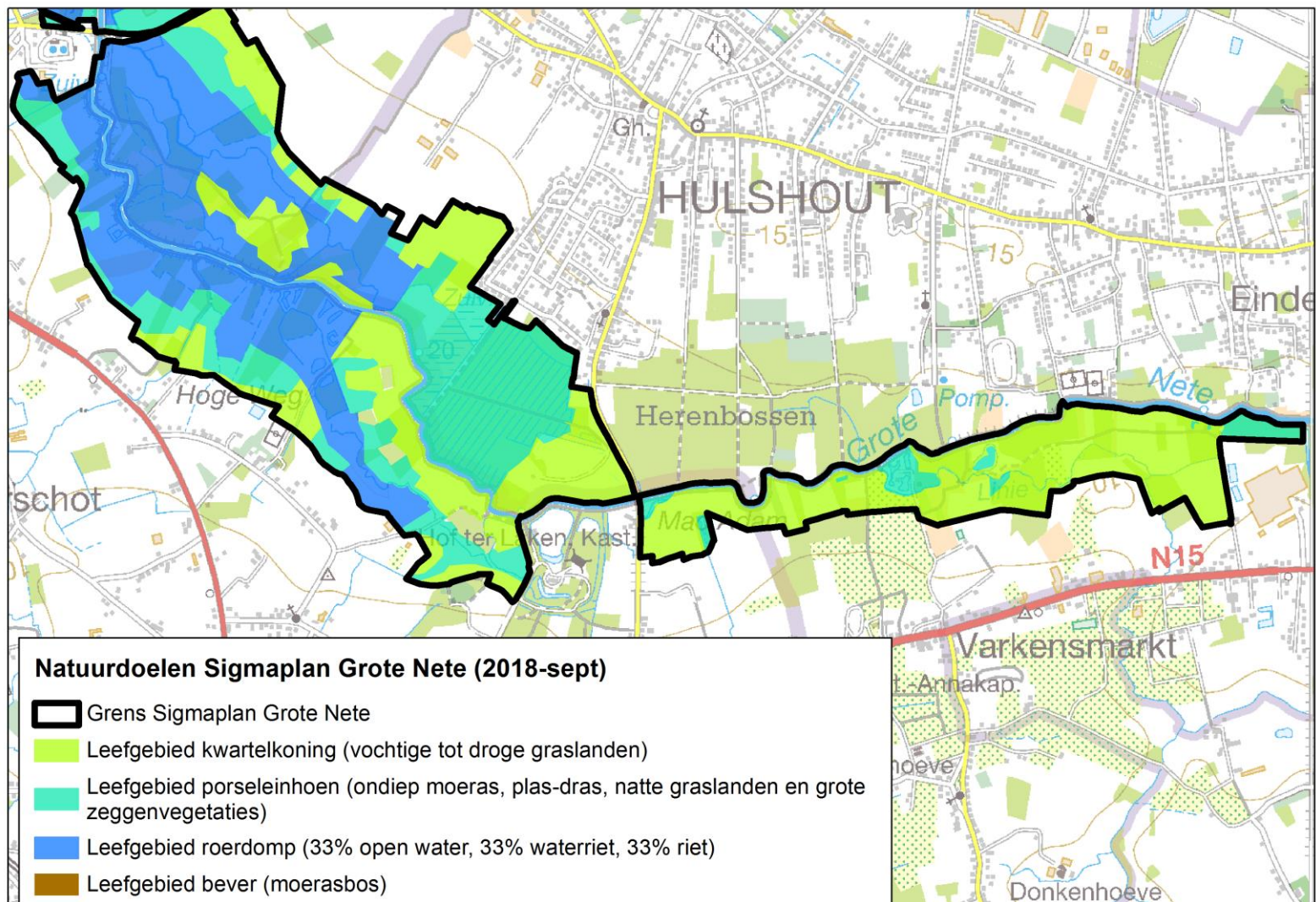


Figuur 49 Natuurdoelen Sigmoplan Grote Nete te Itegem (Inrichting Sigmoplan Grote Nete, toestand september 2018 (Wim Mertens)).



Figuur 50 Natuurdoelen Sigmaplan Grote Nete te Heist-op-den-Berg (Inrichting Sigmaplan Grote Nete, toestand september 2018 (Wim Mertens)).





Figuur 51 Natuurdoelen Sigmoplan Grote Nete te Hulshout (Inrichting Sigmoplan Grote Nete, toestand september 2018 (Wim Mertens)).

#### 2.1.5.4 Algemene herstelmaatregelen met het oog op kwabaal

Het herstel van morfodynamische processen in de waterloop 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).

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

Wanneer herstel van overstromingsvlakten 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 opgroei-habitat voor de uitgezwommen kwabaallarven. Wanneer deze poelen, door het ontbreken van geschikt paa habitat in de hoofd- en zijlopen, naast opgroei-habitat ook als paaplaats 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 laag worden gehouden en kan zich een grazige vegetatie ontwikkelen die ideaal is voor kwabaallarven (cfr. overstromde weilanden als ideale kinderkamers voor kwabaal) en voor een goede planktonontwikkeling in het voorjaar.

Naast de laterale ontsnippering 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 paaigronen. 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 (Friederich en Arzbach 2002).

#### 2.1.5.5 Maatregelen voor kwabaal in Sigma Grote Nete

De maatregelen die momenteel staan gepland voor porseleinhoen (PH) en kwartelkoning (KK) in het Sigma gebied van de Grote Nete komen reeds vrij goed overeen met de aanpassingen die zouden moeten gebeuren in functie van kwabaal. **Porseleinhoen** heeft namelijk nood aan gebieden die waterhoudend zijn van februari tot begin mei. Ze prefereren ondiepe (20 tot 40 cm) en voedselrijke wateren met een goede waterkwaliteit en veel oevervegetatie. De vegetatie moet echter één maal gemaaid worden om de twee tot vier jaar om wat openheid te behouden (Figuur 52). In het gebied zullen vijvers worden gegraven en opgeschoond, rasters en greppeldammen worden verwijderd om de passeerbaarheid te verhogen, en struwelen en bomenrijen worden verwijderd op verschillende plaatsen.

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

Het **ontbossen** van het gebied en het enigszins open houden van de litorale zone is tevens van belang voor kwabaal. Schaduwrijke plekken leiden namelijk tot te weinig zonlicht en bijgevolg een gebrek aan voedsel voor de pelagische larven. Samen met zonlicht zorgt ook de betreding en bemesting door vee voor voedselrijk water. Het begrazen van de weilanden zou PH en KK niet ten goede komen volgens het rapport van Witteveen & Bos (2016). Voor kwabaal zou dit wel gunstig zijn, maar mogelijk niet essentieel.

Het voorzien van **grachten en vijvers** die **lang waterhoudend** zijn, zal ook de kwabaal ten goede komen. Echter is het voor deze koudwaterminnende vis van belang dat de systemen onder water staan en in contact komen met de waterlopen vanaf begin december. Dit geeft de adulten de mogelijkheid om het gebied op te trekken en er te paaien. Daarnaast moet het water geleidelijk kunnen terugtrekken naar de waterloop waarbij de larven of juvenielen de kans krijgen om de waterlijn te volgen. Indien dit niet mogelijk is, zullen de nakomelingen op het droge belanden en sterven.

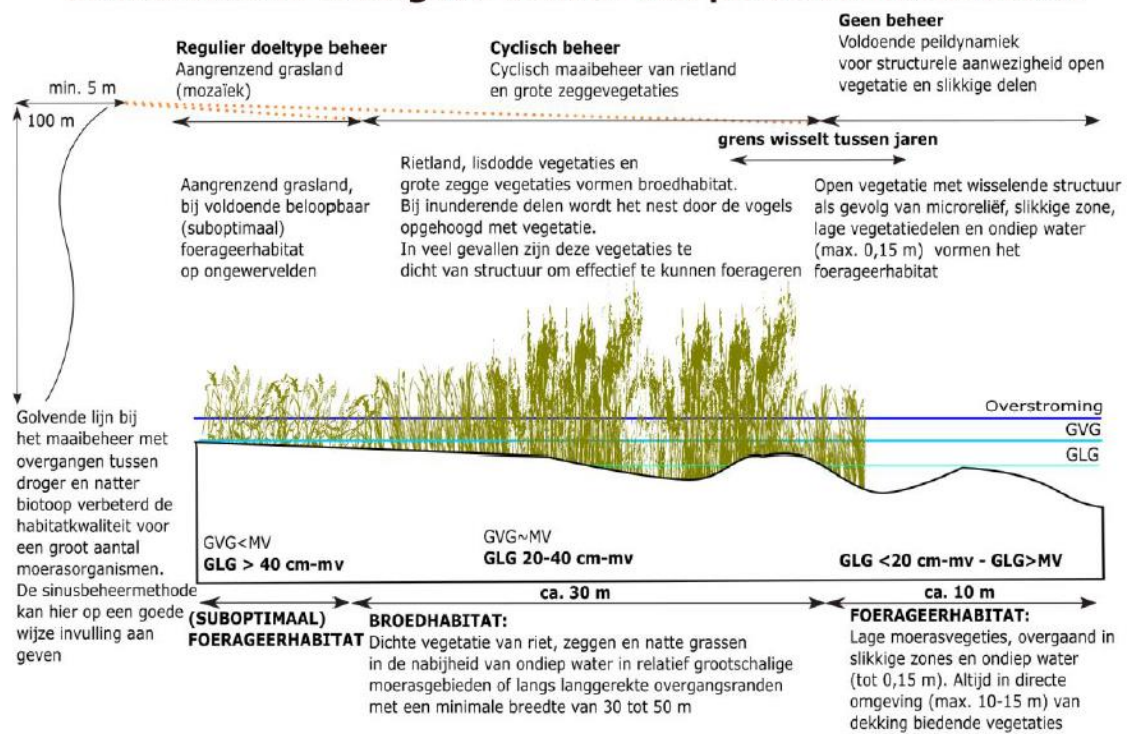
Wanneer de grachtjes gevuld staan met nagenoeg stilstaand water zal sedimentatie van fijne partikels optreden. Ondiepe plaatsen zullen daarom snel ophogen en poeltjes zullen worden afgesloten. Om deze reden zullen de grachtjes moeten worden **beheerd**. Het is van groot belang dat de grachtjes naar de poeltjes open zijn vóór de winter. Het beheer zou daarom best plaatsvinden in het najaar, zodanig dat de poeltjes bereikbaar zijn tegen begin december. Voor de opgroei en overleving van de kwabaallarven is het van groot belang dat de poeltjes lang genoeg onder water staan. Daarna (vanaf april) zou de verbinding tussen de waterloop en poeltjes passeerbaar moeten zijn voor de juvenielen die dan terugkeren naar de waterloop (Figuur 53). Wanneer dit nodig is en hoe cruciaal dit is, is niet goed gekend. **Monitoring** hiervan zou daar een antwoord op kunnen bieden.

Daarnaast moeten ook **migratieknelpunten** worden opgelost. Idealiter wordt de dijk op zo veel mogelijk plaatsen her en der neergehaald om het water via de natuurlijke dynamiek in de overstromingsvlakten te laten stromen (Figuur 54Figuur 55Figuur 56Figuur 57). Hierdoor zou adulte kwabaal de mogelijkheid krijgen het gebied op te trekken zonder problemen. Indien dit niet mogelijk is, moeten op zijn minst de kleppen van de buizen worden verwijderd. Of de kwabaal door de buizen zou zwemmen is niet met zekerheid te zeggen.

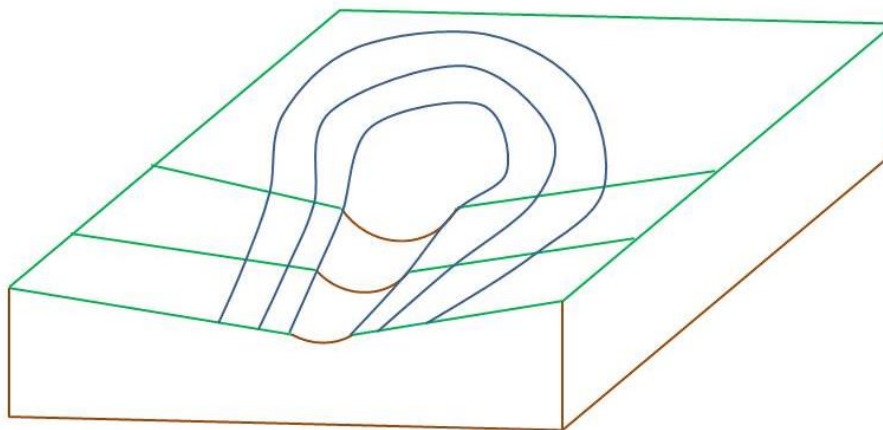




## Schematische weergave beheer van porseleinhoenhabitat



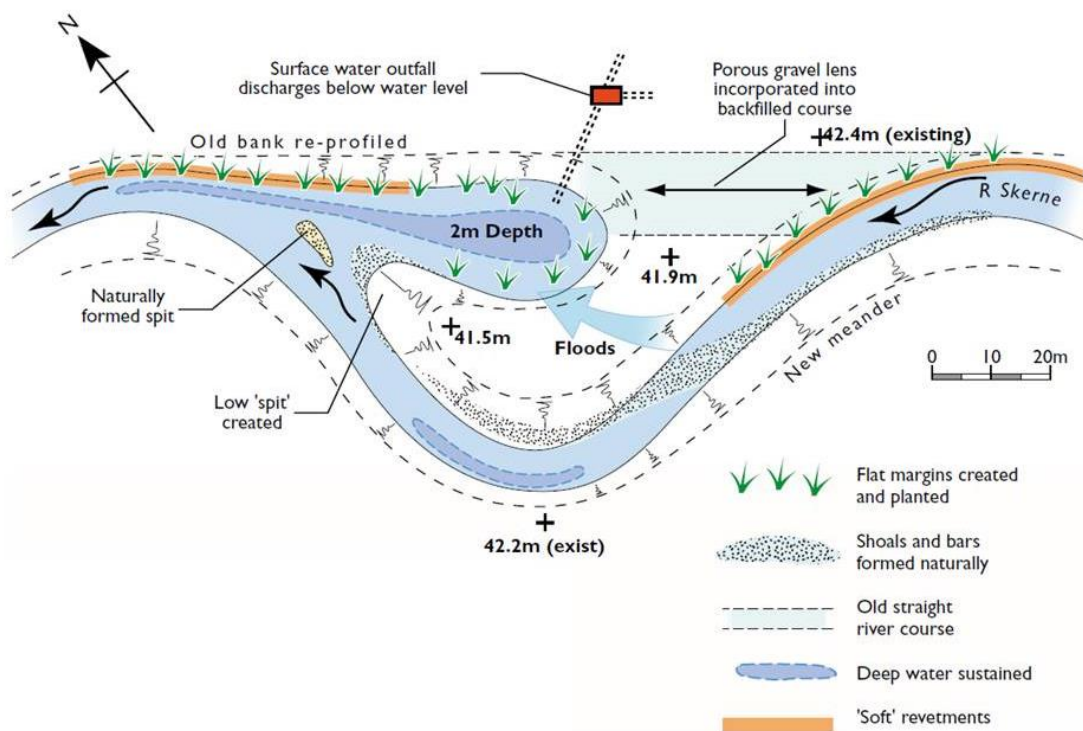
Figuur 52 Voorgestelde beheer van porseleinhoenhabitat in Sigma Grote Nete (bron Witteveen & Bos 2016, buitengewoon groenprojecten).



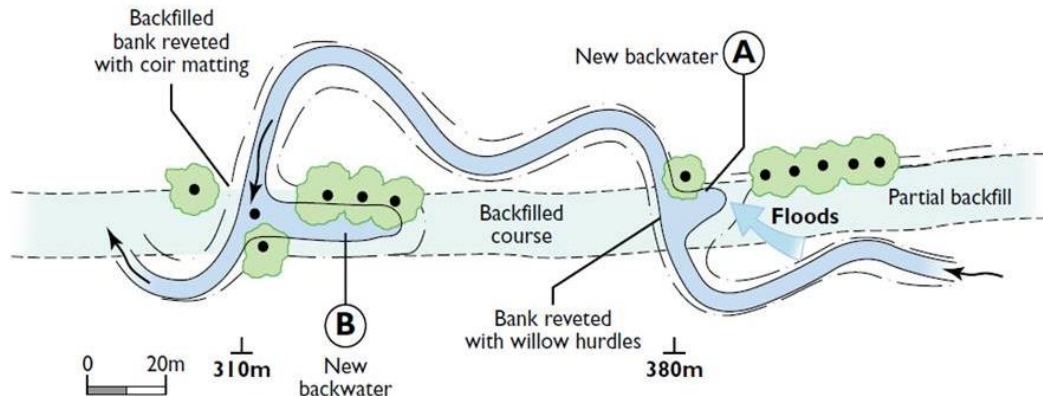
Figuur 53 Dwarsdoorsnede van een zijgracht ter hoogte van diens monding in de hoofdloop. De vlakte helt lichtjes af naar de gracht toe waardoor water geleidelijk terugtrekt bij dalend waterniveau. De blauwe lijnen geven verschillende waterniveaus weer.



Figuur 54 Schema waterloop en overstromingsvlakte (figuur: natuurkennis.nl).



Figuur 55 Waterloop voorzien van poelen met stilstaand water en mogelijkheid tot het vormen van een overstromingsvlakte (figuur uit "Manual of River Restoration Techniques").



Figuur 56 Een waterloop met plaatsen waar het water stilstaat of nagenoeg stilstaat (figuur uit “Manual of River Restoration Techniques”).



Figuur 57 Stilstaand waterdeel A van Figuur 52 (foto uit “Manual of River Restoration Techniques”).

### 2.1.5.6 Aanbevelingen

De maatregelen die reeds op de planning staan zoals ontbossen en openhouden van het gebied, alsook het voorzien of verbeteren van grachten en (tijdelijk) met de waterloop geconnecteerde poelen zou de kwabaal in Vlaanderen zeker ten goede komen. Er dient wel opgelet te worden dat de poelen en overstroomde vlaktes waterhoudend zijn in de voor kwabaal meest cruciale periode (dit is van begin december tot eind april). Tevens moeten de juvenielen na hun ontwikkeling naar de waterloop kunnen terugkeren alvorens het waterlichaam waarin ze zich bevinden, droog komt te vallen. Ook migratieknelpunten voor vis dienen te worden opgelost, zodat adulte kwabaal de paailocaties kan optrekken in de winter.



## 2.1.6 Evaluatie maatregelen en verdere aanbevelingen Heynsbergen



Figuur 58 Het weiland te Heynsbergen (situatie februari 2018).

### 2.1.6.1 Inleiding

Aan het einde van de doodlopende weg Heynsbergen te Balen bevindt zich een weiland dat grenst aan de Grote Nete. Doordat het weiland laaggelegen is, overstroomt het grotendeels in de winter. De drie grachten die haaks op de Grote Nete vertrekken en door het weiland lopen, zijn langdurig waterhoudend. Verder in het weiland ligt een depressie ter hoogte van een dode boom. Deze zone staat (nagenoeg) permanent onder water. Figuur 59 geeft een impressie van het gebied in februari 2018.



Figuur 59 De grachten en nabijgelegen zones zijn overstroomd (situatie in februari 2018).



Overstroomde weilanden zoals deze te Heynsbergen hebben veel potentieel als paai- en opgroeihabitat voor kwabaal (*Lota lota*). Kwabaal onderneemt een paaimigratie en paait rond de kerstperiode. Dit kan gebeuren in zijrivieren of op de overstromingsvlakten zelf. De eitjes en larven dienen daarna terecht te komen en te vertoeven op locaties waar

- nagenoeg geen stroming is
- ze desondanks niet terechtkomen onder bezinkend slib
- veel zon en (nagenoeg) geen schaduw
- veel voedsel (zooplankton)
- geen predatie
- geen concurrentie

aanwezig is. Overstroomde weilanden of (tijdelijk) met de waterloop geconnecteerde poelen voldoen het best aan deze eisen. Na het larvale stadium metamorfoserende de kleintjes in juvenielen. De juvenielen trekken vanaf april terug naar de zijlopen om dan naargelang de zomer vordert, terecht te komen in de hoofdlopen. De overstroomde weilanden dienen bijgevolg waterhoudend te zijn van november tot mei en mogen niet droogvallen alvorens zij opnieuw in contact komen met de waterloop.

#### **2.1.6.2 Aanbevolen verbeteringswerken te Heynsbergen**

Het weiland te Heynsbergen biedt zoals gezegd veel potentieel voor de reproductie van kwabaal. Er zijn echter nog verschillende aanpassingen nodig vooraleer er voortplanting kan worden verwacht.

#### **Verbinding tussen Grote Nete en weiland**

De grachten in het weiland staan haaks op de Grote Nete. De monding is voorzien van buizen die onder de verhoogde oeverwal duiken (Figuur 60). In 2017 werd het advies gegeven deze buizen open te maken om adulte kwabaal in de mogelijkheid te stellen het gebied op te zwemmen om er te kunnen paaien. De buizen werden voor de winter opengemaakt (persoonlijke communicatie Rudi Yseboodt). Tijdens het bezoek in februari 2018 bleken de buizen opnieuw voor een groot deel dichtgeslibd. Het lijkt er voorlopig dus op dat het openmaken van de buizen jaarlijks zou moeten gebeuren om de paai van de adulten toe te laten en de juvenielen de kans te geven opnieuw uit het gebied te zwemmen. Om deze reden zou het interessant zijn om na te gaan of de buizen zouden kunnen worden verwijderd en de monding van de grachten in de Grote Nete open te maken. Het is hierbij belangrijk dat er een verbinding komt met de Grote Nete voor begin december om de optrek van adulte kwabaal toe te laten. Daarna moet het gebied minstens deels waterhoudend blijven tot eind april, waarna het opnieuw in verbinding komt de waterloop. Een permanente verbinding is ook een goede optie, echter brengt dit vaak een hogere concurrentie en predatiedruk met zich mee.







Figuur 60 De monding van de grachten in de Grote Nete zijn voorzien van een buis onder de verhoogde oeverwal (situatie februari 2018).

### **Uitdiepen grachten**

Om de kwabaaljuvenielen de beste overlevingskansen te geven moeten de grachten in verbinding komen in de zomer met de Grote Nete, maar moeten ze ook voldoende waterhoudend blijven tot dat moment zich voordoet. Om te voorkomen dat de grachten te snel droog vallen na de winter, zouden de grachten kunnen worden verdiept. Hierbij dient de gracht dicht bij de monding in de hoofdloop smal te zijn. Weg van de hoofdloop zou de breedte en diepte van de gracht mogen toenemen. Ook is het omliggende stuk weiland idealiter wat afhellend naar de gracht maar ook naar de waterloop toe. De gracht kan dan op



diens beurt ook afhellend zijn naar de waterloop. Hierdoor zou bij hoger waterniveau een overstromingsvlakte ontstaan, maar is het voor de kwabaallarven gemakkelijker om bij dalend waterniveau mee te trekken richting de gracht. Mogelijks dient de monding jaarlijks of regelmatig opengemaakt te worden (Figuur 53).

### Oeverwal verlagen

Naast het openmaken van de connectie met de Grote Nete en het verdiepen van de grachten, zou ook het herstellen van de natuurlijke overstromingsdynamiek een gunstig effect hebben op kwabaal. Momenteel bevindt zich nog een onnatuurlijk hoge oeverwal tussen de hoofdloop en de grachten in het weiland (Figuur 58 en Figuur 61). Het verlagen van de oeverwal zou meteen ook het verwijderen van de buizen in de hand werken, waardoor de connectie tussen de Grote Nete en het weiland sterk zou verbeteren. De grachten zullen wel moeten worden verdiept om te garanderen dat het weiland voldoende lang waterhoudend blijft. Om het risico op te snelle ontwatering in het voorjaar te vermijden, kan ook voor een tussenoplossing geopteerd worden. Zo kunnen bijvoorbeeld twee buizen worden verwijderd, ter hoogte van deze verwijderde buizen wordt de oeverwal verlaagd en worden de grachten verdiept. Het andere deel blijft behouden. Hierdoor wordt iets dat lijkt op een backwater systeem gecreëerd (Figuur 55 en Figuur 56). Het nadeel hieraan is dat de kans bestaat dat het deel dat niet met de Grote Nete in verbinding komt, na verloop van tijd verlandt.



Figuur 61 Linksboven in beeld is de verhoogde oeverwal (situatie februari 2018).

### 2.1.6.3 Besluit

Door de verhoogde oeverwal naar het weiland toe te verlagen, krijgt de Grote Nete op die plaats weer ruimte om te overstromen. Deze overstromingsdynamiek is van groot belang voor de reproductie van kwabaal. De grachten in het weiland dienen diep genoeg te zijn om althans in het nodige tijds kader (begin december tot eind april) waterhoudend te zijn. Daarnaast is het ook van belang dat kwabaallarven en –juvenielen de kans krijgen om geleidelijk met de dalende waterspiegel mee te trekken. Hiervoor is het essentieel dat het weiland afhelt naar de gracht en de Grote Nete toe. Indien de afhelling richting de Grote Nete niet mogelijk is, maar deze naar de grachten toe wel, dan is het belangrijk dat de grachten het hele jaar door waterhoudend zijn en jaarlijks (in de winter wanneer de adulten optrekken om te paaien), in





contact komen met de waterloop bij hoge waterstanden (eventueel door middel van het jaarlijks openmaken van de connectie net voor de winter).

#### 2.1.6.4 Aanbevelingen

Idealiter wordt de oeverwal verlaagd, zodat de huidige buizen niet meer nodig zijn. De grachten moeten worden uitgediept zodanig dat deze van begin december tot eind april waterhoudend kunnen zijn. Er moet getracht worden (eventueel met behulp van jaarlijks beheer) dat de juvenielen na de ontwikkeling kunnen terugkeren naar de waterloop voordat het waterlichaam waarin ze zich bevinden droog valt.

## 2.2 ONDERZOEK VAN DE AANGELEGDE PAAIRIFFLES VOOR STROOMMINNENDE SOORTEN

### 2.2.1 Situering

Zoetwaterecosystemen zijn reeds lange tijd onderhevig aan antropogene invloeden door hun noodzakelijkheid voor de mens en hun relatief kleine oppervlak. De mens heeft niet alleen gezorgd voor een verslechtering van waterkwaliteit, het rechte trekken van waterlopen en het verbreken van connectiviteit zowel longitudinaal als lateraal, maar tevens voor het verdwijnen van stenig bodemsubstraat. Stenig substraat is in de meeste Vlaamse laaglandrivieren van nature schaars. Daar waar het aanwezig is, is de beschikbaarheid ervan echter achteruit gegaan door de constructie van stuwen die de aanvoer van steen vanuit de bovenlopen verhinderen. Daarenboven wordt door deze constructies de gradiënt van de rivier verkleind alsook de stroomsnelheid in de verstuwde panden, waardoor fijn sediment bovenop eventueel aanwezig stenig substraat accumuleert (Gordon et al. 1992). Bovendien wordt de aanvoer van dit fijn sediment nog versterkt door erosie van omliggende akkers en het rechte trekken en kanaliseren van de waterloop (Buysse et al. 2015b). Daarnaast wordt soms ook natuurlijk stenig substraat verwijderd bij het uitdiepen van waterlopen of grindwinning (Freedman et al. 2013).

Lithofiele (rheofiele) vissoorten zoals kopvoorn, serpeling en beekforel (vissoorten die voor hun voortplanting afhankelijk zijn van stenig substraat) hebben echter nood aan stenig materiaal onder de vorm van paairiffles voor hun reproductie. Deze vissen zetten hun eitjes af bij het paaien tussen de stenen, waar deze worden voorzien van voldoende zuurstof door de relatief hoge stroomsnelheid. De kwaliteit van deze habitats is helaas sterk afgenomen in Europese rivieren door toedoen van de mens. Soms zijn de riffles zelfs helemaal verdwenen. Door het rechte trekken en verstuwen van de waterloop is de stroomsnelheid en –variatie namelijk sterk afgenomen. De riffles lopen een hoog risico op dichtslibben en begroeiën met algen, twee factoren die nefast zijn voor het ontwikkelen van de eitjes (Kerle et al. 2002).

Om de rivieren en vissoorten te helpen, wordt de laatste tijd meer en meer aan rivierherstel gedaan (Sondergaard & Jeppesen 2007). Aangezien het substraat van de rivierbedding een belangrijke rol speelt in het ecologisch functioneren van een rivier (Boulton et al. 1998), is het verbeteren van de substraatkwaliteit voor de doelsoorten een cruciaal element voor rivierherstel. Aanpassingen aan bestaande riffles of de aanleg van nieuwe riffles zijn twee maatregelen die de habitatkwaliteit, en daarmee de status van lithofiele soorten opnieuw kunnen verbeteren.

In het kader van het visserijbeleid werden in 2013 kunstmatige paairiffles in de IJse, de Laan, de Zwalm en de Vleterbeek beoordeeld op hun geschiktheid als paaihabitat voor kopvoorn en serpeling. Eind 2013 werden de riffles in de IJse voorzien van een verse laag grind. De evolutie van deze riffles werd aan de hand van een nulmeting voor de aanleg, en een opmeting na de



- ii. Gemiddelde, minimum en maximum debiet?
- b. De stroomsnelheid:
  - i. Variatie in stroomsnelheid?
- c. De morfologie:
  - i. Gemiddelde, maximale en minimale diepte?
  - ii. Variatie in diepte?
  - iii. Het type aanwezige substraat
  - iv. Beschaduwning van de waterloop
- d. Waterkwaliteit:
  - i. Gemiddelde, minimale en maximale zuurstofconcentratie?
  - ii. Sedimentlading van het water?

Deze vragen kunnen al deels worden beantwoord op basis van het onderzoek naar de paairiffles tot nu, met name het antwoord op vraag 3 (Van den Neucker et al. 2012, Van den Neucker et al. 2013a). Het onderzoek in 2014, 2015, 2016 en 2017 moet hier verder inzicht in bieden. Enerzijds gebeurt dit via het uitvoeren en analyseren van veldmetingen van reeds aangelegde riffles (Ijse en Wamp), en van potentieel aanwezige riffles (vallei van de drie beken in het Demerbekken). Anderzijds kan dit mogelijks ook via het integreren van kennis en veldgegevens in modellen. Dit laatste moet nog verder worden onderzocht.

Om aanbevelingen te kunnen doen over de slaagkansen, de aanleg en het onderhoud van riffles als geschikt paaihabitat voor lithofiele soorten in Vlaanderen, werd volgende onderzocht in 2017:

- Opmenging van de evolutie en morfologie (stabiliteit, ingebedheid, aanslibbing, begroeiing) van de in 2013 aangelegde riffles in de Ijse aan de hand van veldmetingen. De evaluatie gebeurt analoog als in 2015. De evaluatiemethode staat beschreven in het rapport van werkjaar 2013 en zal hier verder kort worden herhaald.

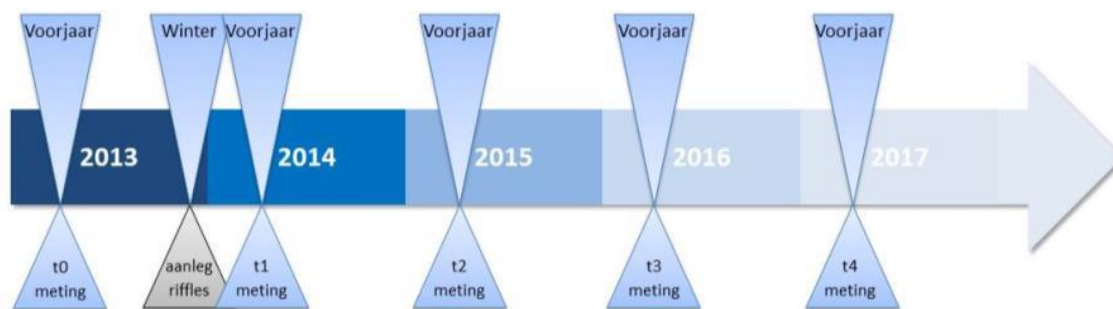
## 2.2.2 Evaluatie van aangelegde paairiffles

### 2.2.2.1 Inleiding

Zoals reeds aangegeven in (Pauwels et al. 2016), focuste deze deelstudie in 2012 en 2013 op het beoordelen van natuurlijke riffles in Vlaanderen (Van den Neucker et al. 2013a, Van den Neucker et al. 2013b). Deze riffles werden opgemeten en hun geschiktheid als paaihabitat voor stroomminnende soorten zoals kopvoorn en serpeling, werd geëvalueerd. In december 2013 werden op enkele van de aanbevolen locaties in de Ijse kunstmatige riffles aangelegd met het oog op het verbeteren van de kwaliteit van het paaihabitat voor de stroomminnende soorten. Deze aangelegde riffles werden enkele maanden na aanleg van de riffles (in 2014) geëvalueerd (Vught et al. 2015). Ook in 2015, 2016 en 2017 werden de riffles bestudeerd. Dit had als doel de evolutie in geschiktheid als paaigrond voor kopvoorn en serpeling op te volgen. Figuur 62 geeft een overzicht van de uitgevoerde metingen en aanleg van de riffles in de tijd.







Figuur 62 Timing van de uitgevoerde metingen vóór (t0) en na (t1, t2, t3 en t4) de aanleg van de kunstmatige riffles in de IJse.

### 2.2.2.2 Specifieke onderzoeksvragen

Een rivier is een dynamisch systeem. Bijgevolg verandert de waterloop doorheen de tijd, waardoor het noodzakelijk is de aangelegde riffles op te volgen doorheen de tijd. Het specifieke doel van deze studie is om de aangelegde riffles (verder) te bemonsteren en een idee te krijgen van de evolutie en morfologie ervan (stabiliteit, ingebedheid, aanslibbing en begroeiing). Dit resulteert dan in informatie over het behoud van de geschiktheid als paaigrond voor de stroominnende soorten. Met dit onderzoek wordt getracht inzichten te verwerven die vervolgens zullen resulteren in aanbevelingen voor de aanleg van nieuwe (duurzame) kunstmatige paaririffles.

Volgende onderzoeksvragen zijn hierbij van belang:

1. Hoe evolueren de aangelegde paaririffles doorheen de tijd?
2. Hoe verschilt het habitat op de locaties voor en na de aanleg van de kunstmatige riffles op vlak van morfologie (lengte, breedte, diepteprofiel) en geschiktheid (korrelgrootte, stabiliteit van het substraat, ingebedheid, aanslibbing, stroomsnelheid en begroeiing)?

### 2.2.2.3 Materiaal en methode

De metingen werden uitgevoerd eind april en begin mei 2017. De riffles die werden opgemeten zijn de kunstmatige riffles in de IJse stroomopwaarts en stroomafwaarts van de Beekstraat (Neerijse) en stroomafwaarts van de Elsenstraat (Neerijse).

De gegevens werden verzameld op een analoge manier als vorige jaren. Dit jaar werden echter geen random meetpunten bemonsterd, maar werd geopteerd voor trajecten.

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

- totale lengte van de riffle (m)
- breedte van de riffle (m)
- korrelgrootte substraat (mm)
- aanwezigheid perolithon (algenbedekking) substraat (aan/afwezigheid)
- waterdiepte (cm)
- stroomsnelheid (cm/s)

- debiet (m<sup>3</sup>/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 perolithonbedekking 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 (Pauwels et al. 2016). Na overleg met de dienst Biometrie en Kwaliteitszorg van het INBO, werd afgestapt van de 15 tot 40 willekeurige (random) meetpunten. Er werd nu gekozen voor het opdelen van de riffle in 10 transects dwars op de stroomrichting waar dan telkens 3 of 5 metingen gebeurden op gelijke afstand ten opzichte van de oevers (voor waterlopen smaller en breder dan 4 meter respectievelijk).

De **stroomsnelheid** (gemeten 10 cm boven de bodem, tot op 1 cm/s nauwkeurig) en de **waterdiepte** (gemeten vanaf de bodem tot het wateroppervlak, tot op 1 cm 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 40 cm bepaald, waarbinnen ook de ingebedheid van het substraat werd ingeschat (Figuur 63).

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 59). Bepalen van de substraatklassen gebeurt door visuele inschatting. De korrelgrootten van de substraatklassen variëren van klei (<0,063 mm), zand (0,063-2 mm), fijn grind (2-6 mm), middelgroot grind (6-20 mm), grof grind (20-60 mm), kleine stenen (60-120 mm), grote stenen (120-200 mm), zeer grote stenen (>200 mm) tot beddingomvattende rotsen (Eastman, 2004). Er worden slechts drie substraatklassen in beschouwing genomen voor het bepalen van de ingebedheid (Eastman, 2004): middelgroot grind (6-20 mm), grof grind (20-60 mm) en kleine stenen (60-120 mm). 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 wordt 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 11). 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 11 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	overall cohesieve depositie	sterk geconsolideerd	volledig geblokkeerd (geen zichtbare poriën)



Figuur 63 Metalen ring met diameter van 40 cm waarbinnen in elk meetpunt de stroomsnelheid, waterdiepte en ingebedheid van het substraat worden ingeschat.

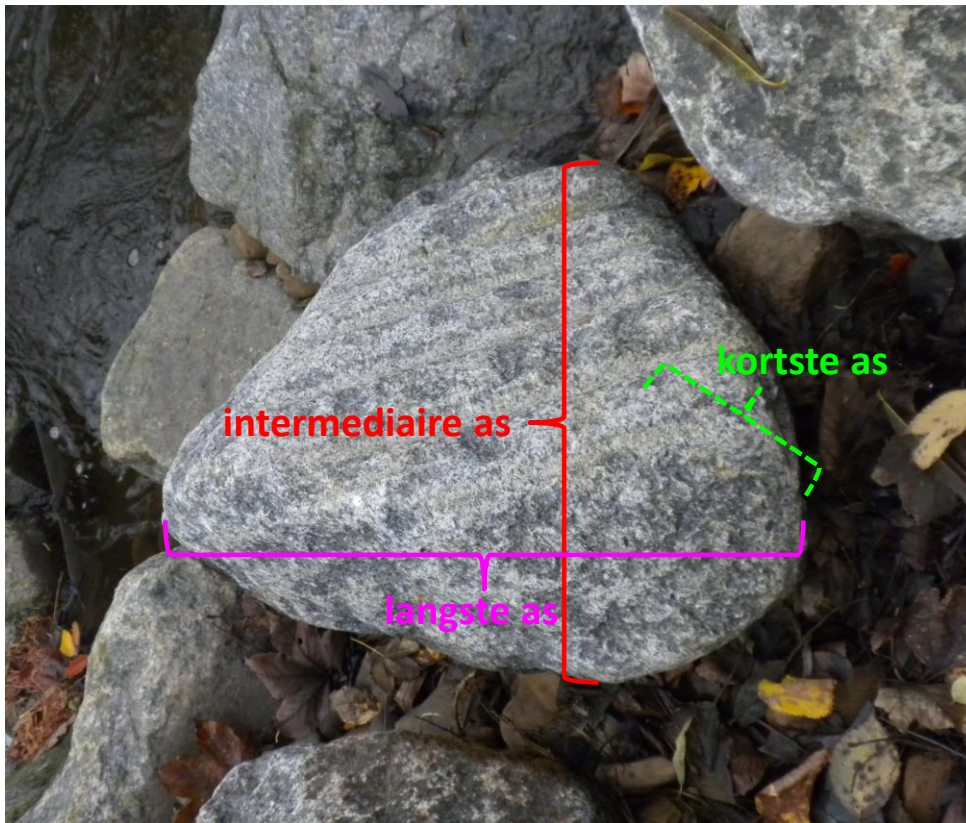
Een kwantitatieve beschrijving van het substraat werd bekomen door middel van een Wolman (1954) **Pebble Count**. De procedure was gebaseerd op die van Harrelson et al. (1994).

- 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 aangeraakt 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 64) 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 1 mm nauwkeurig. Deeltjes kleiner dan 2 mm werden genoteerd als "< 2 mm". Voor een geldige Pebble Count moesten minstens 100 partikels worden gemeten.



Figuur 64 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 **beschaduw**ing 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 worden beschaduw 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.

**Bodemprofielen** werden opgemeten met behulp van een Trimble totaalstation (combinatie RTK-GPS en theodoliet). Er werd om de 30 à 100 cm 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.

#### 2.2.2.4 Resultaten

De resultaten van de uitgevoerde evaluaties sinds 2013 tot nu zijn samengevat en weergegeven in Tabel 12, Tabel 13 en Tabel 14. De riffles stroomopwaarts en stroomafwaarts worden besproken in 2.2.2.5 terwijl de resultaten voor de riffle ter hoogte van de Elsenstraat kunnen worden teruggevonden in 2.2.2.6.



Tabel 12 Evolutie van de diepte, de lengte, de korrelgrootte, de ingebedheid en de poriegrootte van het dominante substraat voor en na de aanleg van de riffle in de IJse voor de riffles stroomopwaarts en stroomafwaarts ten opzichte van de Beekstraat tesamen.

	Riffles stroomaf- en opwaarts van de Beekstraat (Neerijse) tesamen					
Kenmerk	2013	2014	2015	2016	2017	Habitatvoorkeur kopvoorn/ serpeling/ beekforel
Diepte <i>bij debiet</i> (cm <i>bij</i> $m^3.s^{-1}$ )	23 ± 9 <i>bij</i> $0,36 m^3.s^{-1}$	25,3 ± 12,9 <i>bij</i> $0,30 m^3.s^{-1}$	23,1 ± 7,3 <i>bij</i> $0,29 m^3.s^{-1}$	25,5 ± 10,25 <i>bij</i> $0,25 m^3.s^{-1}$	27,29 ± 10,97 <i>bij</i> $0,25 m^3.s^{-1}$	10 - 40/ 25 - 40/ 15 - 90
Stroomsnelheid <i>bij debiet</i> ( $cm.s^{-1}$ <i>bij</i> $m^3.s^{-1}$ )	31,5 ± 23,2 <i>bij</i> $0,36 m^3.s^{-1}$	27,7 ± 16,4 <i>bij</i> $0,30 m^3.s^{-1}$	38,7 ± 20,4 <i>bij</i> $0,29 m^3.s^{-1}$	31,7 ± 24,1 <i>bij</i> $0,25 m^3.s^{-1}$	27,62 ± 23,82 <i>bij</i> $0,25 m^3.s^{-1}$	15 - 100/ 20 - 50/ 40 - 70
Totale lengte (m)	36,1	25,1	37,8	38	38	
Korrelgrootte (%)						2 - 200/ 30 - 250/ 16 – 75 en <5% substraat van 1-2 mm
<0.063	0	0	3,75	0	0	
0.063-2	11	1	3,75	8	9	
2-6	8	1	7,5	3	2	
6-20	14	3	2,5	0	4	
20-60	7	17	6,25	19	2	
60-120	21	67	47,5	40	45	
120-200	26	7	22,5	30	38	
>200	15	4	2,5	0	0	
Compactie (%)						-/-/<5% substraat van 1-2 mm
Zeer los	0	75	0	25,7	4,1	
Los	33,3	18,8	30,8	50	48,7	
Licht geconsolideerd	66,7	0	20	22,9	47,2	
Sterk geconsolideerd	0	6,3	49,2	1,4	0	
Porieruimte (%)						-/-/-
Grove poriën	0	75	3	34,3	1,8	
Grove tot fijne poriën	77,8	6,3	47	52,9	74,8	
Poriën lokaal geblokkeerd	22,2	12,5	24,2	12,9	23,4	
Geen poriën	0	6,3	25,8	0	0	
Ingebedheid (%)						-/-/niet ingebed met <5% substraat

Geen ingebedheid	0	70,6	0	28,6	4,1	van 1-2 mm
Lage ingebedheid	22,2	5,9	15,2	45,7	41,1	
Matige ingebedheid	44,4	11,8	30,3	24,3	37,3	
Hoge ingebedheid	33,3	5,9	43,9	1,4	17,5	
Volledige ingebedheid	0	5,9	10,6	0	0	
Begroeiing door perolithon (%)	69 (draadalgen en beekmos, watervalmos)	28,5	89,5	74	93,5	
Begroeiing door waterplanten (%)	29,5 (sterren-kroos en fontein-kruid)	30 (sterren-kroos en fontein-kruid)	27,5-30	20	17,5	Paaisubstraat vrij van mos, perolithon, occasioneel hogere planten/ paaisubstraat vrij van mos, perolithon, occasioneel hogere planten/ -

Tabel 13 Evolutie van de diepte, de lengte, de korrelgrootte, de ingebedheid en de poriegrootte van het dominante substraat voor en na de aanleg van de riffle in de IJse voor de riffles stroomopwaarts en stroomafwaarts ten opzichte van de Beekstraat afzonderlijk.

Riffles stroomaf- en opwaarts van de Beekstraat (Neerijse) afzonderlijk

Kenmerk	2013		2014		2015		2016		2017		Habitatvoorkeur kopvoorn/ serpeling/ beekforel
Diepte <i>bij debiet</i> (cm <i>bij</i> $m^3 \cdot s^{-1}$ )	23 ± 9 <i>bij</i> 0,36 $m^3 \cdot s^{-1}$		25,3 ± 12,9 <i>bij</i> 0,30 $m^3 \cdot s^{-1}$		23,1 ± 7,3 <i>bij</i> 0,29 $m^3 \cdot s^{-1}$		25,5 ± 10,25 <i>bij</i> 0,25 $m^3 \cdot s^{-1}$		27,29 ± 10,97 <i>bij</i> 0,25 $m^3 \cdot s^{-1}$		10 - 40/ 25 - 40/ 15 - 90
Stroomsnelheid <i>bij debiet</i> (cm.s <sup>-1</sup> <i>bij</i> $m^3 \cdot s^{-1}$ )	31,5 ± 23,2 <i>bij</i> 0,36 $m^3 \cdot s^{-1}$		27,7 ± 16,4 <i>bij</i> 0,30 $m^3 \cdot s^{-1}$		38,7 ± 20,4 <i>bij</i> 0,29 $m^3 \cdot s^{-1}$		31,7 ± 24,1 <i>bij</i> 0,25 $m^3 \cdot s^{-1}$		27,62 ± 23,82 <i>bij</i> 0,25 $m^3 \cdot s^{-1}$		15 - 100/ 20 - 50/ 40 - 70
Lengte (m)	SA 21,6	SO 14,5	SA 12,3	SO 12,8	SA 22,0	SO 15,8	SA 23	SO 15	SA 23	SO 15	
Korrelgrootte (%)			SA	SO	SA	SO	SA	SO	SA	SO	
<0.063			0	0	7,5	0	0	0	0	0	2 - 200/ 30 - 250/
0.063-2			1	0	7,5	0	10	6	10	8	16 - 75 en <5% substraat van 1-2 mm
2-6			2	0	10	5	4	2	0	4	

6-20		6	0	5	0	0	0	4	4		
20-60		18	17	0	12,5	30	8	2	2		
60-120		53	81	42,5	52,5	32	48	52	38		
120-200		17	1	15	30	24	36	32	44		
>200		7	1	5	0	0	0	0	0		
Compactie (%)		SA	SO	SA	SO	SA	SO	SA	SO	-/-<5% substraat van 1-2 mm	
Zeer los		42,9	100	0	0	36,8	12,5	3,6	4,5		
Los		42,9	0	32	30	50	50	42,9	54,5		
Licht geconsolideerd		0	0	4,0	30	13,2	34,4	53,6	40,9		
Sterk geconsolideerd		14,3	0	64	40	0	3,1	0	0		
Porieruimte (%)		SA	SO	SA	SO	SA	SO	SA	SO	-/-/-	
Grove poriën		42,9	100	3,8	2,5	50	15,6	3,6	0		
Grove tot fijne poriën		14,3	0	42,3	50	47,4	59,4	67,9	81,8		
Poriën lokaal geblokkeerd		0	0	30,8	20	2,6	25	28,6	18,2		
Geen poriën		0	0	23,1	27,5	0	0	0	0		
Ingebedheid (%)		SA	SO	SA	SO	SA	SO	SA	SO	-/-/niet ingebed met <5% substraat van 1-2 mm	
Geen ingebedheid		37,5	100	0	0	42,1	12,5	3,6	4,5		
Lage ingebedheid		12,5	0	19,2	12,5	44,7	46,9	32,1	50,0		
Matige ingebedheid		25	0	19,2	37,5	13,2	37,5	42,9	31,8		
Hoge ingebedheid		12,5	0	34,6	50	0	3,1	21,4	13,6		
Volledige ingebedheid		12,5	0	26,9	0	0	0	0	0		
Begroeiing door perolithon (%)		SA	SO	SA	SO	SA	SO	SA	SO		
		55	2	88	91	69	79	91	89		
Begroeiing door waterplanten (%)	SA 37 (sterren -kroos en fontein- kruid)	SO 22 (sterren -kroos en fontein- kruid)	SA 0*	SO 0*	SA 5-10	SO 50	SA 25	SO 15	SA 10	SO 25	Paaisubstraat vrij van mos, perolithon, occasioneel hogere planten/ paaisubstraat vrij van mos, perolithon, occasioneel hogere planten/ -

Tabel 14 Evolutie van de diepte, de lengte, de korrelgrootte, de ingebedheid en de poriegrootte van het dominante substraat voor en na de aanleg van de riffle in de IJse voor de riffle aan de Elsenstraat ter hoogte van het Lindenhof.

	Riffle aan de Elsenstraat (Neerijse)					
Kenmerk	2013	2014	2015	2016	2017	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 $m^3.s^{-1}$	22,3 ± 6,1 bij 0,21 $m^3.s^{-1}$	21,2 ± 7,5 bij 0,24 $m^3.s^{-1}$	21,26 ± 9,67 bij 0,25 $m^3.s^{-1}$	10 - 40/ 25 - 40/ 15 - 90
Stroomsnelheid bij debiet (cm.s <sup>-1</sup> bij $m^3.s^{-1}$ )	49,2 ± 28,8 bij 0,43 $m^3.s^{-1}$	51,1 ± 23,3 bij 0,48 $m^3.s^{-1}$	52,7 ± 23,7 bij 0,21 $m^3.s^{-1}$	52,5 ± 25 cm/s bij 0,24 $m^3.s^{-1}$	51,05 ± 29,19 bij 0,25 $m^3.s^{-1}$	15 - 100/ 20 - 50/ 40 - 70
Lengte (m)	30	37	38	35	35	
Korrelgrootte (%)						2 - 200/ 30 - 250/ 16 - 75 en <5% substraat van 1-2 mm
<0.063	0	0	2	0	0	
0.063-2	4	0	1	8	6	
2-6	4	0	2	4	10	
6-20	12	2	0	2	12	
20-60	24	14	0	6	13	
60-120	33	81	65	76	6	
120-200	18	2	25	4	2	
>200	6	1	3	0	0	
Compactie (%)						-/-/<5% substraat van 1-2 mm
Zeer los	0	97	7,7	10,4	7,1	
Los	38	3	36,3	25,0	33,3	
Licht geconsolideerd	56	0	53,8	54,2	45,2	
Sterk geconsolideerd	6	0	2,2	10,4	14,3	
Porieruimte (%)						-/-/-
Grove poriën	0	97	7,7	8,3	7,1	
Grove tot fijne poriën	100	3	54,9	31,3	28,6	
Poriën lokaal geblokkeerd	0	0	36,3	60,4	64,3	
Geen poriën	0	0	1,1	0	0	



Ingebedheid (%)						-/-/niet ingebed met <5% substraat van 1-2 mm
Geen ingebedheid	0	97	7,7	8,3	2,4	
Lage ingebedheid	6	3	14,3	22,9	33,3	
Matige ingebedheid	56	0	57,1	56,3	4,8	
Hoge ingebedheid	38	0	20,9	12,5	45,2	
Volledige ingebedheid	0	0	0	0	14,3	
Begroeiing door perolithon (%)	84	16	80	70	90	
Begroeiing door waterplanten (%)	11% bedekking met sterrenkroos	0% waterplantenbedekking	15-20	30	10	Paaisubstraat vrij van mos, perolithon, occasioneel hogere planten/ paaisubstraat vrij van mos, perolithon, occasioneel hogere planten/ -

### **2.2.2.5 Kunstmatige riffle in de IJse ter hoogte van de Beekstraat**

Deze riffle bestaat uit zowel een deel stroomopwaarts van de Beekstraat als stroomafwaarts van de Beekstraat.

#### **Afmetingen (samengevat in Tabel 12 en Tabel 13)**

##### 2013

In 2013 bedroegen de lengte en de breedte van de riffle stroomopwaarts van de Beekstraat 14,5 m en 2,9 m respectievelijk. Voor de riffle stroomafwaarts was dit 21,6 m en 3,9 m.

##### 2014

Metingen in 2014 na de aanpassingen aan de riffles resulteerden in een lengte van 12,8 m en 12,3 m voor de riffles stroomopwaarts en stroomafwaarts van de Beekstraat respectievelijk. De breedte van beide riffle was 2,7 m.

##### 2015

De lengte en breedte waren in 2015 weer nagenoeg gelijk aan de afmetingen opgemeten in 2013. De riffle stroomopwaarts van de Beekstraat had een lengte van 15,8 m en een breedte van 2,8 m. Deze stroomafwaarts van de Beekstraat had een lengte en breedte van 22 m en 3,9 m respectievelijk.

##### 2016

In 2016 bedroeg de lengte voor de riffles stroomopwaarts en stroomafwaarts respectievelijk 15 m en 23 m. De breedte van beide riffles was toegenomen ten opzichte van de jaren ervoor en meette nu 4,8 m op beide riffles.

#### **Waterdiepte en stroomsnelheid (samengevat in Tabel 12 en Tabel 13)**

##### 2013

In 2013 bedroeg de waterdiepte boven de riffle ter hoogte van de Beekstraat gemiddeld  $23 \pm 9$  cm (minimum 8 en maximum 45 cm). De stroomsnelheid was gemiddeld  $31,5 \pm 23,2$  cm/s (minimum 2 en maximum 92 cm/s).

##### 2014

De waterdiepte boven de riffle van de Beekstraat was in 2014 gemiddeld  $25,3 \pm 12,9$  cm (minimum 1,5 cm en maximum 51 cm). De stroomsnelheid bedroeg  $27,7 \pm 16,4$  cm/s (minimum 1,5 en maximum 66,1 cm/s).

##### 2015

De waterdiepte voor de riffle stroomopwaarts van de Beekstraat bedroeg in 2015 gemiddeld  $26,1 \pm 8,4$  cm (minimum 10 en maximum 48 cm). Voor de riffle stroomafwaarts van de Beekstraat was dit gemiddeld  $20,0 \pm 6,2$  cm (minimum 10 en maximum 35 cm). De stroomsnelheid boven de meest stroomopwaarts gelegen riffle van de twee was gemiddeld  $37,9 \pm 20,3$  cm/s (minimum 1,3 en maximum 70,5 cm/s respectievelijk). Dit bedroeg voor de riffle stroomafwaarts gemiddeld  $39,4 \pm 20,4$  cm/s met een minimum en maximum gemeten stroomsnelheid van 1,7 en 80,7 cm/s respectievelijk.



## 2016

De waterdiepte boven de riffle stroomopwaarts van de Beekstraat bedroeg in 2016 gemiddeld  $28,9 \pm 9,6$  cm (minimum 9 en maximum 52 cm). Voor de riffle stroomafwaarts van de Beekstraat was dit gemiddeld  $22,0 \pm 10,9$  cm (minimum 1 en maximum 48 cm). De stroomsnelheid boven de riffle stroomopwaarts van de Beekstraat was gemiddeld  $25,9 \pm 17,2$  cm/s (minimum en maximum 0,19 en 81,0 cm/s). Terwijl deze boven de stroomafwaartse riffle gemiddeld  $37,5 \pm 30,9$  cm/s (minimum en maximum 0,88 en 119,8 cm/s respectievelijk) bedroeg.

## 2017

De gemiddelde waterdiepte boven de riffle stroomopwaarts van de Beekstraat was in 2017  $29 \pm 9,23$  cm (minimum 12 en maximum 53 cm). De riffle stroomafwaarts van de Beekstraat had een gemiddelde waterdiepte van  $25,58 \pm 12,70$  cm (minimum 10 en maximum 90 cm). De stroomsnelheid boven de riffle stroomopwaarts van de Beekstraat bedroeg gemiddeld  $25,62 \pm 17,16$  cm/s (minimum 0,76 en maximum 77,34 cm/s). Boven de riffle stroomafwaarts van de Beekstraat werd een gemiddelde stroomsnelheid van  $29,63 \pm 30,47$  gemeten (minimum 0,05 en 118,8 maximum cm/s).

### **Korrelgrootteverdeling (samengevat in Tabel 12 en Tabel 13)**

## 2012

In 2012 had 70% van de opgeraapte substraatpartikels een intermediaire as tussen 101 en 240 mm (Figuur 65). 10% had afmetingen van 5 tot 80 mm, dat volgens de beschikbare literatuur de ideale afmetingen zijn voor de voortplanting van kopvoorn en serpeling (Van den Neucker et al. 2013).

## 2013

De substraatpartikels waaruit de riffle is opgebouwd variëren van slib en zand tot grote breukstenen. In 2013 was 33% van de substraatpartikels kleiner dan 20 mm (Figuur 65). Één derde van deze fractie was tevens kleiner dan 2 mm. De meeste substraatpartikels (41%) hadden een intermediaire as tussen 61 en 160 mm. Er werden meer kleine substraatpartikels opgeraapt dan in 2012, maar de spreiding van de afmetingen was vergelijkbaar.

## 2014

In 2014 werd een verschil waargenomen tussen de stroomop- en stroomafwaartse riffle ter hoogte van de Beekstraat. De riffle stroomopwaarts van de Beekstraat bestaat uit grove kiezels en kleine breuksteen, terwijl de stenen op de stroomafwaartse riffle variëren van slib en zand tot enkele grote breukstenen.

De riffle stroomopwaarts van de Beekstraat bestond in 2014 voor slechts 2% uit substraat van 20 tot 40 mm. De grootste fracties bestonden uit substraat van 60 tot 80 mm en 80 tot 100 mm groot, respectievelijk 31 en 41% (Figuur 66). 7% van de substraatpartikels op deze riffle was tussen 100 en 120 mm groot, 1% tussen 120 en 140 mm groot en 1% tussen 300 en 320 mm groot. Op de riffle stroomafwaarts ten opzichte van de Beekstraat had het substraat in 43% van de meetpunten een korrelgrootte tussen de 5 en de 80 mm (waarvan 5% met een korrelgrootte van 5 tot 20 mm), dat volgens de literatuur (Van den Neucker et al. 2013) als het meest optimale kan worden beschouwd voor de voortplanting van kopvoorn en serpeling. Voor de stroomopwaartse riffle bedroeg dit 74%, waarbij de korrelgrootte in geen enkel meetpunt kleiner was dan 20 mm. De hoeveelheid partikels met de ideale korrelgrootte was dus opnieuw toegenomen in vergelijking met de opmetingen in 2013.

//



substraatpartikels was tussen de 5 en 80 mm en had daarmee een afmeting die ideaal is voor de voortplanting van kopvoorn en serpeling (Van den Neucker et al. 2013b).

## 2017

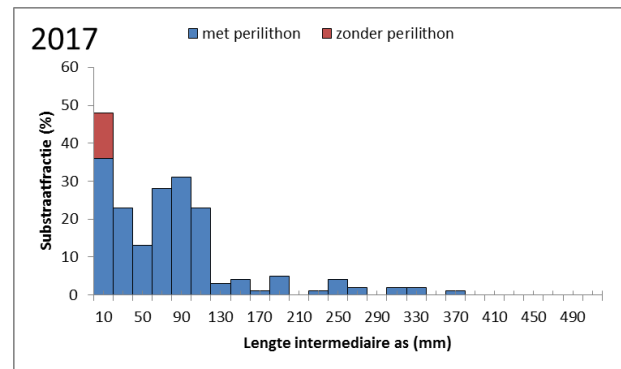
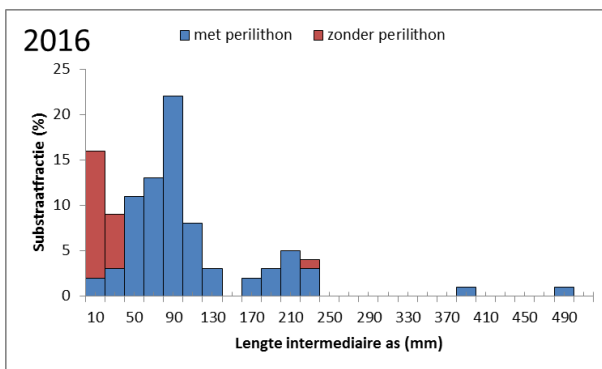
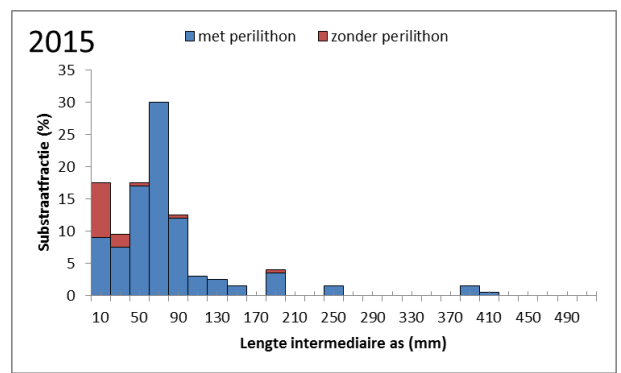
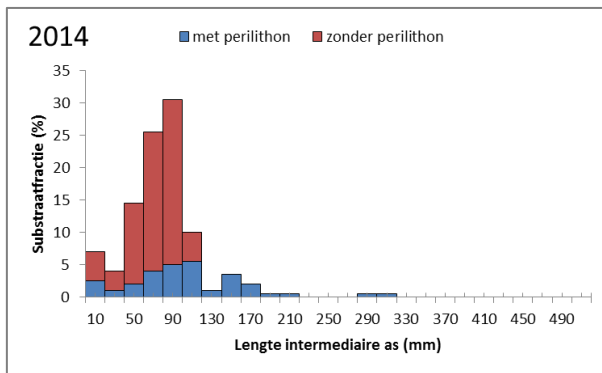
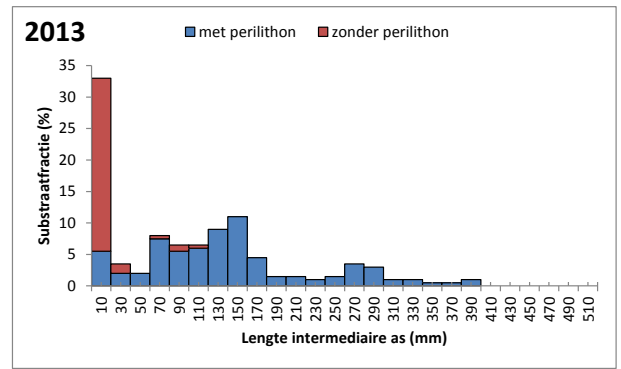
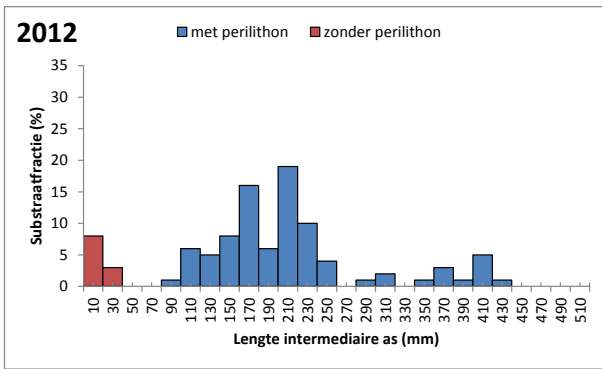
In 2017 hadden de meeste substraatpartikels een intermediaire as <20 mm (25%). De overige klassen die veel vertegenwoordigd waren zijn deze met afmetingen tussen 20 en 40 mm (12%), 60 en 80 mm (15%), 80 en 100 mm (16%), en 100 en 120 mm (12%) (Figuur 70). Zo'n 28% van de substraatpartikels was tussen de 5 en 80 mm en had daarmee een afmeting die ideaal is voor de voortplanting van kopvoorn en serpeling (Van den Neucker et al. 2013b).

Bijna 22% van de opgeraapte partikels op de riffle stroomopwaarts van de Beekstraat had een intermediaire as van <20 mm en was daarmee de grootste aangetroffen fractie. Ook partikels tussen de 20 en 40 mm (12%), 60 en 80 mm (18%), 80 en 100 mm (14%), en 100 en 120 mm (13%) waren in grotere getale aanwezig (Figuur 71). De grootste steen was tussen de 320 en 340 mm groot. Ongeveer 21% van de opgeraapte partikels was tussen de 5 en 80 mm en had daarmee een afmeting die ideaal is als paaisubstraat voor kopvoorn en serpeling (Van den Neucker et al. 2013b).

Op de riffle stroomafwaarts van de Beekstraat werden tevens veel (37%) partikels aangetroffen met een intermediaire as <20 mm. De overige klassen die goed vertegenwoordigd waren zijn net als op de meer stroomopwaartse riffle deze met afmetingen tussen 20 en 40 mm (11%), 60 en 80 mm (11%), 80 en 100 mm (19%), en 100 en 120 mm (11%) (Figuur 71). Het grootste opgeraapte partikel had een intermediaire as tussen de 360 en 380 mm. Zo'n 35% van de opgeraapte partikels was tussen de 5 en 80 mm en had daarmee een afmeting die ideaal is als paaisubstraat voor kopvoorn en serpeling (Van den Neucker et al. 2013b).



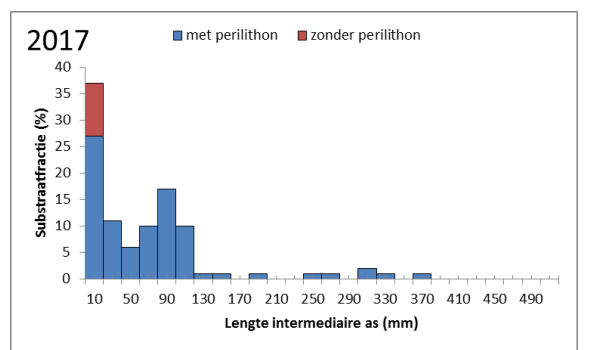
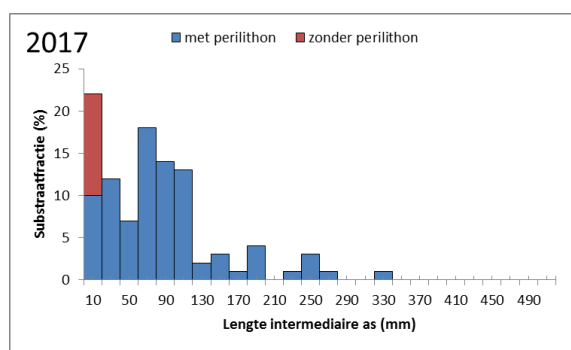
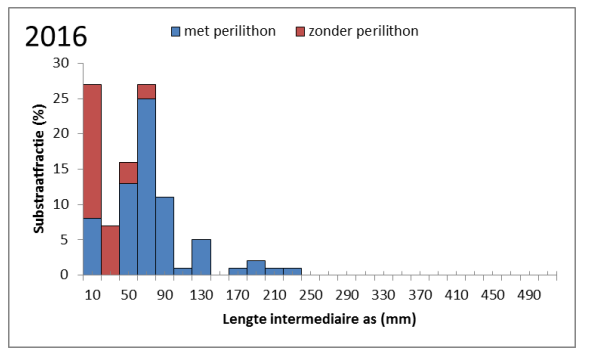
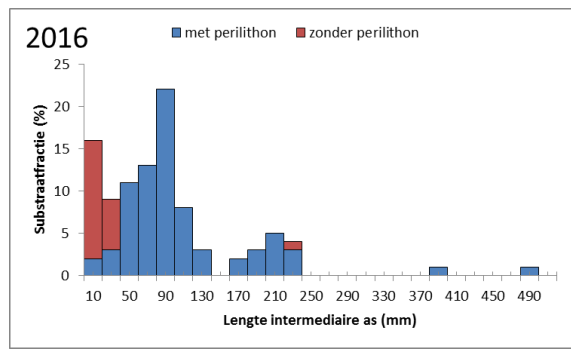
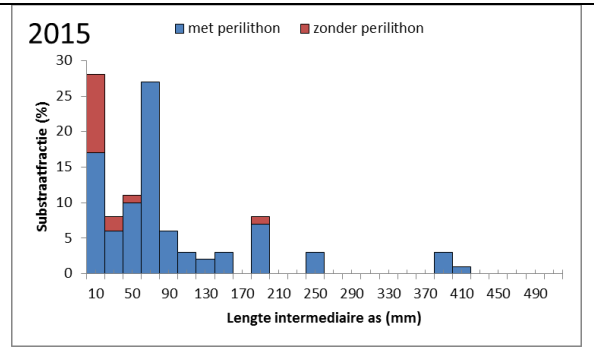
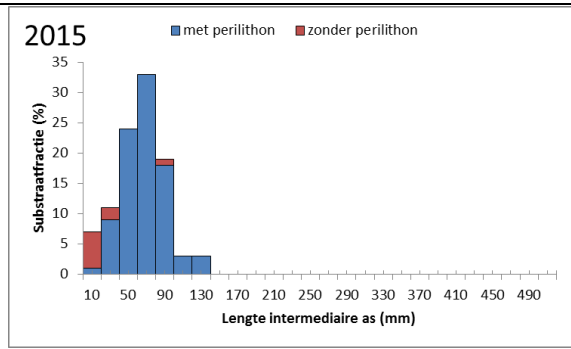
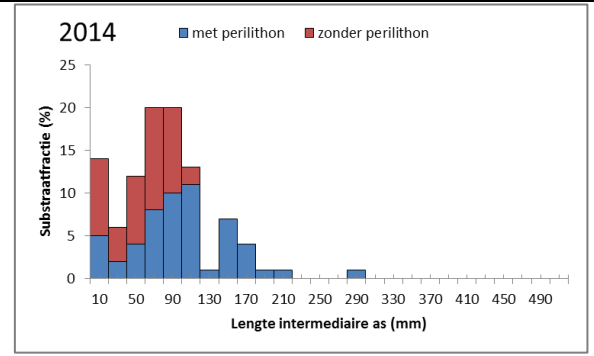
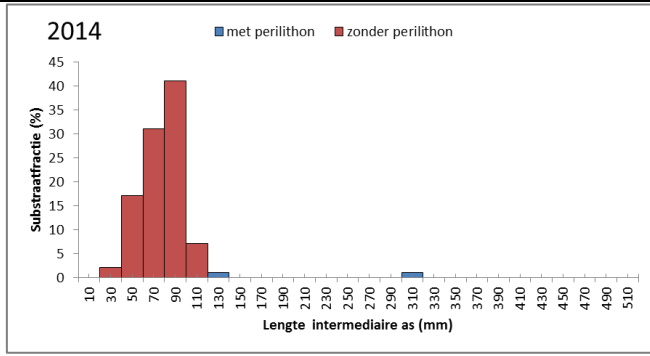




Figuur 65 Korrelgrootteverdeling van de riffle in 2012, 2013, 2014, 2015, 2016 en 2017 in de IJse ter hoogte van de Beekstraat (Neerijse), met onderscheid tussen substraatpartikels met perilithon begroeiing (blauw) en zonder perilithon begroeiing (rood). Deze resultaten hebben betrekking op de hele riffle, dus de riffles stroomopwaarts en stroomafwaarts van de Beekstraat tesamen.

Stroomopwaartse riffle

Stroomafwaartse riffle



Figuur 66 Korrelgrootteverdeling in 2014, 2015, 2016 en 2017 van de riffles in de IJse stroomopwaarts en stroomafwaarts ten opzichte van de Beekstraat (Neerijse), met onderscheid tussen substraatpartikels met perilithon begroeiing (blauw) en zonder perilithon begroeiing (rood). Deze resultaten zijn voor beide riffles (stroomopwaarts en stroomafwaarts van de Beekstraat) afzonderlijk.

## **Perilithon (samengevat in Tabel 12 en Tabel 13)**

### 2013

Op 69% van de substraatpartikels werd perilithon aangetroffen in 2013, terwijl dat in 2012 op 89% van de partikels het geval was (Figuur 65). 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 de kleine substraatfracties bestonden uit partikels zonder perilithon (Figuur 66). In 2013 had de grootste steen zonder perilithon een intermediaire as van 104 mm. In 2012 mat de grootste steen met perilithon 28 mm.

### 2014

De fractie substraatpartikels die begroeid was met perilithon in 2014 verschilt tussen de twee riffles ter hoogte van de Beekstraat in Neerijse (Figuur 66). 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% was. De substraatpartikels van de stroomopwaartse riffle die begroeid waren, hadden een intermediaire as tussen 120 en 140 mm, en tussen 300 en 320 mm groot. Ook op de riffle stroomafwaarts van de Beekstraat waren de grootste substraatpartikels onbegroeid. De grootste stenen waar perilithon op aangetroffen werd, waren tussen 100 en 120 mm groot. Het perilithon werd in 2014 niet geïdentificeerd.

### 2015

In 2015 bedroeg de hoeveelheid substraatpartikels met perilithon 88% in de stroomafwaarts gelegen riffle en 91% in de stroomopwaarts gelegen riffle (Figuur 66). Partikels begroeid met perilithon waren zowel in de riffle stroomafwaarts als stroomopwaarts ten opzichte van de Beekstraat in de meerderheid voor zo goed als alle grootteordes in vergelijking met de partikels zonder begroeiing (Figuur 67).

### 2016

In 2016 werden meer partikels gevonden met perilithon begroeiing dan zonder op beide riffles (Figuur 66). Tevens was de hoeveelheid begroeide partikels hoger in de stroomopwaarts gelegen riffle (79% met begroeiing) ten opzichte van de Beekstraat in vergelijking met de stroomafwaarts gelegen riffle (69% met begroeiing).

### 2017

In 2017 was op de riffle stroomopwaarts van de Beekstraat slechts 12% vrij van perilithon. De overige 88% van de opgeraapte partikels waren begroeid. Voor de riffle stroomafwaarts van de Beekstraat bedroeg het percentage begroeide partikels 90%. De partikels die niet begroeid waren, behoorden voor beide riffles tot de klasse van partikels met intermediaire as tussen 0 en 20 mm (Figuur 66).

## **Ingebedheid (samengevat in Tabel 12 en Tabel 13)**

### 2013

In slechts negen van 40 meetpunten (22,5%) lag de korrelgrootte van het dominant substraat binnen het bereik (6 tot 120 mm) dat volgens het protocol van Eastman (2004) verder in beschouwing moet worden genomen voor de bepaling van de ingebedheid. In 7,5% van de





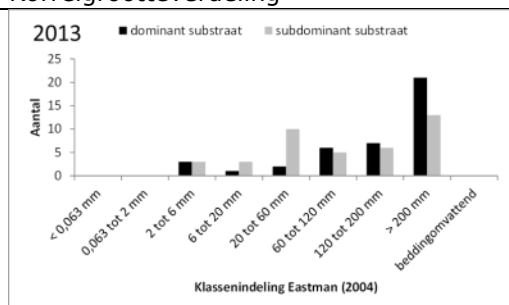
de bepaling van de ingebedheid. In 8% van de meetpunten was de korrelgrootte te klein en in 36% te groot. Het substraat was overwegend los tot licht geconsolideerd en op enkele plaatsen zelfs zeer los. De poriëruimten waren voornamelijk grof tot fijn, en in een aantal meetpunten werden deze als grof tot plaatselijk geblokkeerd bevonden. De partikels waren weinig tot matig ingebed, en op enkele plaatsen niet of sterk ingebed (Figuur 67).

## 2017

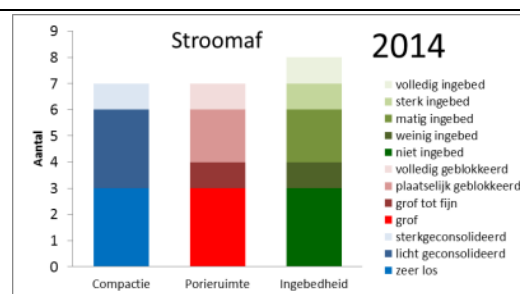
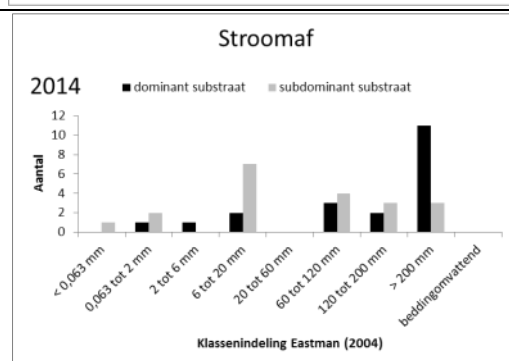
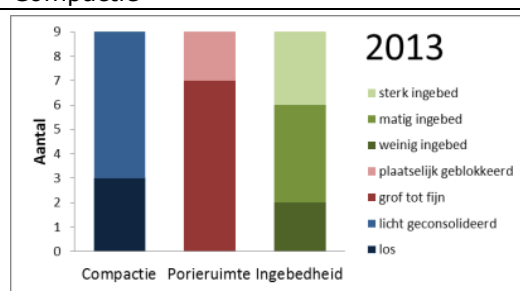
Op de stroomafwaartse riffle lag in 58% van de 50 meetpunten de korrelgrootte van het dominant substraat binnen het bereik (6 tot 120 mm) dat volgens het protocol van Eastman (2004) verder in beschouwing moet worden genomen voor de bepaling van de ingebedheid. De korrelgrootte was in 32% van de meetpunten te klein en in 10% van de meetpunten te groot. Het substraat was overwegend los tot lichtgeconsolideerd, met fijne tot plaatselijk geblokkeerde poriën, waarbij de partikels weinig tot matig en soms sterk ingebed waren (Figuur 67).

In 27% van de 50 meetpunten van de riffle stroomopwaarts van de Beekstraat bevond de korrelgrootte van het dominant substraat zich binnen het bereik (6 tot 120 mm) dat volgens het protocol van Eastman (2004) verder in beschouwing moet worden genomen voor de bepaling van de ingebedheid. In 59% van de meetpunten was de korrelgrootte te klein en in 14% te groot. Het substraat was overwegend los tot licht geconsolideerd. De poriëruimten waren voornamelijk grof tot fijn, en in een aantal meetpunten plaatselijk geblokkeerd. De partikels waren weinig tot matig ingebed (Figuur 67).

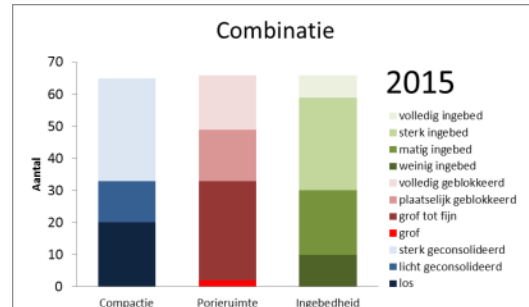
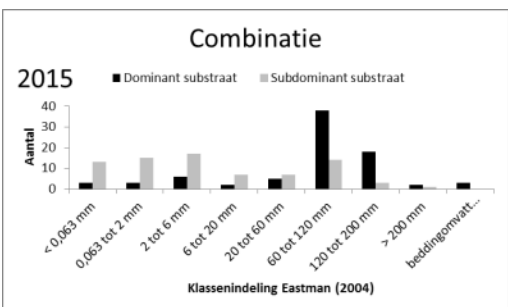
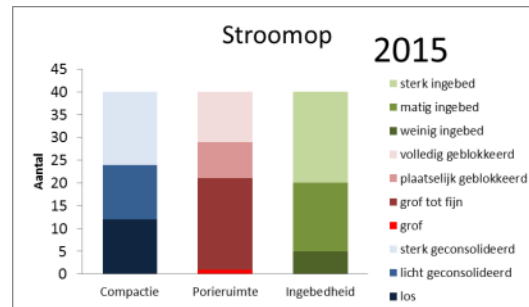
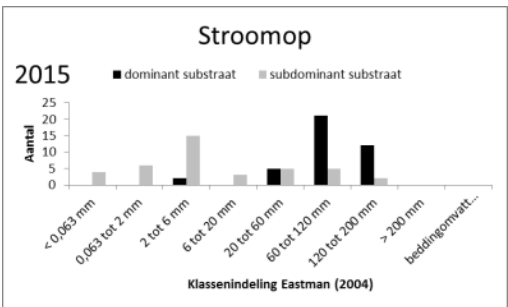
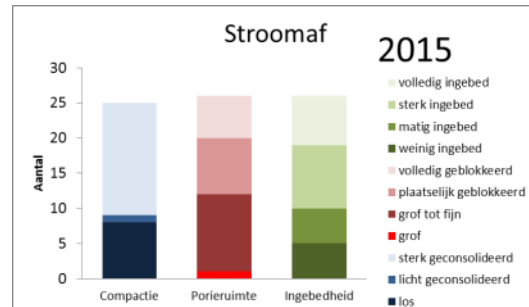
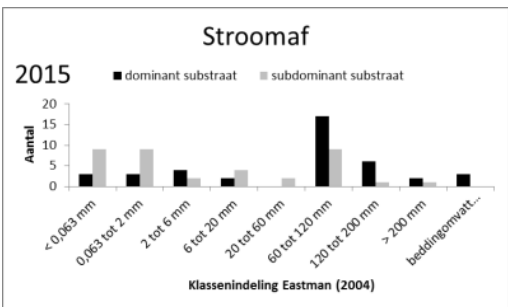
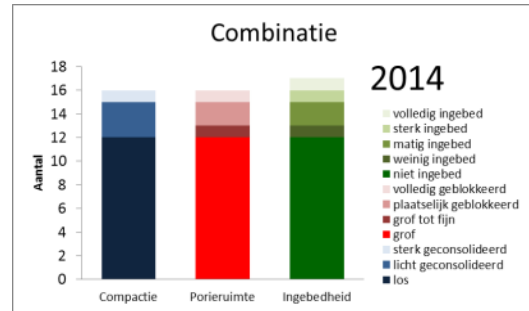
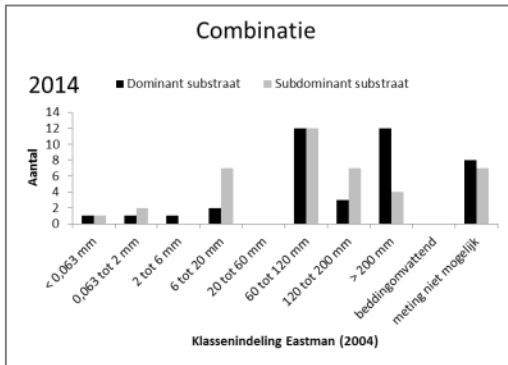
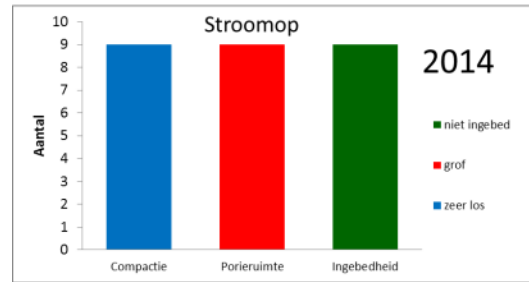
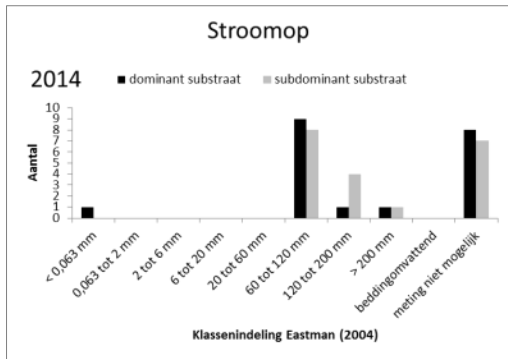
### Korrelgrootteverdeling

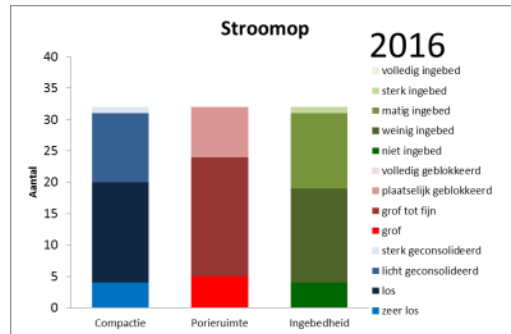
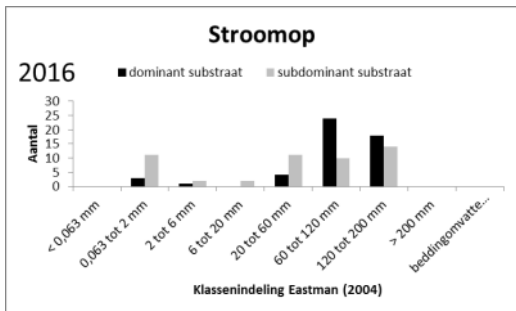
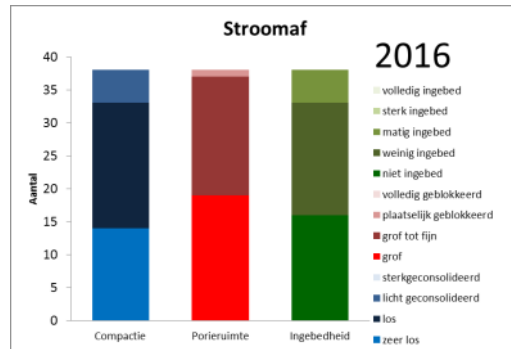
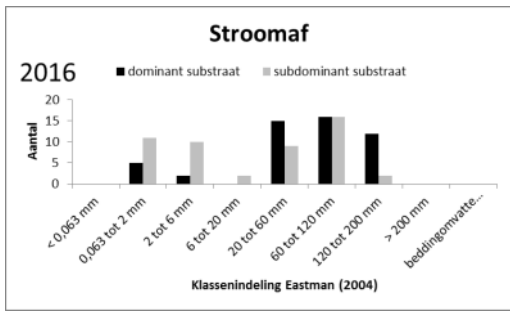


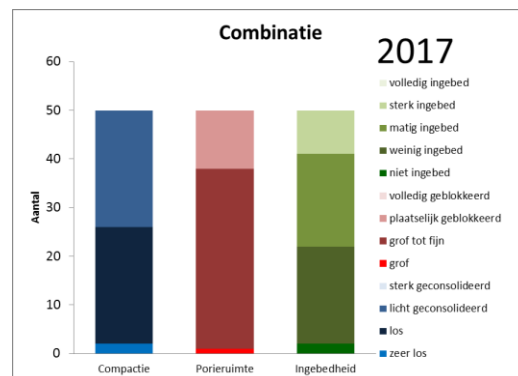
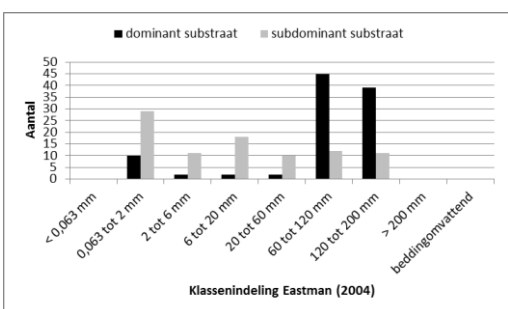
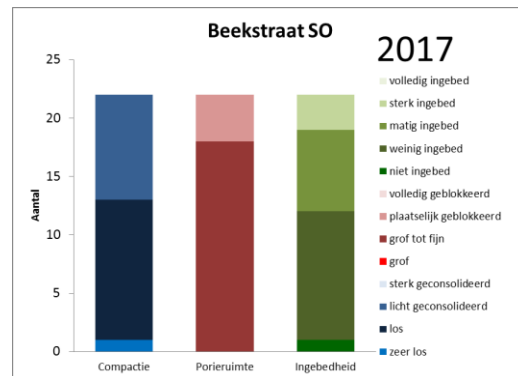
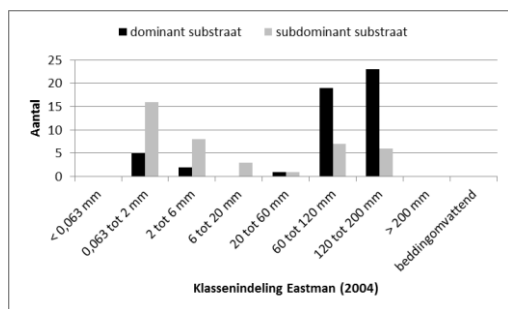
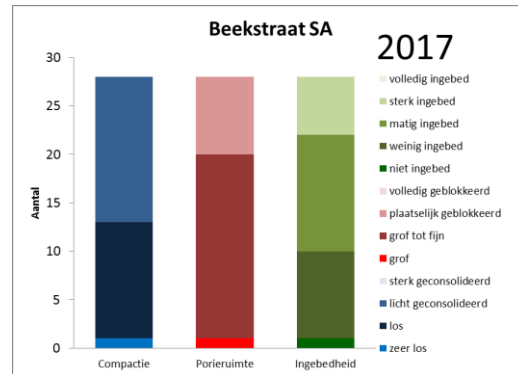
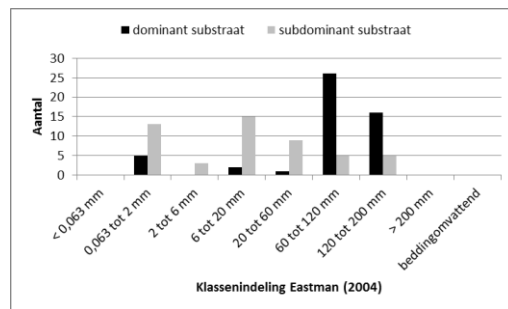
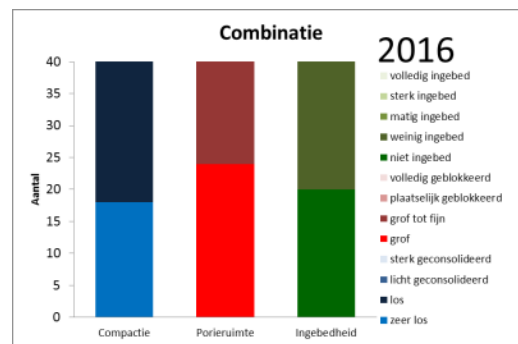
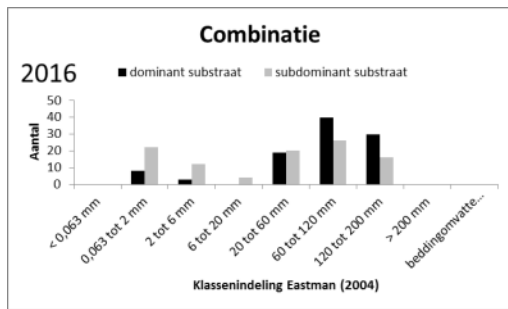
### Compactie











Figuur 67 Korrelgrootteverdeling van het dominante en subdominante substraat (links), en compactie, ingebedheid en porieruimte (rechts) op de riffle t.h.v. de Beekstraat in 2013, 2014, 2015 en 2016. De resultaten van 2013 zijn enkel weergegeven voor beide riffles samen. Voor de overige jaren zijn de gegevens voorgesteld voor beide riffles (stroomop- en stroomafwaarts van de Beekstraat) apart en tezamen. Het aantal geeft het aantal meetpunten weer waar de korrelgrootte binnen het bereik (6 tot 120 mm) was dat volgens het protocol van Eastman (2004) verder in beschouwing moet worden genomen.

## Waterplantenbedekking en beschaduwing (samengevat in Tabel 12 en Tabel 13)

### 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 de 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.

### 2015

De waterplantenbedekking ter hoogte van de riffle stroomafwaarts gelegen ten opzichte van de Beekstraat bedroeg 5 à 10%. De beschaduwing van deze riffle door overhangende vegetatie was een stuk groter ten opzichte van vorige jaren, namelijk 50%. Voor de stroomopwaarts gelegen riffle werden gelijkaardige observaties gedaan als vorige jaren. De waterplantenbedekking bedroeg 0% en ook de beschaduwing van de riffle was 0%.

### 2016

Het percentage van de riffle stroomafwaarts van de Beekstraat, dat werd bedekt door waterplanten was circa 25%. Ongeveer 8% van de riffle was beschaduwd door overhangende kruiden. Voor de riffle stroomopwaarts van de Beekstraat bedroeg de waterplantenbedekking in 2016 15%. Deze riffle was voor 8% beschaduwd door overhangende kruiden.

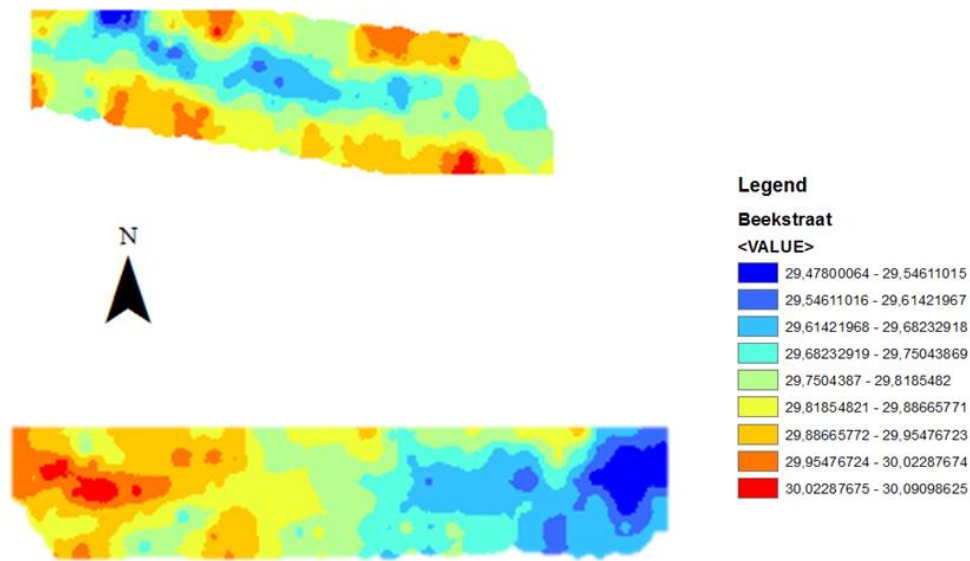
### 2017

Ongeveer 10% van de riffle stroomafwaarts van de Beekstraat was begroeid met waterplanten. Voor de riffle stroomopwaarts van de Beekstraat bedroeg dit 25%. Beide riffles waren voor 10% beschaduwd door overhangende vegetatie.



Figuur 68 Waterplanten *Elodea nuttallii* (links) en *Callitriche hamulata* (rechts).

## Bodemprofiel



Figuur 69 Bodemprofiel van de stroomopwaartse (boven) en stroomafwaartse (onder) riffle ten opzichte van de Beekstraat in 2017. De figuur geeft de hoogte (m) ten opzichte van het zeeniveau weer.

## Bespreking

De lengte van beide riffles is ongewijzigd gebleven ten opzichte van vorig jaar. Ook de klasseverteenwoordiging van de partikels is nagenoeg gelijk gebleven. De compatie op de riffle stroomopwaarts van de Beekstraat is nog erg vergelijkbaar met deze van in 2016. Voor de riffle stroomafwaarts van de Beekstraat is dit echter geëvolueerd van overwegend los naar licht geconsolideerd. De porieruimten waren voor de stroomopwaartse riffle dit jaar nog vaker (82%) grof tot fijn dan het jaar voordien (59%). Ook voor de riffle stroomafwaarts van de Beekstraat is het percentage met grove poriën gedaald (van 50% naar 4%) ten voordele van de klasse met grof tot fijne poriën (van 47% naar 68%). De ingebedheid is op de riffle stroomopwaarts van de Beekstraat lichtjes toegenomen. Voor de stroomafwaartse riffle is dit verschil nog duidelijker aanwezig. Daarenboven is ook de hoeveelheid partikels dat is begroeid met perilithon toegenomen met ongeveer 10 tot 20% (riffles stroomop- en stroomafwaarts respectievelijk). De begroeiing met waterplanten is wat verminderd (15%) op de riffle stroomafwaarts van de Beekstraat, en enigszins (10%) toegenomen op de stroomopwaartse riffle.

Over het algemeen is dus een hetzij geringe verslechtering van de condities voor de paai van de doelsoorten op de riffles waar te nemen. Vorig jaar waren de condities met een klasse verbeterd vanwege het hoge piekdebiet dat in mei 2016 had plaatsgevonden. Hierdoor was het grind losgespoeld en beter geschikt (volgens wat in de literatuur terug te vinden is). Na een jaar lijken de condities weer een stapje terug gezet te hebben. Voornamelijk de begroeiing van de partikels met perilithon is ongunstig voor de voortplanting van de doelsoorten.







gemiddeld  $51,1 \pm 23,3$  cm/s, met een minimum van 18,5 cm/s en een maximum van 110 cm/s. De waterdiepte en stroomsnelheid werden gemeten bij een debiet van  $0,48 \text{ m}^3/\text{s}$ .

### 2015

De gemiddelde waterdiepte bedroeg  $22,3 \pm 6,1$  cm met een minimum van  $<10,0$  cm en een maximum van 52,0 cm. De stroomsnelheid had een gemiddelde van  $52,7 \pm 23,7$  cm/s met een minimum en maximum van 3,5 cm/s en 125,4 cm/s respectievelijk. Deze gegevens werden verzameld bij een debiet van  $0,21 \text{ m}^3/\text{s}$ .

### 2016

In 2016 bedroeg de gemiddelde waterdiepte  $21,2 \pm 7,5$  cm met een minimum van 8 en een maximum van 47 cm. De stroomsnelheid was gemiddeld  $52,5 \pm 25$  cm/s met een minimum en maximum van 0,05 en 99,3 cm/s respectievelijk. De waterdiepte in de pool bedroeg gemiddeld  $42,6 \pm 9,9$  cm met een minimum van 25 en een maximum van 65 cm. De stroomsnelheid in de pool was gemiddeld  $16,1 \pm 11,9$  cm/s met een minimum en maximum van 0,45 en 38,2 cm/s respectievelijk.

### 2017

In 2017 was de waterdiepte boven de riffle gemiddeld  $21,26 \pm 9,67$  cm (minimum 10 cm en maximum 62 cm). De stroomsnelheid bedroeg gemiddeld  $51,05 \pm 29,19$  cm/s (minimum 0,59 cm/s en maximum 114 cm/s). De waterdiepte boven de pool was beduidend groter dan boven de riffle en bedroeg gemiddeld  $43,05 \pm 8,56$  cm (minimum 24 cm en maximum 68 cm). De stroomsnelheid boven de pool was gemiddeld  $8,56 \pm 8,17$  cm/s (minimum 0,35 cm/s en maximum 24,55 cm/s).

## **Korrelgrootteverdeling (samengevat in Tabel 14)**

### 2012

De substraatpartikels waaruit de riffle was opgebouwd varieerden van slib en zand tot grote breukstenen. Het substraat van de riffle stroomafwaarts van de Elsenstraat was vergelijkbaar met dat ter hoogte van de Beekstraat, maar de breukstenen waren doorgaans kleiner. In 2012 had 54% van de substraatpartikels een intermediaire as tussen 41 en 140 mm (Figuur 70). 50% van de substraatpartikels ter hoogte van de riffle had een intermediaire as van 5 tot 80 mm, wat als ideaal paaisubstraat kan worden beschouwd (Van den Neucker et al. 2013).

### 2013

In 2013 was de korrelgrootteverdeling van de riffle sterk vergelijkbaar met die in 2012. 53% van de substraatpartikels had een intermediaire as tussen 42 en 140 mm. 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 20 mm en 41% was kleiner dan 2 mm (slib en zand). 47% van de partikels in de pool had afmetingen van 5 tot 80 mm (Figuur 70).

### 2014

De substraatpartikels op de riffle varieerden van fijn zand over grover zand tot kleine stenen. Over het algemeen zijn er minder grote breukstenen aanwezig in vergelijking met 2013. De gemeten stenen hadden meestal (57%) een korrelgrootte tussen 5 en 80 mm (Figuur 70), dat



als geschikt kan worden beschouwd op basis van de gekende habitateisen van kopvoorn en serpeling (Van den Neucker et al. 2013).

#### 2015

In 2015 bestond het substraat overwegend uit kleinere stenen. Ongeveer 17% van de substraatpartikels was kleiner dan 20 mm. 66% van het gemeten substraat had een korrelgrootte tussen de 20 en 80 mm. 67% van het substraat had een korrelgrootte tussen de 5 en 80 mm en is volgens de beschikbare literatuur geschikt als paaihabitat voor kopvoorn en serpeling (Van den Neucker et al. 2013). De korrelgrootteverdeling lijkt dus enigszins gewijzigd in vergelijking met vorig jaar, voornamelijk door de toename van substraatpartikels <20 mm (Figuur 70). Over het algemeen is de hoeveelheid substraat met de optimale korrelgrootte voor de voortplanting van de doelsoorten toegenomen. De korrelgrootte is weergegeven in (Figuur 70).

#### 2016

Ook in 2016 bestond het substraat voor het grootste deel uit kleinere stenen (Figuur 70). Maar liefst 31% van de substraatpartikels had een intermediaire as kleiner dan 20 mm. Daarnaast werden partikels met afmetingen tussen 40 en 60 mm, tussen 60 en 80 mm, tussen 80 en 100 mm en tussen 100 en 120 mm waargenomen (12%, 27%, 16% en 9% respectievelijk). De overige partikels waren groter tot veel groter. Zo'n 56% van het substraat had een korrelgrootte tussen de 5 en 80 mm en is daarmee volgens de literatuur geschikt als paaihabitat voor kopvoorn en serpeling (Van den Neucker et al. 2013). Er is opnieuw een toename op te merken van partikels met een afmeting van <20 mm. Echter werden ook net als in 2012 en 2013 weer grotere breukstenen aangetroffen op de riffle.

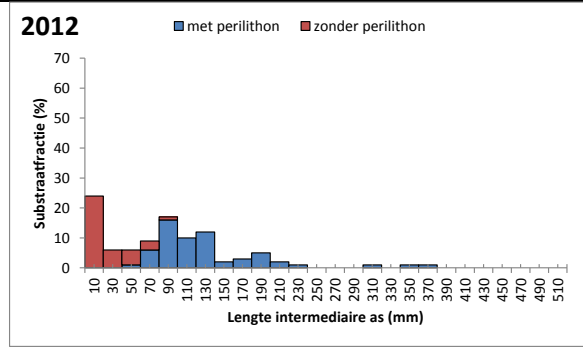
#### 2017

Net als vorige jaren waren de opgeraapte partikels voornamelijk klein (Figuur 70). De stenen hadden allen een intermediaire as tussen 0 en 140 mm, op twee na. De meeste partikels waren tussen 0 en 20 mm (36%) en tussen 80 en 100 mm (25%). Ongeveer 35% van het substraat had een korrelgrootte tussen de 5 en 80 mm en is daarmee volgens de literatuur geschikt als paaihabitat voor kopvoorn en serpeling (Van den Neucker et al. 2013).

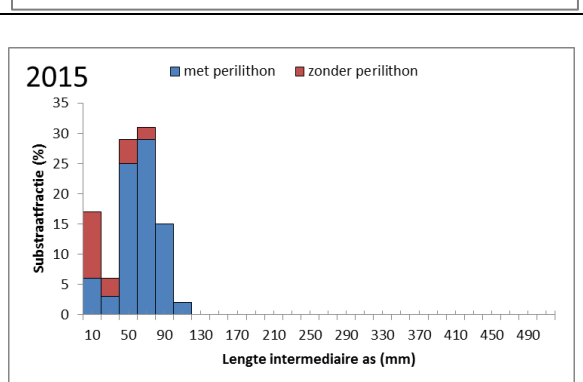
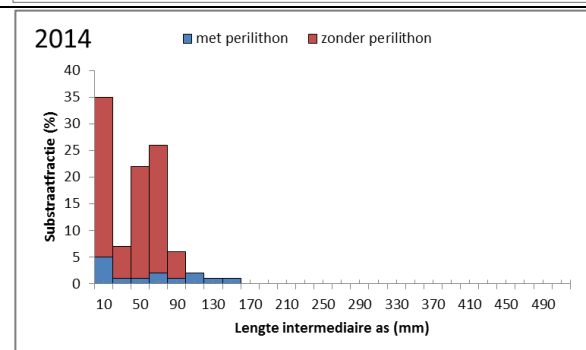
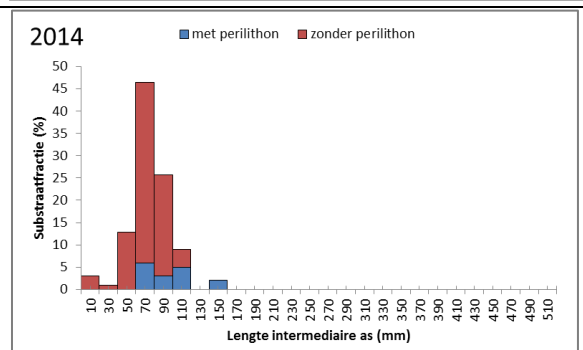
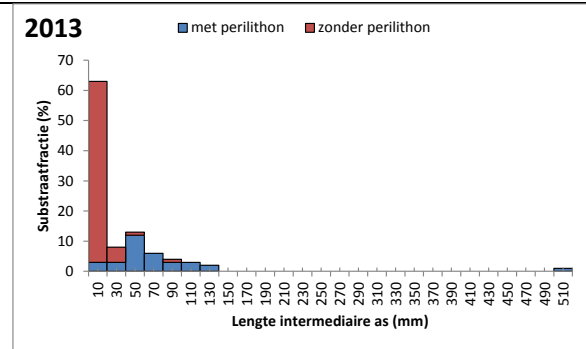
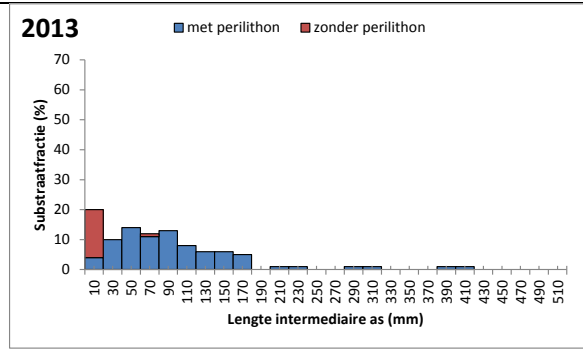


Riffle

Pool

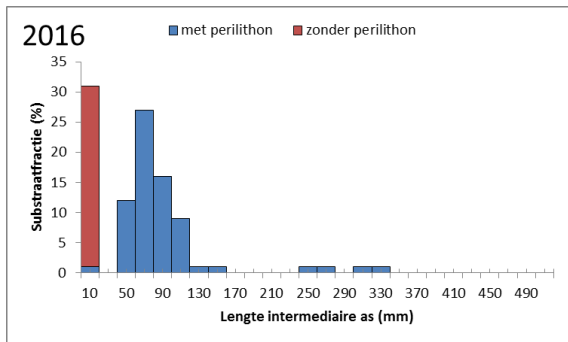


Niet beschikbaar

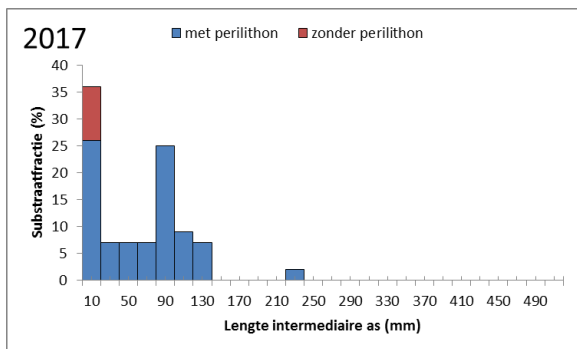


Niet beschikbaar





Niet beschikbaar



Niet beschikbaar

Figuur 70 Korrelgrootteverdeling van de riffle en de pool in 2012, 2013, 2014, 2015, 2016 en 2017 in de Ijse stroomafwaarts van de Elsenstraat (Neerijse), met onderscheid tussen substraatpartikels met perolithon begroeiing (blauw) en zonder perolithon begroeiing (rood). Deze resultaten zijn telkens gebaseerd op 100 substraatpartikels.

**Perilithon (samengevat in Tabel 14)**

2012, 2013 en 2014

In 2012 bevatte 61% van de substraatpartikels op de riffle perolithon. Het aantal partikels bedekt met perolithon in 2013 bedroeg 84%. In 2014 was slechts 18% van de onderzochte substraatpartikels op de riffle begroeid met perolithon (Figuur 70).

Van de substraatpartikels in de pool was ongeveer 33% begroeid met algen, terwijl dit in 2014 14% was.

2015

In 2015 was de hoeveelheid substraatpartikels begroeid met perolithon beduidend toegenomen in vergelijking met het jaar er voor (Figuur 70). Ongeveer 80% van de bemonsterde partikels waren bedekt met algen. De begroeiing kwam in mindere mate voor op partikels met een kleinere korrelgrootte (<20 mm en 20 tot 40 mm), maar voornamelijk op de grotere partikels (40 tot 100 mm).

2016

In 2016 waren 70% van de bemonsterde substraatpartikels begroeid met perolithon. De partikels die niet waren begroeid, behoorden allen tot de fractie < 20 mm (Figuur 70).







zeer los (10%) of sterk geconsolideerd (10%). De porieruimte van het substraat was soms grof (8%) of grof tot fijn (31%), maar in de meeste gevallen plaatselijk geblokkeerd (60%). De ingebedheid varieerde van niet (8%) tot weinig ingebed (23%) tot sterk ingebed (13%), maar de in het grootste deel van de meetpunten (56%) werd matige ingebedheid geconstateerd (Figuur 72).

In 9 van de 25 meetpunten (36%) in de pool bevond de korrelgrootte van het dominante substraat zich binnen het bereik (6 tot 120 mm) dat volgens het protocol van Eastman (2004) verder in beschouwing moet worden genomen voor de bepaling van de ingebedheid. In 36% van de meetpunten was de korrelgrootte te klein en in 28% van de meetpunten was deze te groot (Figuur 71). Het substraat was overwegend zeer los (82%) tot los (12%) en in sommige meetpunten licht geconsolideerd (6%). De porieruimte van het substraat was bijna altijd grof (82%) of grof tot fijn (12%), maar soms ook plaatselijk geblokkeerd (6%). De ingebedheid was voornamelijk niet ingebed (82%), maar soms ook weinig (12%) tot matig (6%) ingebed (Figuur 72).

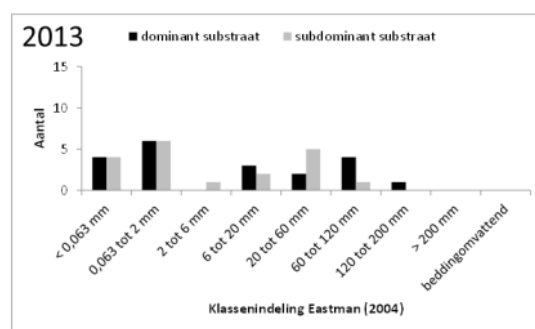
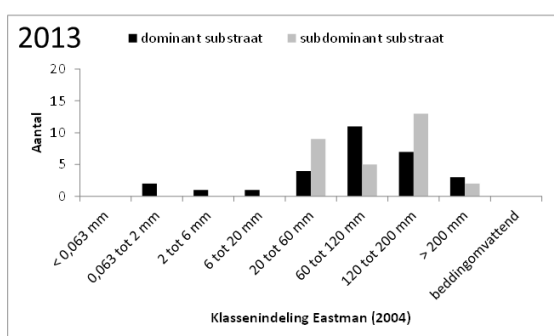
### 2017

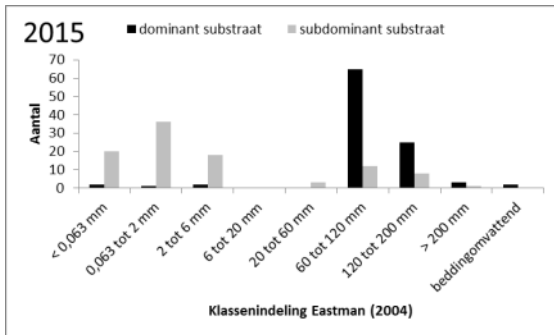
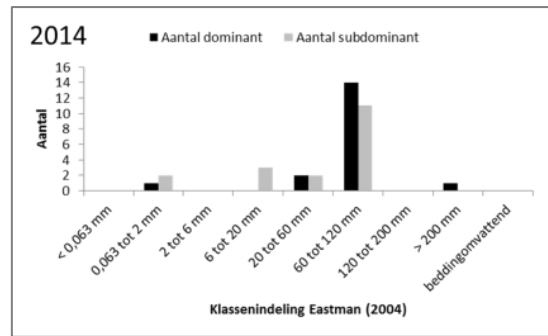
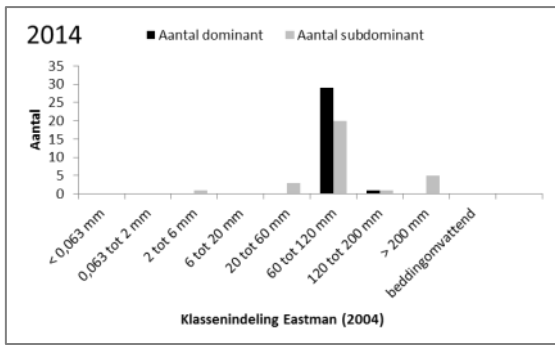
In 41 van de 50 meetpunten (82%) op de riffle bevond de korrelgrootte van het dominante substraat zich binnen het bereik (6 tot 120 mm) dat volgens het protocol van Eastman (2004) verder in beschouwing moet worden genomen voor de bepaling van de ingebedheid. In 8% van de meetpunten was de korrelgrootte te klein en in 10% te groot (Figuur 71). Het substraat was soms zeer los (7%) of sterk geconsolideerd (14%), maar in de meeste gevallen los (33%) of licht geconsolideerd (45%). De porieruimte van het substraat was overwegend plaatselijk geblokkeerd (64%) en soms grof (7%) of grof tot fijn (29%). De partikels waren in de meeste gevallen weinig (33%) of sterk (45%) ingebed (Figuur 72).

In 5 van de 20 meetpunten (25%) in de pool bevond de korrelgrootte van het dominante substraat zich binnen het bereik (6 tot 120 mm) dat volgens het protocol van Eastman (2004) verder in beschouwing moet worden genomen voor de bepaling van de ingebedheid. In 70% van de meetpunten was de korrelgrootte te klein en in 5% te groot (Figuur 71). Het substraat was overwegend zeer los (60%) en licht geconsolideerd (40%). De porieruimte van het substraat was altijd grof (60%) of plaatselijk geblokkeerd (40%). De ingebedheid was voornamelijk niet ingebed (60%) of sterk ingebed (40%).

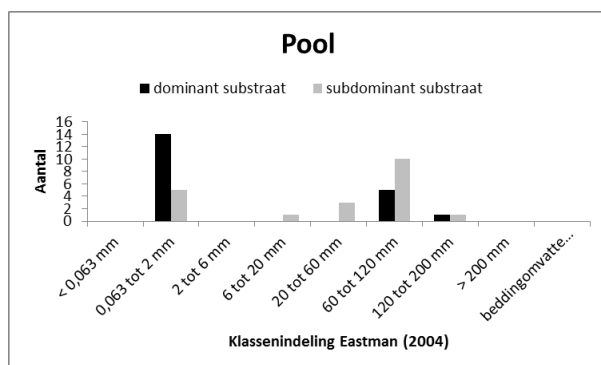
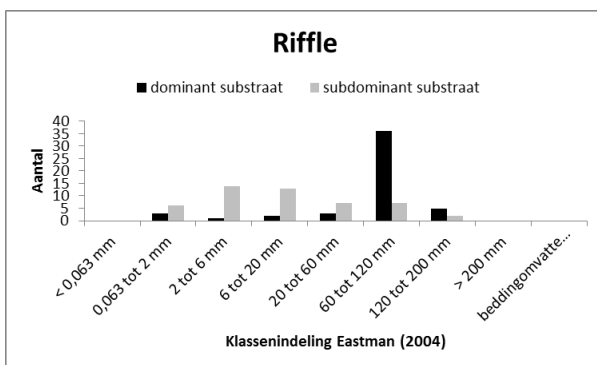
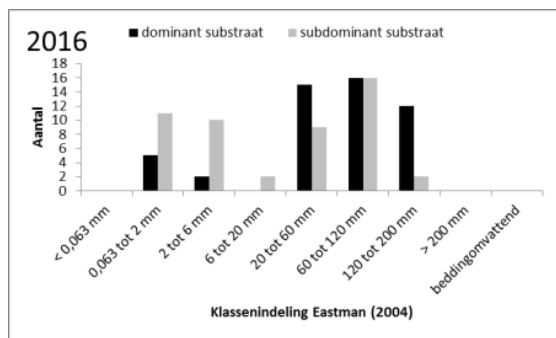
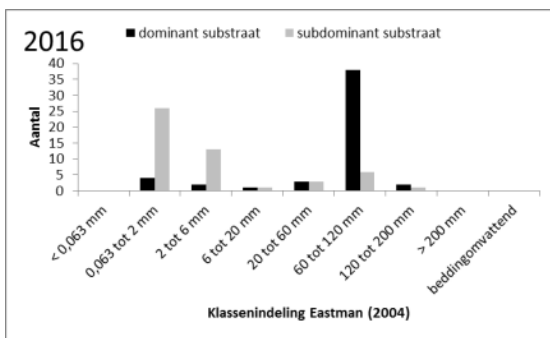
Riffle

Pool





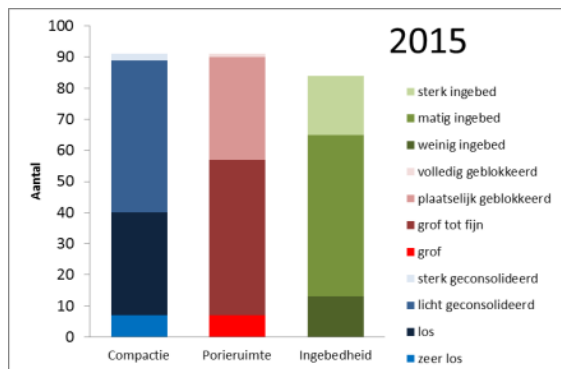
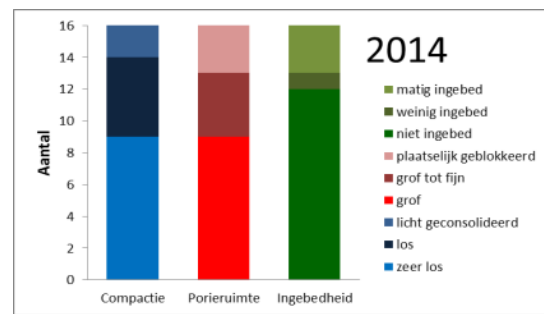
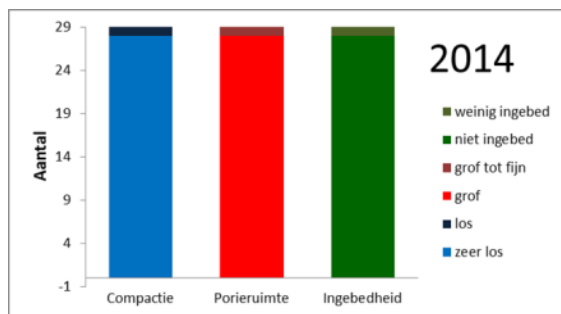
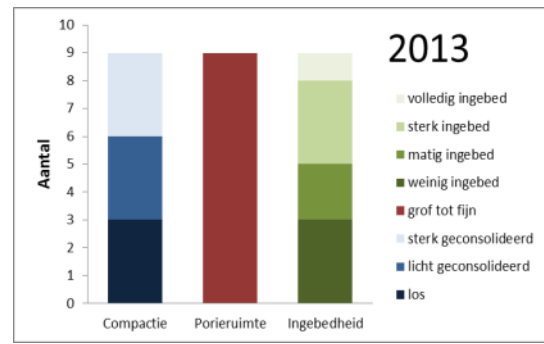
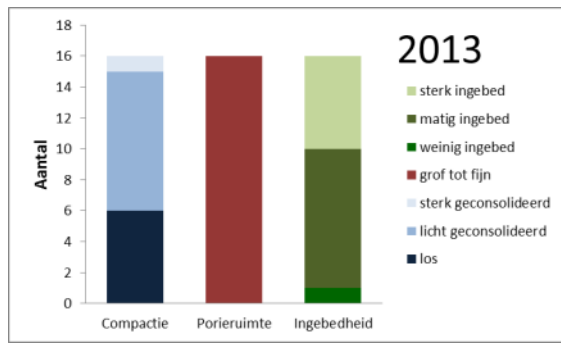
Niet beschikbaar



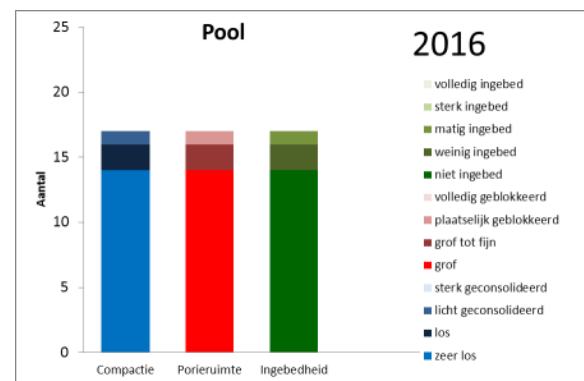
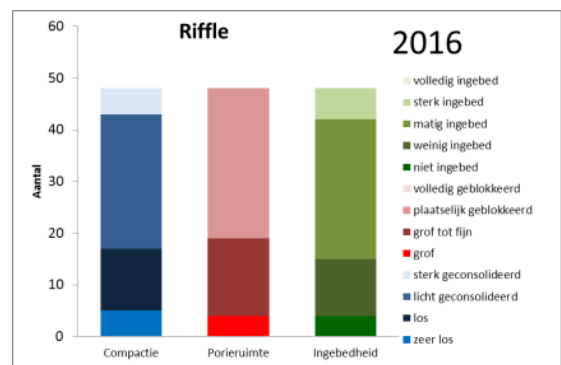
Figuur 71 Korrelgrootteverdeling van het dominante en subdominante substraat op de riffle en in de pool in 2013 en 2014. De resultaten voor 2013 en 2014 van de riffle en de pool zijn telkens gebaseerd op 30 en 20 meetpunten respectievelijk. De resultaten van 2015 zijn enkel beschikbaar voor de riffle, en zijn gebaseerd op 100 metingen. In 2016 werden 50 en 25 metingen gedaan op de riffle en pool respectievelijk. In 2017 was dit 50 en 20 respectievelijk.

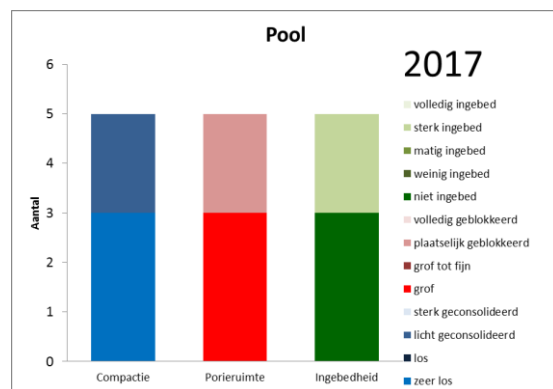
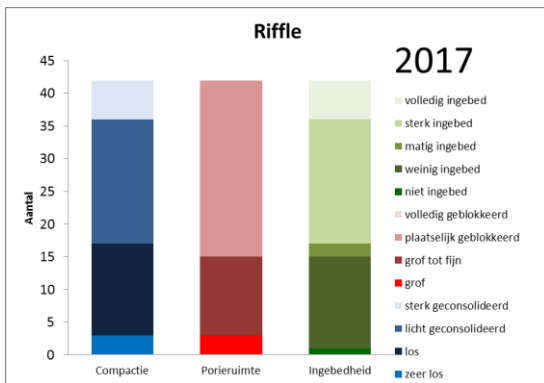
Riffle

Pool



Niet beschikbaar





Figuur 72 Compactie, porieruimte en ingebedheid op de riffle en de pool of enkel de riffle in 2013, 2014, 2015, 2016 en 2017.

## Waterplantenbedekking en beschaduwing (samengevat in Tabel 14)

### 2013 en 2014

De riffle was in 2013 voor 11% bedekt met sterrenkroos. Dit was niet het geval in 2014. De stenen waren toen wel bedekt met algen. De beschaduwing van de riffle door de bomen op de rechter oever is ongewijzigd ten opzichte van 2013.

### 2015

In 2015 bedekten waterplanten (o.a. *Elodea nuttallii*, *Callitriche hamulata*, *Potamogeton pectinatus*, *Glyceroa sp* (vlotgras)) 15 à 20% van de riffle. 33% van de riffle lag in de schaduw.

### 2016

In 2016 waren zowel de riffle als de pool voor 30% bedekt met waterplanten. De riffle en de pool waren naar schatting voor 40% beschaduw.

### 2017

Zowel de riffle als de pool waren in 2017 voor ongeveer 10% begroeid met waterplanten en voor 30% overgoten door schaduw.

## Bodemprofiel

Omwille van de aanwezigheid van hoge bomen naast de waterloop is het niet mogelijk opmetingen te doen met behulp van het Trimble totaalstation op deze locatie. Er is bijgevolg geen weergave van het bodemprofiel van deze riffle beschikbaar.

## Bespreking

De lengte van de riffle is ongewijzigd gebleven ten opzichte van vorig jaar. De waterdiepte is toegenomen en de stroomsnelheid bijna gehalveerd ten opzichte van vorig jaar. De aanwezige partikels behoorden in mindere mate tot de klasse 60 tot 120 mm, maar waren eerder kleiner dan vorig jaar. De condities zijn nog erg gelijkend op deze van in 2016, waar het substraat overwegend los tot licht geconsolideerd is met voornamelijk lokaal geblokkeerde poriën, waarvan de partikels weinig tot sterk zijn ingebed. De hoeveelheid partikels begroeid met perolithon is met ongeveer 20% toegenomen. De begroeiing met waterplanten is dan weer verminderd met 20%. Op basis van de pebble count blijkt dat de hoeveelheid partikels met



geschikte grootte is gedaald van 56% naar 35%. De korrelgrootte bepaling in de ringen toont echter aan dat de het percentage dominant substraat in de klasse 60-120 mm drastisch is gedaald ten voordele van de kleinere partikels (2-60 mm).

De condities op de riffle blijven nagenoeg gelijk over de opeenvolgende jaren. De begroeiing met perolithon is nog meer toegenomen sinds vorig jaar. Dit is nadelig voor de ontwikkeling van de eitjes van de doelsoorten. Een betere waterkwaliteit en lagere nutriëntengehalte gepaard met minder direct zonlicht op de riffle vanwege beschaduwning, zou de begroeiing kunnen terugdringen.

### 2.2.2.7 Conclusie

De condities op de riffles ter hoogte van de Beekstraat waren in 2016 verbeterd vanwege het piekdebiet dat het grind had losgespoeld. In 2017 werd echter waargenomen dat de omstandigheden opnieuw met ongeveer een klasse zijn verslecht in functie van de paai van de doelsoorten. De condities op de riffle aan de Elzenstraat blijven meer constant doorheen de tijd. De riffles waren in 2017 over het algemeen wat te veel ingebed en hadden weinig grove poriën. Het grootste probleem met deze riffles in de IJse blijft echter de hoeveelheid begroeiing met perolithon, dewelke nefast is voor de ontwikkeling van de eitjes van de doelsoorten.

### 2.2.2.8 Aanbevelingen

De waterkwaliteit dient te worden verbeterd in de IJse om een verbetering van de condities die nodig zijn voor de voortplanting van de doelsoorten, te kunnen benaderen.

## 2.2.3 Protocol evaluatie paairiffles

### 2.2.3.1 Inleiding

Een rivier is een dynamisch systeem. Bijgevolg is de rivier continu onderhevig aan processen die haar loop verandert. Dit maakt het noodzakelijk om de aangelegde riffles op te volgen doorheen de tijd. Rheofiele vissoorten zoals kopvoorn (*Leuciscus cephalus*), serpeling (*Leuciscus leuciscus*) en beekforel (*Salmo trutta*) hebben nood aan grindbedden of paairiffles om zich voort te planten. De eitjes worden afgezet tussen het grind waar ze zich kunnen ontwikkelen. De stroomsnelheid en waterdiepte zijn bepalend voor de zuurstoftoevoer aan de eitjes. Hierbij is het belangrijk dat er grove poriëruidten aanwezig zijn tussen het grind waar de eitjes terecht kunnen komen. Eens de eitjes zijn afgezet mag er geen sediment op de riffle worden afgezet, aangezien dit kan leiden tot verstikking van de eitjes.

Dit protocol dient als handleiding bij het nagaan van de geschiktheid van de condities die volgens de literatuur optimaal zijn voor de voortplanting van deze rheofiele doelsoorten. Het uitvoeren van jaarlijkse of regelmatige opmetingen van natuurlijke of aangelegde riffles geeft een idee van de evolutie en morfologie ervan inzake stabiliteit, ingebedheid, aanslibbing en begroeiing. Dit resulteert dan in informatie over het behoud van de geschiktheid als paaigrond voor de stroominnende soorten.

### 2.2.3.2 Werkwijze

Bij het uitvoeren van jaarlijkse metingen, is het van belang dat dit telkens rond dezelfde periode plaatsvindt. Er kan gekozen worden om de opmetingen in de zomer uit te voeren, wanneer waterplanten en algen het duidelijkste aanwezig zijn. Anderzijds kan gekozen worden om kort voor de paaiperiode van de doelsoort te bemonsteren. Dit geeft dan inzicht in de condities van het paaihabitat op het moment van de paai. Er dient getracht te worden de

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

dieren niet te storen tijdens hun voortplantingsperiode. Voor beekforel, serpeling en kopvoorn wordt de riffle daarom best niet betreden in de perioden december, maart, mei-juni respectievelijk. Tevens zou moeten gemeden worden de riffle te betreden in de eerste maanden na de paai, om uitspoeling en verstoring van ontwikkelende eitjes en/of larven te voorkomen.

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

- totale lengte van de riffle (m)
- breedte van de riffle (m)
- korrelgrootte substraat (mm)
- aanwezigheid perolithon (algenbedekking) substraat
- waterdiepte (cm)
- stroomsnelheid (cm/s)
- debiet (m<sup>3</sup>/s)
- mate van ingebedheid stenig substraat (Schälchli-klassen)
- beschaduwing (%)
- bedekking waterplanten (%)

Om te beletten dat de bodem te veel verstoord wordt alvorens de mate van ingebedheid te bepalen, worden 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 perolithonbedekking 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.

### **Lengte en breedte**

De totale lengte van de riffle wordt gemeten met een lintmeter. De stroomaf- en stroomopwaartse grenzen van een riffle zijn enigszins subjectief. De grenzen worden 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 wordt op vier of vijf plaatsen loodrecht op de oever gemeten met een lintmeter en uitgemiddeld.

### **Ringen**

Vervolgens worden over de lengte van de riffle op gelijke afstand van elkaar tien trajecten dwars op de stroomrichting bepaald (Figuur 73). Elk traject bestaat uit drie of vijf meetpunten (voor waterlopen smaller en breder dan vier meter respectievelijk) die op gelijke afstand van elkaar zijn verdeeld tussen de oevers. In elk meetpunt wordt een ring van 40 cm gelegd (Figuur 74). Zowel de waterdiepte en stroomsnelheid worden binnen deze ring gemeten, alsook de mate van ingebedheid van het stenig substraat.





Figuur 73 Tien trajecten van drie of vijf meetpunten (afhankelijk van de breedte van de waterloop) worden gelijkmatig verdeeld over de lengte van de riffle.

De stroomsnelheid (gemeten 10 cm boven de bodem, tot op 1 cm/s nauwkeurig) en de waterdiepte (gemeten vanaf de bodem tot het wateroppervlak, tot op 1 cm nauwkeurig) worden gemeten met een draagbare Marsh McBirney FlowMate™ (model 2000) stroomsnelheidsmeter en bijhorende peilstok. De stroomsnelheid en de waterdiepte worden in elk meetpunt centraal binnen de metalen ring met een diameter van 40 cm bepaald, waarbinnen ook de ingebedheid van het substraat wordt geschat (Figuur 74).





Figuur 74 Metalen ring met diameter van 40 cm waarbinnen in elk meetpunt de stroomsnelheid, waterdiepte en ingebedheid van het substraat wordt geschat.

De mate van ingebedheid van het stenig substraat wordt bepaald volgens de procedure uitgewerkt door Eastman (2004). Hierbij worden eerst de dominante en subdominante substraatklassen (korrelgrootten) bepaald binnen de metalen ring met een diameter van 40 cm (Figuur 74). Bepalen van de substraatklassen gebeurt door visuele inschatting. De korrelgrootten van de substraatklassen variëren van klei (<0,063 mm), zand (0,063-2 mm), fijn grind (2-6 mm), middelgroot grind (6-20 mm), grof grind (20-60 mm), kleine stenen (60-120 mm), grote stenen (120-200 mm), zeer grote stenen (>200 mm) tot beddingomvattende rotsen (Eastman, 2004). Er worden slechts drie substraatklassen in beschouwing genomen voor het bepalen van de ingebedheid (Eastman, 2004): middelgroot grind (6-20 mm), grof grind (20-60 mm) en kleine stenen (60-120 mm). Voor deze drie klassen wordt vervolgens de mate van ingebedheid geschat via een driedelige 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 gemakkelijk opgeraapt en laat geen afdruk in de bodem na.
- 2) 'los': Een steen wordt gemakkelijk 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 wordt 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 11). Soms wordt 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 wordt soms vastgesteld dat stenen niet te verwijderen waren, omdat ze in een zeer stabiele configuratie liggen met naburige stenen.

Tabel 15 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	overall cohesieve depositie	sterk geconsolideerd	volledig geblokkeerd (geen zichtbare poriën)



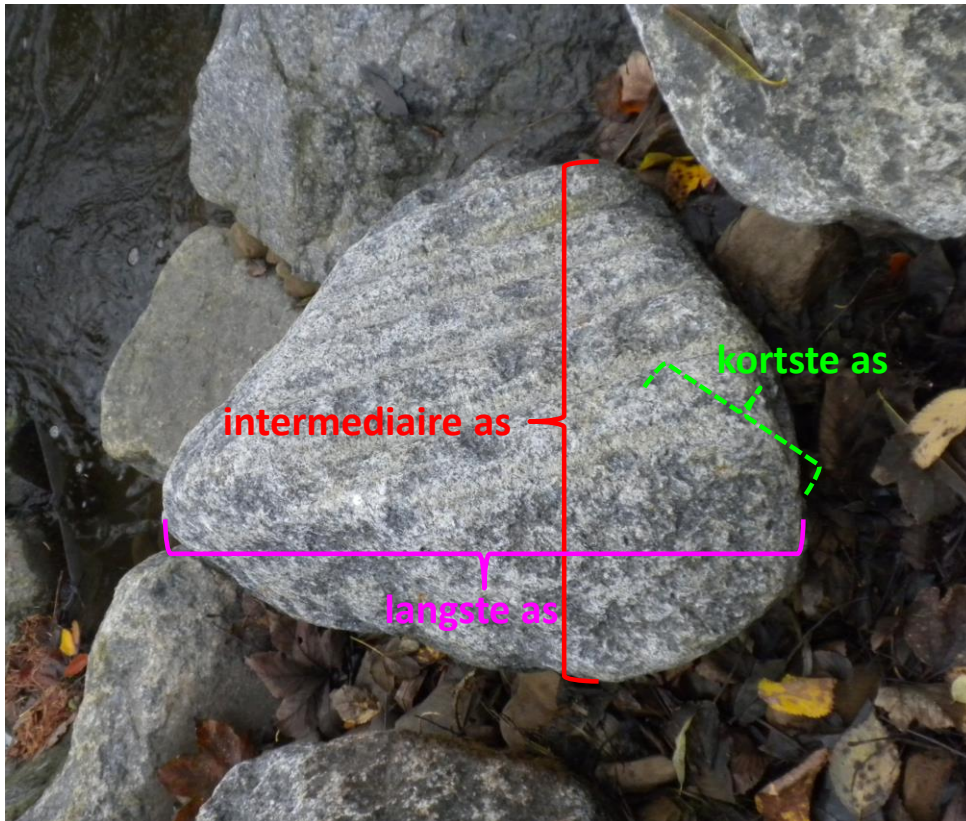


## Pebble Count

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

- De Pebble Count wordt 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, wordt een afstand van 10% van de totale lengte aan zowel het stroomaf- als stroomopwaartse uiteinde van de riffle niet bemonsterd. De Pebble Count wordt dus uitgevoerd binnen de resterende 80% van de totale lengte van de riffle.
- Er wordt gewerkt met een “step-toe” procedure. Hierbij wordt gestart aan één van beide oevers t.h.v. een willekeurig gekozen startpunt. Vervolgens wordt er zigzag-gewijs over de riffle gewandeld waarbij de tenen tegen de hiel van de andere voet worden geplaatst. Na twee voetlengten wordt de blik afgewend en het eerste substraatpartikel opgepakt dat t.h.v. de tip van de voet wordt aangeraakt met de wijsvinger (ook al was het slechts een zandkorrel). Na het meten van het partikel, wordt een volgende stap gezet langs het transect, in de richting van de andere oever, en wordt de procedure herhaald. Zodra de andere oever bereikt, wordt gestart langs een volgend willekeurig gekozen transect.
- Enkel de intermediaire as (Figuur 64) van het opgeraapte substraatpartikel wordt gemeten (de langste en kortste as worden dus niet gemeten). Diep ingebedde stenen of stenen die te groot en te zwaar zijn om op te heffen, worden gemeten zonder ze te verplaatsen. Van de diep ingebedde of te zware stenen wordt de kortste van de blootliggende assen gemeten. Metingen gebeuren met een schuifpasser of met een meetlat tot op 1 mm nauwkeurig. Deeltjes kleiner dan 2 mm worden genoteerd als “< 2 mm”. Voor een geldige Pebble Count moeten minstens 100 partikels worden gemeten.





Figuur 75 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 wordt opgeraapt voor de Pebble Count, wordt de kant die blootgesteld is aan de waterkolom geïnspecteerd op de aanwezigheid van perolithon (algen of biofilm). Indien er perolithon aanwezig is, dan wordt dit genoteerd naast de meting van de intermediaire as van het partikel.

### **Beschaduwing en waterplanten**

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

### **Bodemprofielen**

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



## 2.2.4 Harken van paairiffles

### 2.2.4.1 Situering

Het restaureren van de dynamiek van waterlopen alsook plaatselijk beheren van grindbedden is reeds verschillende jaren in opmars. Meerdere technieken worden toegepast voor het verwijderen van slib tussen het grind op potentiële paaiplaatsen van lithofiele vissen. De impact en efficiëntie van deze technieken zijn echter nauwelijks of niet bestudeerd. Technieken die worden gebruikt zijn het vervangen of aanvullen van grind op grindbedden, het plaatsen van hout of stenen om plaatselijke vernauwingen van de waterloop te construeren, en het schoonmaken van grind (Basic et al 2017).

In de literatuur is er weinig te vinden omtrent het harken van paairiffles en het effect er van op het substraat en de reproductie van lithofiele vissen (Meyer et al 2008). Wel is er een studie gepubliceerd die het effect bespreekt van gravel jetting. Hierbij wordt onder hoge druk slib, zand en fijn grind uit de interstitiële ruimten van het grind gespoten. Het grind met de gewenste korrelgrootte wordt hierbij ook omgerold.

De studie waarin het effect van jetting op de condities van het substraat wordt besproken is Basic et al (2017). Het experiment toont aan dat jetting geen beduidend effect heeft op de compositie van de grootte van de partikels, wanneer de reductie in korrels met een diameter van <2 mm buiten beschouwing werd gelaten. De effecten van het schoonmaken waren echter slechts merkbaar voor minder dan drie maanden. Over de gehele riffle kon het effect niet meer dan twaalf maanden worden opgemerkt. De studie besloot dat het grind schoonmaken voor een korte tijdspanne de kwaliteit van het substraat kan verbeteren voor lithofiele vissen die tussen de interstitiële ruimten paaien, maar niet voor vissen die dieper in het substraat paaien zoals de kuilgravende salmoniden.

Deze studie heeft als doel het nagaan van het effect van het losharken van grind op de condities van het substraat met het oog op de reproductie van lithofiele doelsoorten.

### 2.2.4.2 Materiaal en methode

Om het effect van het harken te onderzoeken werd een riffle opgemeten voor en na het harken. Hierbij werd gekozen voor een grindbed dat nog nooit eerder werd geharkt en dat reeds verschillende jaren geëvalueerd wordt, zijnde de riffle in de IJse aan de Elsenstraat ter hoogte van het Lindenhof. De opmetingen voor en na het harken waren analoog aan de jaarlijkse evaluatie-opmetingen.

De riffle werd in twee delen verdeeld. De meest stroomafwaartse helft zou worden geharkt, terwijl de meest stroomopwaartse helft zou dienen als referentie. Beide delen van de riffle werden opgemeten voor, onmiddellijk na, één maand na én drie maanden na het harken.

De lengte en breedte van de riffle werden opgemeten. Het percentage beschaduwing en waterplanten werd geschat. Vervolgens werd de lengte van de riffle opgedeeld in tien transecten dwars op de stroomrichting. Op elk transect werden vijf cirkels van 40 cm diameter opgemeten volgens het protocol van Eastman. Hierbij werd de korrelgrootte van het dominante en subdominante substraat genoteerd, en afhankelijk hiervan tevens de ingebedheid, compactie en porieruimte van het dominante substraat. Binnen elke ring werd ook de stroomsnelheid op tien cm van de bodem gemeten alsook de diepte. Per helft (stroomafwaartse deel dat werd geharkt en stroomopwaartse helft die dient als referentie) werden dus vijf transecten opgemeten. Vervolgens werd een pebble count uitgevoerd voor zowel de stroomopwaartse en stroomafwaartse helft van de riffle (100 partikels per helft).



De meest stroomafwaartse helft van de riffle werd vervolgens geharkt volgens het protocol (op 13/04/2018). Na het harken werden opnieuw de vijf ringmetingen voor de tien transecten uitgevoerd en de pebble count voor beide helften. Dit werd herhaald één maand na het harken (17/05/2018) en drie maanden na het harken (12/07/2018).

### 2.2.4.3 Resultaten

#### Afmetingen

De riffle had een gemiddelde lengte en breedte van 38 en 4,9 m respectievelijk.

#### Waterdiepte en stroomsnelheid

De waterdiepte bedroeg vóór het harken gemiddeld  $24,9 \pm 12,0$  cm. De stroomsnelheid was gemiddeld  $43,3 \pm 29,5$  cm/s. Meteen na het harken werd een gemiddelde diepte van  $25,2 \pm 11,8$  cm gemeten en een gemiddelde stroomsnelheid van  $44,6 \pm 26,1$  cm/s. Een maand na het harken bedroeg de waterdiepte gemiddeld  $21,6 \pm 9,0$  cm en de stroomsnelheid gemiddeld  $50,5 \pm 26,4$  cm/s. Drie maanden na het harken was de waterdiepte gemiddeld  $23,1 \pm 13,5$  cm en de stroomsnelheid gemiddeld  $41,9 \pm 23,9$  cm/s. Deze opmetingen tonen aan dat de stroomsnelheid en waterdiepte op de riffle vrijwel gelijk zijn gebleven tijdens het uitvoeren van de studie. Het harken lijkt ook geen invloed te hebben op deze parameters.

#### Korrelgrootteverdeling

Uit de pebble count bleek dat vóór het harken ongeveer 30% van de partikels een afmeting had tussen de 5 en 80 mm, dewelke als geschikt kan worden beschouwd op basis van de gekende habitateisen van kopvoorn en serpeling (Van den Neucker et al. 2013a). 19% van de opgeraapte partikels was te klein en 51% te groot. Na het harken had 34% van de opgeraapte partikels op het geharkte deel een voor de doelsoorten optimale afmeting. 15% was te klein en 51% was te groot. Deze verschillen zijn te klein om te kunnen spreken van een invloed van het harken op de korrelgrootte. Bovendien had na het harken ongeveer 31% van de partikels een optimale grootte op het niet-geharkte deel van de riffle. 14% was te klein en 55% te groot.

Een maand later had in het geharkte gedeelte van de riffle slechts 21% van de opgeraapte partikels een afmeting tussen de 5 en 80 mm. 6% was te klein en 73% was te groot. Op de stroomopwaartse helft van de riffle (die niet werd geharkt), had 29% van de opgeraapte partikels een intermediaire as tussen de 5 en 80 mm. 18% was te klein en 53% was te groot.

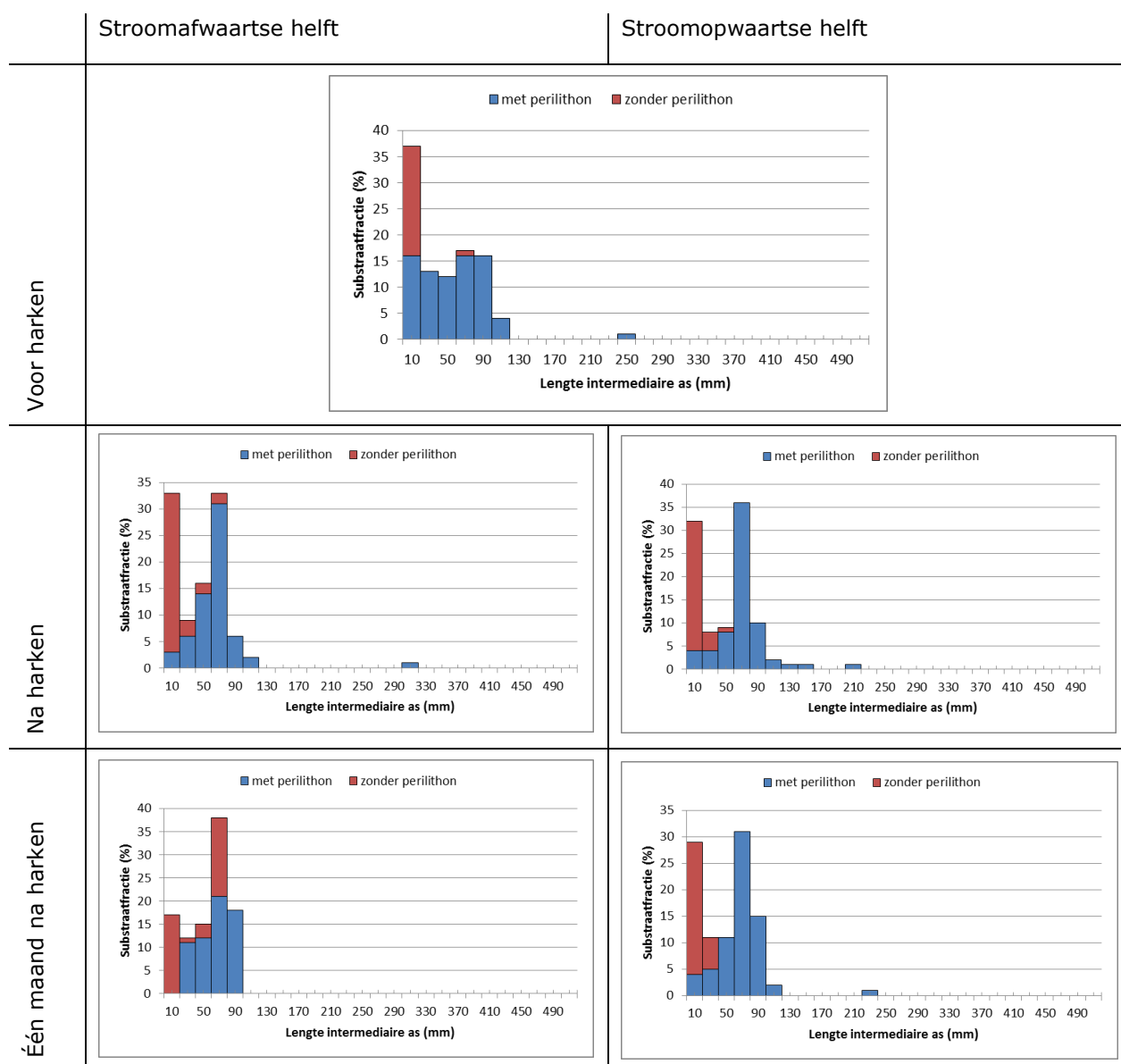
Drie maanden na het harken, was op het geharkte deel ongeveer 38% van de opgeraapte partikels tussen de 5 en 80 mm groot, terwijl maar liefst 53% te klein was en 9% te groot. Voor de niet geharkte meer stroomopwaartse helft bedroeg het percentage van de opgeraapte partikels met een intermediaire as tussen de 5 en 80 mm maar liefst 65%. 28% was te klein en 7% was te groot. De aanwezigheid van heel kleine partikels werd reeds opgemerkt tijdens het opmeten. Er waren op de gehele riffle kussens van sediment te voelen. Deze kussens waren vaak ook begroeid met langdradige algen. Deze sedimentatie had voornamelijk plaatsgevonden op de meer stroomafwaartse helft, die enigszins dieper ligt dan de stroomopwaartse helft. Deze zijn over het algemeen kleiner dan 5 mm. Tijdens deze opmeting is de korrelgrootte kleiner dan in de voorgaande opmetingen. Dit kan echter ook te wijten zijn aan de variatie waaraan deze methode onderhevig is.

#### Perilithon

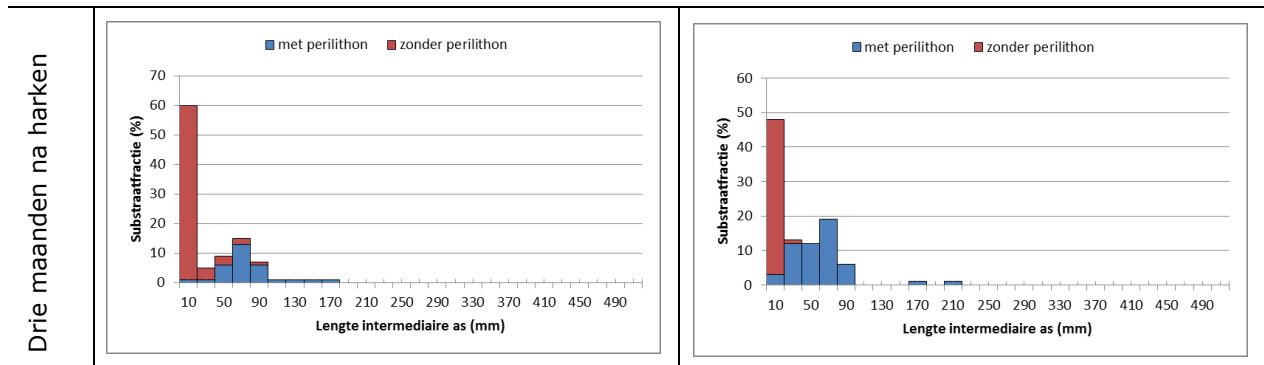
Vóór het harken was 78% van de opgeraapte partikels begroeid met perilithon en 22% niet begroeid. Na het harken was een daling waar te nemen in begroeide partikels zowel op het geharkte als het niet-geharkte deel van de riffle. Toen was namelijk 63% wel en 37% van de

opgeraapte partikels niet begroeid op de geharkte helft. Dit was respectievelijk 67% en 33% op het niet-geharkte deel. De verschillen tussen de geharkte helft en de referentie zijn toe te schrijven aan variatie. Er kan dus niet worden besloten dat het harken geen invloed heeft op de begroeiing van de substraatpartikels met perilithon.

Een maand later was op de stroomafwaartse (geharkte) helft ongeveer 62% van de opgeraapte partikels begroeid en 38% niet begroeid met perilithon. Op de meer stroomopwaartse helft die dienst doet als referentie was dit respectievelijk 69% en 31%. Deze waarden verschillen nauwelijks van de resultaten onmiddellijk voor en na het harken. Drie maanden na het harken was op de meest stroomafwaartse helft slechts 31% van de partikels begroeid en 69% niet begroeid. Op de meer stroomopwaartse helft was dit 54% en 46% respectievelijk. De sterke daling in met perilithon begroeide partikels is te wijten aan de grote hoeveelheid korrels die werd opgeraapt met een afmeting van minder dan 2 mm. Deze korrels zijn namelijk te klein om zichtbaar begroeid te zijn met perilithon. Er groeiden echter wel hompen alg op de kussens van fijn materiaal. Deze resultaten mogen bijgevolg niet als een verbetering in condities worden geïnterpreteerd.







Figuur 76 Korrelgrootteverdeling op beide helften van de riffle in 2018 zowel voor, onmiddellijk na, één maand na, als drie maanden na het harken. Substraatpartikels met perillithon begroeiing (blauw) en zonder perillithon begroeiing (rood). Deze resultaten zijn telkens gebaseerd op 100 substraatpartikels. De pebble count vóór het harken werd slechts één maal uitgevoerd voor de gehele riffle. Bijgevolg zijn de resultaten voor de beide helften gelijk.

### Ingebedheid

Vóór het harken bevond in 21 van de 25 meetpunten (84%) op de riffle op de meest stroomafwaartse helft, de korrelgrootte van het dominante substraat zich binnen het bereik (6 tot 120 mm) dat volgens het protocol van Eastman (2004) verder in beschouwing moet worden genomen voor de bepaling van de ingebedheid. In 16% van de meetpunten was de korrelgrootte te klein (Figuur 77). Het substraat was overwegend los (43%) tot licht geconsolideerd (57%). De porieruimte van het substraat was soms grof (14%) of grof tot fijn (5%), maar in de meeste gevallen plaatselijk geblokkeerd (81%). De ingebedheid varieerde van weinig (5%) tot voornamelijk matig (76%) en soms sterk ingebed (19%) (Figuur 78).

Dit was nagenoeg hetzelfde voor de stroomopwaartse helft, waarbij eveneens in 84% van de meetpunten de korrelgrootte van het dominante substraat zich binnen het bereik (6 tot 120 mm) bevond dat volgens het protocol van Eastman (2004) verder in beschouwing moet worden genomen voor de bepaling van de ingebedheid (Figuur 77). 12% was te klein en 4% was te groot. Het substraat was hier en daar los (5%) maar bijna overal licht geconsolideerd (95%). De porieruimte van het substraat was soms grof tot fijn (5%) maar in de meeste gevallen plaatselijk geblokkeerd (95%). De ingebedheid was soms weinig (4%), maar meestal matig (64%) of sterk ingebed (32%) (Figuur 78).

Na het harken bevond op de riffle op de meest stroomafwaartse helft in 18 van de 25 meetpunten (72%) de korrelgrootte van het dominante substraat zich binnen het bereik (6 tot 120 mm) dat volgens het protocol van Eastman (2004) verder in beschouwing moet worden genomen voor de bepaling van de ingebedheid (Figuur 77). In 20% van de meetpunten was de korrelgrootte te klein en in 8% te groot (Figuur 71). Het substraat was overwegend zeer los (83%) en soms los (6%) of licht geconsolideerd (11%). De porieruimte van het substraat was meestal grof (83%) en soms grof tot fijn (11%) of plaatselijk geblokkeerd (6%). Op de meeste plaatsen was het substraat niet (83%) ingebed en soms weinig (11%) of matig (6%) (Figuur 78).

De resultaten voor de niet-geharkte helft bleven meer gelijk. Daar had nog steeds in 84% van de meetpunten de korrelgrootte van het dominante substraat een intermediaire as die zich binnen het bereik (6 tot 120 mm) bevindt dat volgens het protocol van Eastman (2004) verder in beschouwing moet worden genomen voor de bepaling van de ingebedheid (Figuur 77). 4% was te klein en 12% was te groot. Het substraat was soms los (19%) maar overwegend licht geconsolideerd (81%). De porieruimte van het substraat was soms grof tot fijn (19%), maar in

de meeste gevallen plaatselijk geblokkeerd (81%). De ingebedheid varieerde van weinig (19%) tot voornamelijk matig (62%) en soms sterk ingebed (19%) (Figuur 78).

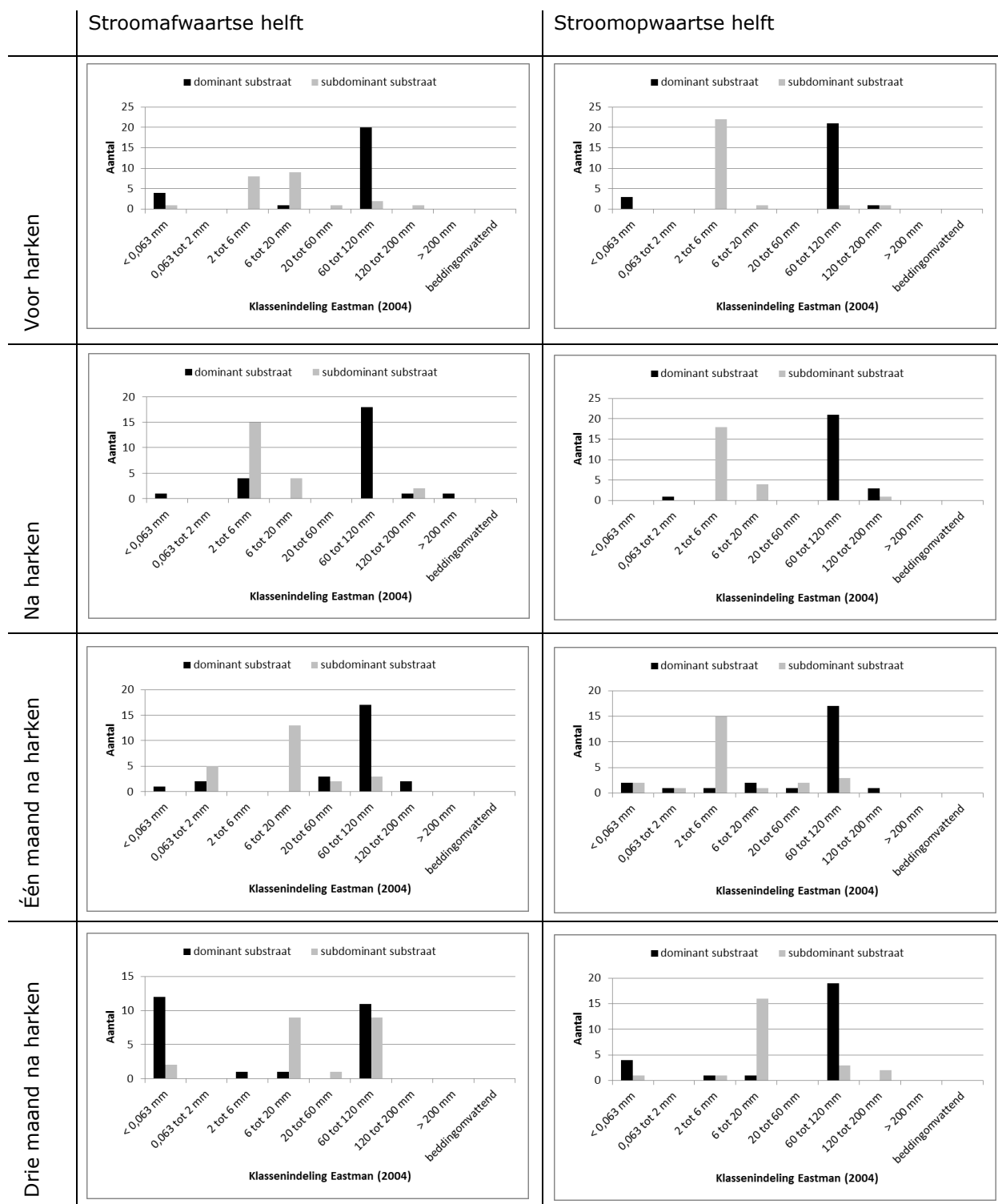
Een maand na het harken bevond op de meest stroomafwaartse helft van de riffle in 20 van de 25 meetpunten (80%) de korrelgrootte van het dominante substraat zich binnen het bereik (6 tot 120 mm) dat volgens het protocol van Eastman (2004) verder in beschouwing moet worden genomen voor de bepaling van de ingebedheid (Figuur 77). In 12% van de meetpunten was de korrelgrootte te klein en in 8% te groot. Het substraat was overwegend los (86%) en soms zeer los (9%) of licht geconsolideerd (5%). De porieruimten waren meestal grof tot fijn (82%) en af en toe grof (14%) of plaatselijk geblokkeerd (4%). De partikels waren soms niet ingebed (9%), maar meestal weinig (59%) of matig ingebed (32%) (Figuur 78). Hieruit blijkt dat de condities op de riffle een maand na het harken over het algemeen reeds met een klasse verslecht zijn.

Ook op de meer stroomopwaartse helft van de riffle die dienst doet als referentie was in 20 van de 25 meetpunten (80%) de korrelgrootte van het dominante substraat binnen het bereik (6 tot 120 mm) dat volgens het protocol van Eastman (2004) verder in beschouwing moet worden genomen voor de bepaling van de ingebedheid (Figuur 77). In 16% van de meetpunten was de korrelgrootte te klein en in 4% van de meetpunten te groot. Het substraat was soms zeer los (5%), maar vaker los (35%) en meestal licht geconsolideerd (60%). De porieruimten waren grof (5%), grof tot fijn (30%), maar overwegend plaatselijk geblokkeerd (65%). De partikels waren zelden niet (5%), soms weinig (30%) of sterk (10%), maar meestal matig (55%) ingebed (Figuur 78). De condities op de referentiehelft van de riffle zijn nagenoeg gelijk gebleven met de maand voordien.

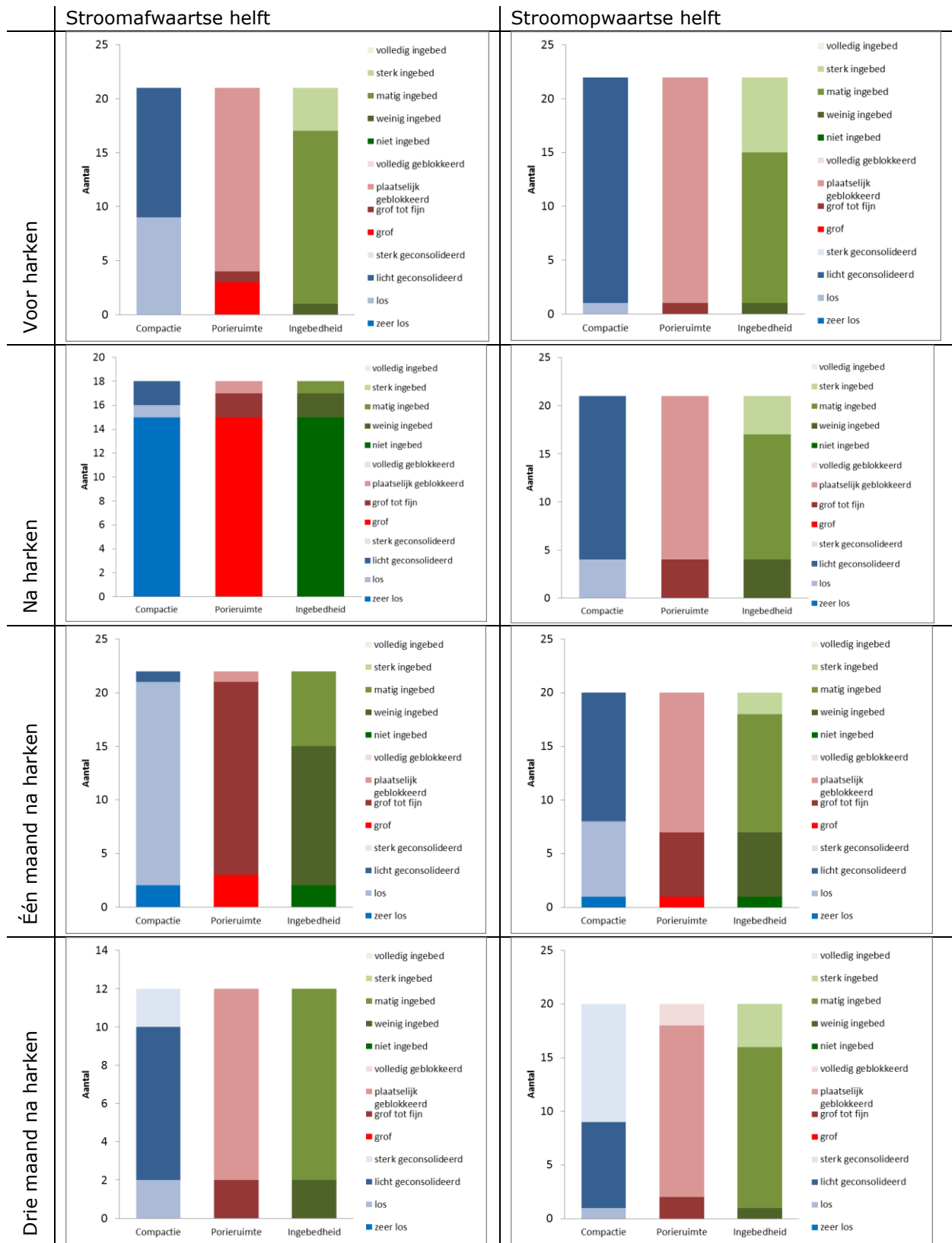
Zo'n drie maanden na het harken bevond de korrelgrootte van het dominante substraat op de stroomafwaartse helft van de riffle, zich in 12 van de 25 meetpunten (48%) binnen het bereik (6 tot 120 mm) dat volgens het protocol van Eastman (2004) verder in beschouwing moet worden genomen voor de bepaling van de ingebedheid (Figuur 77). In 52% van de meetpunten was het te klein en nergens was het te groot. Het substraat was soms los (17%) of sterk geconsolideerd (17%), maar meestal licht geconsolideerd (66%). De porieruimten waren soms grof tot fijn (17%), maar overwegend plaatselijk geblokkeerd (83%). De partikels waren meestal matig (83%) en soms weinig (17%) ingebed (Figuur 78). De condities zijn dus twee maanden na de vorige opmeting opnieuw met een klasse of meer verslecht. De resultaten tonen veel gelijkenis met de waarden die werden bekomen bij de opmeting vóór het harken.

Op de referentiehelft van de riffle bevond de korrelgrootte van het dominante substraat zich opnieuw in 20 van de 25 meetpunten (80%) binnen het bereik (6 tot 120 mm) dat volgens het protocol van Eastman (2004) verder in beschouwing dient te worden genomen voor de bepaling van de ingebedheid (Figuur 77). In 20% van de meetpunten was de korrelgrootte te klein en nergens was deze te groot. Het substraat was soms los (5%), maar overwegend licht geconsolideerd (40%) of sterk geconsolideerd (55%). De porieruimten waren soms grof (10%) of volledig ingebed (10%), maar meestal plaatselijk geblokkeerd (80%). De partikels waren soms weinig (5%), maar meestal matig (75%) of sterk (20%) ingebed (Figuur 78). De condities op dit deel van de riffle zijn nagenoeg gelijk gebleven met de vorige opmeting, alsook met alle voorgaande hierboven beschreven.





Figuur 77 Korrelgrootteverdeling van het dominante en subdominante substraat op de stroomafwaartse en stroomopwaartse helften van de riffle in 2018 voor, onmiddellijk na, één maand na en drie maanden na het harken. Deze resultaten zijn telkens gebaseerd op 25 metingen.



Figuur 78 Compactie, porieruimte en ingebedheid op de stroomafwaartse en stroomopwaartse helft van de riffle in 2018 zowel voor, onmiddellijk na, één maand na, als drie maanden na het harken.

## Waterplanten en beschaduwing

De riffle was in april naar schatting voor 30% beschaduwd. De bedekking met waterplanten werd geschat op 5%. 80% van de riffle werd bedekt door langdradige algen. In mei bedekten waterplanten naar schatting 10% van de riffle en was 30% beschaduwd. Wel was ongeveer 80% van de riffle bedekt met waterplanten. In juli, drie maanden na het harken, werd de bedekking door waterplanten en algen geschat op 25% en 60% respectievelijk. Ongeveer 30% van de riffle zou beschaduwd zijn tijdens het middaguur. Dit toont aan dat langdradige algen in groten getale aanwezig zijn op de riffle, wat nefast is voor de reproductie van de doelsoorten.

### 2.2.4.4 Bespreking

De lengte en breedte zijn na het harken niet gewijzigd. Ook de gemiddelde waterdiepte en stroomsnelheid waren gelijk voor en na het loswoelen van het grind. Na het harken waren slechts geringe verschillen op te merken in de korrelgrootte van de opgeraapte partikels. Ook uit deze resultaten blijkt dus dat net als in Basic et al (2017) geen grote wijzigingen in korrelgrootte op de riffle wordt veroorzaakt door het schoonmaken van de grindbedden. Het harken was omwille van de grote partikels op de riffle geen gemakkelijke opgave. Riffles met dergelijke korrelgrootte zijn minder geschikt om te harken dan grindbedden met kleinere partikels. Drie maanden na het harken is een grote toename in kleine partikels (<2 mm) waargenomen. Dit is vermoedelijk geen direct gevolg van het harken, maar eerder gelinkt met een sedimentaanvoer afkomstig van meer stroomopwaarts gelegen gebieden.

De condities van het substraat veranderden wél beduidend door het harken. Vóór het harken was het substraat overwegend los tot licht geconsolideerd, met voornamelijk plaatselijk geblokkeerde porieruimten. De partikels waren meestal matig maar soms ook sterk ingebed. Onmiddellijk na het harken was het substraat overwegend zeer los, met grove porieruimten en nagenoeg niet ingebed. Deze grote verbetering in condities op de paailocaties zouden een positief effect kunnen hebben op de reproductie van de doelsoorten. De daaropvolgende opmetingen tonen echter aan dat de verbetering in condities maar voor een beperkte duur is. Een maand na het harken was het substraat op het geharkte deel van de riffle overwegend los, waarbij de partikels weinig tot matig waren ingebed en er zich meestal een grof tot fijne porieruimte tussen bevond. Drie maanden na het harken was het substraat op de meeste plaatsen licht geconsolideerd, waren de partikels meestal matig ingebed en de porieruimten plaatselijk geblokkeerd. Bij elke opmeting werden de condities ongeveer met een klasse minder geschikt voor de voortplanting van de doelsoorten. Op langere termijn biedt het harken bijgevolg geen goede oplossing.

De reductie in begroeiing met perolithon na het harken is moeilijker aan te tonen op basis van deze resultaten. Onmiddellijk na het harken werd een lichte daling waargenomen en een sterke daling drie maanden na het harken. Het harken was voornamelijk efficiënt in het verwijderen van hompen langdradige algen die aan de stenen maar ook op slibkussens groeien. Na het losharken zijn de lange algendraden verwijderd, maar bevindt zich nog een restant op de stenen. Bijgevolg werd kort na het harken nog steeds een hoog percentage stenen beschouwd als begroeid. De verklaring voor de sterke reductie drie maanden na het harken ligt bij het feit dat tijdens die opmeting voornamelijk veel partikels werden aangetroffen met een intermediaire as kleiner dan 2 mm. Deze partikels zijn over het algemeen te klein om met perolithon te worden begroeid. Deze kunnen namelijk gemakkelijk worden omgerold door de stroming. Wel waren er tijdens deze opmeting vele kussens van slib die begroeid waren met langdradige algen. Er kan dus niet worden gesproken van een verbetering in hoeveelheid algengroei op de riffle. Deze begroeiing is een belangrijke factor die nog moet worden aangepakt in de Ijse. Het omrollen van de stenen kan er toe leiden dat de hoeveelheid perolithon na enige tijd vermindert, omdat de begroeide kant dan tijdelijk



onderaan komt te liggen en dus geen of minder licht krijgt. Naast het stromingspatroon van de rivier zijn ook de hoeveelheid zonlicht die op de riffle komt en de waterkwaliteit belangrijke factoren die men onder controle zou moeten krijgen.

De resultaten tonen aan dat althans op korte termijn het harken een zeer gewenst effect heeft op de condities van het substraat die de doelsoorten eisen voor hun reproductie. Het is hierbij echter belangrijk om niet te harken tijdens de paaiperiode of larvale ontwikkeling. Het harken van een riffle mag ook niet worden gezien als de ultieme oplossing voor het problematische gebrek aan geschikt paa habitat in de Vlaamse waterlopen. Na drie maanden zijn de condities namelijk in die mate verslecht dat er nauwelijks nog van een effect kan worden gesproken. Het herstel van de rivier met haar natuurlijke dynamiek, riffle-pool systemen en heterogeniteit moet dus nog steeds het streefdoel blijven. Het reduceren van aanvoer van fijn sediment in de waterloop door bijvoorbeeld landbouw nabij rivieren te beperken, zou een duurzamere oplossing bieden voor de excessieve sedimentatie op de grindbedden (Basic et al 2017). Door de rivier te herstellen, zullen ook de grindbedden geschikter worden als paa plaats voor lithofiele vissen.

#### **2.2.4.5 Conclusie**

De lengte, breedte, waterdiepte en stroomsnelheid werden niet gewijzigd door het harken. Ook de korrelgrootte en begroeiing met perilithon bleven nagenoeg gelijk. De hoeveelheid hompen langdradige alg die verspreid aanwezig waren op de riffle, waren wel sterk gereduceerd onmiddellijk na het harken. De condities van het substraat veranderden eveneens drastisch. Deze waren onmiddellijk na het harken beduidend meer geschikt voor de reproductie van de doelsoorten. Na drie maanden zijn deze effecten echter niet meer waarneembaar. Uit deze resultaten blijkt dus dat het harken op korte termijn alvast een goede maatregel is, mits het op het correcte tijdstip gebeurt. Daarnaast is het belangrijk om in te zien dat deze vorm van beheer niet of minder noodzakelijk zou zijn in een natuurlijk en dynamisch riviersysteem. Het herstellen van de natuurlijke dynamiek van de waterloop moet daar waar mogelijk het doel zijn en blijven.

#### **2.2.4.6 Aanbevelingen**

Bij problemen inzake de condities van (potentiële) paairiffles, moet in eerste instantie getracht worden de natuurlijke dynamiek van de waterloop te verbeteren. Aanvoer van sediment moet worden beperkt door landbouw uit de buurt van waterlopen te houden. Waterkwaliteit moet worden verbeterd, en eventueel de hoeveelheid invallend zonlicht boven de riffles beperkt. In de tussentijd kan het harken worden uitgevoerd op welgekozen tijdstippen die de voortplanting van de doelsoorten zo min mogelijk beïnvloedt.

### **2.2.5 Protocol harken van paairiffles**

Reeds verschillende jaren worden riffles in de IJse geharkt door vrijwilligers onder leiding van Chris Van Liefferinge. Om het uitvoeren van het harken universeel te maken, wordt hier een protocol uitgewerkt. Omdat de literatuur slechts schaars is rond deze thematiek, zal het protocol worden opgesteld op basis van ervaring (van Chris Van Liefferinge, de vrijwilligers en INBO) en expertkennis.

#### **2.2.5.1 Periode**

De grindbedden dienen voor de start van het paaiseizoen van lithofiele vissen te gebeuren. Tabel 16 geeft een overzicht van enkele vissen die in de Vlaamse waterlopen kunnen paaien op riffles en in welke periode. De periode tussen de aankomst van de adulten op de paai locatie en het moment dat de larven de riffle verlaten, dient het betreden van het grindbed vermeden te



worden. Zoals te zien in de tabel is dit in Vlaamse waterlopen van november tot augustus. Het harken gebeurt bijgevolg best eind oktober/ begin november. Indien nodig kan er in de eerste week van maart eventueel opnieuw worden geschoond tussen de reproductieperiode van beekforel en serpeling.

Tabel 16 Lithofiele soorten in Vlaamse waterlopen en hun paaiperiode.

Soort	Paaiperiode	Einde larvaal stadium
Beekforel ( <i>Salmo trutta</i> )	November – december	Februari
Serpeling ( <i>Leuciscus leuciscus</i> )	Maart	Mei
Kopvoorn ( <i>Leuciscus cephalus</i> )	Mei – juni	Augustus

### 2.2.5.2 Richting

Om te voorkomen dat het losgewoelde fijne materiaal opnieuw boven de riffle op de bodem zinkt, wordt de riffle van het meest stroomopwaartse punt naar het meest stroomafwaartse punt geharkt. Indien meerdere riffles in dezelfde waterloop worden schoongemaakt, is het aan te raden om in dezelfde richting te werk te gaan.

### 2.2.5.3 Intensiteit

Hoe diep en lang geharkt moet worden, is afhankelijk van de situatie en wat de riffle toelaat. Hoe dieper er kan gewoeld worden, hoe beter. Idealiter blijft men harken tot er lokaal geen sedimentpluim meer uit het substraat komt. Wanneer het sediment los aanvoelt en geen slib meer zichtbaar opwoelt, kan het harken worden verdergezet over de rest van de riffle met hetzelfde doel voor ogen.

### 2.2.5.4 Materiaal

Voor het harken kan worden gebruikgemaakt van een hark of een drietand cultivator (Figuur 79). Idealiter wordt gebruik gemaakt van beide werktuigen. Deze hebben namelijk een verschillende impact op het sediment. Met een hark kan men een groter oppervlak onder handen nemen, terwijl de drietand cultivator dieper geraakt in het grind.





Figuur 79 Tuinhark (links) en drietand cultivator (rechts) als te gebruiken attributen bij het harken van een riffle.

## 2.2.6 Evaluatie van paaisucces op aangelegde riffels

### 2.2.6.1 Situering

In 2012 werden kunstmatige riffles aangelegd in de IJse. Sindsdien worden deze jaarlijks opgemeten in het kader van “de wetenschappelijke onderbouwing van visserijbeleid en visstandbeheer”. Later volgden ook riffles in de Wamp, Dalemansloop en Vallei van de drie beken. Bij het opmeten wordt gekeken naar criteria die zijn opgesteld op basis van kennis omtrent de eisen voor reproductiehabitat van stroominnende vissoorten die werd verstrekt uit de literatuur (zie 2.2). Tijdens de metingen wordt gekeken naar de lengte en breedte van de riffle, de ingebedheid, porieruimte en compactheid van het substraat, alsook de korrelgrootte van het dominante en subdominante substraat. Daarnaast wordt met behulp van een Trimble total station het bodemprofiel in kaart gebracht. Dit laat toe de evolutie van deze grindbedden op te volgen doorheen de tijd. Deze informatie zegt echter niets over het reproductiesucces van stroominnende vissoorten. Het is nochtans van groot belang te weten of de doelsoorten er in slagen hun levenscyclus te doorlopen in de Vlaamse waterlopen.

Om te weten of de doelsoorten weldegelijk gebruik maken van deze riffles en waar eventueel de knelpunten zitten in hun reproductiecyclus, zijn bijgevolg andere gegevens nodig. Deze knelpunten kunnen zich bevinden op niveau van de adulten (geen of onvoldoende ontwikkeling van de voortplantingsorganen, het niet vinden of kunnen bereiken van geschikte paaigronden of partners), op niveau van de eieren (de eieren komen niet terecht in geschikt habitat voor de ontwikkeling), op niveau van de larven (de larven bevinden zich niet onder gunstige condities), of de juvenielen (er is geen geschikt habitat bereikbaar voor de juvenielen). Bijgevolg zou de meest optimale evaluatie van het voorplantingssucces zich richten op al deze levensstadia.

In dit luik werd in 2016 nagegaan wat volgens de literatuur en expertkennis geschikte methoden zouden zijn om het paaisucces van de doelsoorten (kopvoorn, serpeling en beekforel) op riffles in de Vlaamse waterlopen te achterhalen. Verschillende van deze vooropgestelde methoden (paaïmatten, fijnmazige fuik en kick sampling) werden in 2017 getest in de Grote Nete tijdens het paaiseizoen van kopvoorn.



### 2.2.6.2 Doelstellingen

Het doel van deze deelstudie is het nagaan van de efficiëntie van de verschillende methoden die in Vandamme et al (2017) worden aangehaald voor het aantonen van paai van de doelsoorten. Indien blijkt dat één of meerdere van deze methoden geschikt zijn om de aanwezigheid van eitjes of larven bloot te geven, kunnen deze in de toekomst worden ingezet voor de evaluatie van paairiffles.

### 2.2.6.3 Materiaal en methode

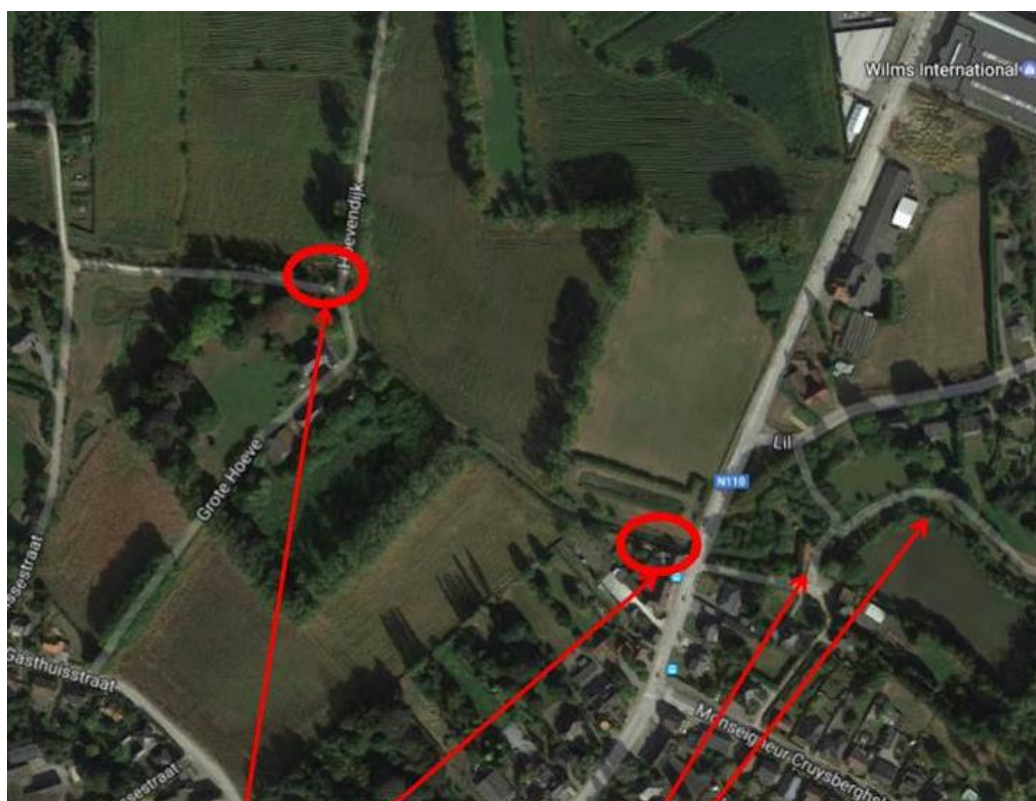
#### **Periode**

Kopvoorn paait in de periode mei-juni wanneer de watertemperatuur 15 °C overschreidt. Om deze reden werden de drie verschillende methoden die werden vooropgesteld door Vandamme et al (2017) getest tussen 5 en 24 mei.

#### **Studiegebied**

In deze studie werd de voorkeur gegeven aan een locatie waarvan reeds paai is waargenomen van kopvoorn (mondelinge communicatie Johan Coeck). Het gaat om de riffles stroomafwaarts van de vistrap te Meerhout (Figuur 80). De riffles bestaan uit stortsteen. Het water is het ondiepst en stroomt het snelts op de meest stroomopwaarts gelegen riffle, zijnde deze aan de brug (Figuur 76). Het substraat is los met grove poriën, en niet ingebed. Het water in de Grote Nete is troebel vanwege de roestkleurige vlokvorming in het kwelwater. Hierdoor kan er geen zonlicht aan de bodem. Dit speelt vermoedelijk een belangrijke rol in de afwezigheid van algengroei op deze riffles.





- Riffle 1
- Riffle 2
- Bezoekerscentrum Meerhout
- Vistrap

Figuur 80 Situering van de riffles ten opzichte van de vistrap en het bezoekerscentrum te Meerhout.





Figuur 81 Riffles stroomafwaarts van de vistrap te Meerhout. Boven: riffle onder de brug te Meerhout. Onder: riffle meer stroomafwaarts van de brug.

### **Paaimatten**

Paaimatten werden gemaakt door een grote platte steen of tegel te voorzien van een metalen lus en te omwikkelen met vier lagen enkammat (Figuur 82). De grove openingen in de enkamatten zorgen er voor dat eitjes in het materiaal kunnen dringen en goed worden vastgehouden. Het gewicht van de matten was voldoende zwaar zodanig dat deze niet met de stroming kunnen verplaatst worden. Een stevige kabel werd door de metalen lussen gestoken en bevestigd aan de oevers om het wegspoelen van de paaimatten te verhinderen. De paaimatten werden in twee V's gelegd van elk drie matten (Figuur 83). Twee maal per week werden de matten geïnspecteerd op de aanwezigheid van eitjes (Figuur 84). Het aantal eitjes werd geschat. De matten werden uitgeschud en met schepnetjes werden loskomende eitjes opgevangen. Ook werden er eitjes met enkammat losgeknipt en meegenomen. Vervolgens werden de matten schoongespoeld.



Figuur 82 Paaimatten geconstrueerd door een zware platte steen te voorzien van een metalen lus en 4 lagen enkamat.



Figuur 83 Positionering van de paaimatten in de riffle.







Figuur 84 Viseitjes op de paaimatten.

### **Fijnmazige fuiken**

Een fuik met een maaswijdte van  $<1$  mm werd achter elke riffle geplaatst (Figuur 85). Eitjes die van de riffle zouden spoelen, konden hierin worden opgevangen. Twee maal per week werd de inhoud van de fuiken onderzocht op de aanwezigheid van eitjes. De eitjes werden geteld, de fuik werd schoongespoelend en teruggeplaatst.



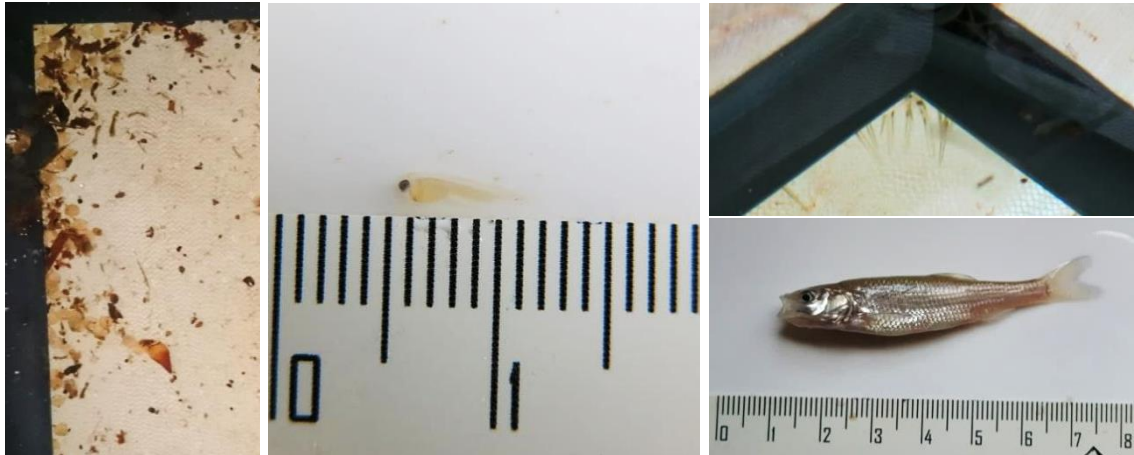
Figuur 85 Een fijnmazige fuik wordt achter de riffle geplaatst in de overgang tussen riffle en pool, en bevestigd met een anker.

### **Kick sampling**

Twee maal per week werd op drie plaatsen per riffle een kick sample genomen. Hiervoor werd telkens 1 m<sup>2</sup> bemonsterd door met de hiel in het substraat te woelen en met een schepnetje op te vangen wat er los komt. Het netje werd na ieder sample onderzocht op de aanwezigheid van eitjes. De eitjes werden geteld en het netje werd schoongespoeld.

### **Verwerking**

Eitjes werden verzameld op elke riffle bij elke bemonstering met elke methode. De eitjes werden meegenomen en op vrijwillige basis in een aquarium (30 L) geïncubeerd (Figuur 86). Het opgroeien van de larven tot juvenielen liet toe om te achterhalen tot welke soort de vissen behoorden.



Figuur 86 Opkweek van ei tot juveniel.

#### 2.2.6.4 Resultaten en bespreking

Alle drie de methoden leverden reeds bij de eerste bemonstering eitjes op. Wat betreft aantal staken de paaimatten er echter met kop en schouders bovenuit. Op de paaimatten werden duizenden eitjes aangetroffen. De aantallen waren ongeveer dubbel zo hoog op de voorste rij matten (gelegen meest stroomop en ondiep) in vergelijking met de tweede rij. In de fijnmazige fuiken werden regelmatig tussen 10 en 40 eitjes gevonden. Ook het kick samplen bracht geregeld maar niet altijd paaisucces aan het licht. Vooral achter de paaimatten en in mindere mate er voor, werden tussen de 0 en 20 eitjes gevonden.

Hieruit blijkt dat de drie methoden erin slaagden om eitjes op te vangen en bijgevolg paaisucces op dit niveau aan te tonen. De paaimatten leverden echter beduidend meer eitjes op, waardoor deze methode als meest efficiënt kan worden bestempeld. Het is echter mogelijk dat deze matten op zich aantrekkelijk paaisubstraat vormen voor de vissen, aangezien deze voor nog meer ondiepte op de riffle zorgen dan het huidige substraat. Het is daarom aangewezen dit verder te onderzoeken. Bij een volgende studie zouden er matten op een riffle moeten worden geplaatst en op een locatie die niet als paaiplaats van de doelsoorten wordt aanschouwd. Deze vergelijking zou verder inzicht geven in de geschiktheid van de paaimatten als methode om de geschiktheid van riffles voor de paai van de doelsoorten aan te tonen.

Het opgroeien van de eitjes in een aquarium leverde honderden juvenielen op. In augustus 2017 waren er nog een 20-tal over. Determinatie van verschillende van deze individuen gaf aan dat kopvoorn aanwezig was. De aanwezigheid van kopvoornjuvenielen duidt er op dat minstens een van deze methoden succesvol was in het bemonsteren van het paaisucces van de doelsoort. Het incuberen en opgroeien van de vangst werd uitgevoerd op vrijwillige basis en was tijdrovend. Bovendien is het determineren van juvenielen moeilijk. Blankvoorn en kopvoorn in dit levensstadium bijvoorbeeld zijn slechts te onderscheiden aan de hand van minimale verschillen. Een genetische analyse zou leiden tot minder werk en meer zekerheid van het resultaat.

#### 2.2.6.5 Conclusie

Alle drie de methoden die werden vooropgesteld in Vandamme et al (2017) leverden eitjes op en slaagden er bijgevolg in om paaisucces aan te tonen. Met de paaimatten werden beduidend meer eitjes verzameld dan met de andere technieken. Er moet echter verder worden bekeken of de matten paai kunnen aantonen, of op zich als paaisubstraat worden aangewend door de





vissen. Door de hoeveelheid eitjes en moeilijke determinatie van juvenielen, wordt aangeraden om de vangst genetisch te screenen op de aanwezigheid van de doelsoort.

#### **2.2.6.6    Aanbevelingen**

De paaimatten als methode voor het aantonen van paaisucces moet verder worden onderzocht door een vergelijking te maken in aanwezigheid van eitjes op de matten zowel op paariffles als niet-paaigeschikte locaties. Deze minder-geschikte locaties zullen mogelijks andere vissoorten aantrekken. Op basis van de eitjes is het nauwelijks mogelijk de soort te achterhalen. Bijgevolg zal het van belang zijn de eitjes genetisch te screenen op de aanwezigheid van de doelsoort.

### **2.3    ONDERZOEK VAN DE POTENTIES VOOR DE UITBREIDING VAN HET AREAAL VAN BEEKPRIK**

#### **2.3.1    Situering**

Beekprik zou in principe het volledige boven- en middenlopend gebied 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. 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.

#### **2.3.2    Doelstelling**

Het doel van dit luik is om na te gaan of bepaalde (historische) trajecten (terug) geschikt zijn voor beekprik. Hiervoor wordt onderzocht welke de voornaamste huidige knelpunten zijn in die trajecten, die het overleven en uitbreiden van beekprikpopulaties verhinderen, en wat de potenties zijn van een bepaald traject voor beekprik door een evaluatie van de habitatgeschiktheid.

Dit onderzoeksluik bouwt verder op de bevindingen van de onderzoeksprogramma's 2014, 2015 en 2016. In die onderzoeksluiken werd een evaluatiemethode opgesteld op basis van expertkennis en data over de aan- en afwezigheid van beekprik versus de habitatkwaliteit. De methode bestaat er in om 19 omgevingsvariabelen te onderzoeken op hun geschiktheid voor beekprik. Deze methode werd in het onderzoeksprogramma van 2016 een eerste maal toegepast op 10 historische beekprikwaterlopen, om de huidige potenties van deze waterlopen voor beekprik te evalueren aan de hand van twee 100 m trajecten per waterloop. Eén traject werd telkens geëvalueerd op zijn potenties als larvaal habitat en één traject werd geëvalueerd op zijn potenties als paaihabitat, zodoende werden 20 trajecten geëvalueerd, gespreid over de 10 historische beekprikwaterlopen.

In dit onderzoeksluik wordt de evaluatiemethode opnieuw toegepast op 10 andere Vlaamse waterlopen waar men redelijke potenties verwacht voor de overleving van beekprik. De 10 waterlopen werden geselecteerd uit een lijst van 15, mede door de stuurgroep voorgestelde, waterlopen. De analyse a.d.h.v. deze methode evalueert de potenties voor de overleving van de soort in de waterloop en verduidelijkt de belangrijkste knelpunten die het voorkomen van beekprik in deze 10 waterlopen verhinderen.

Voor deze evaluatie worden waterkwaliteits-, hydromorfologische en biologische gegevens verzameld op twintig 100m-trajecten verspreid over de 10 waterlopen. Behalve een verzameling van de data in het veld, worden ook bestaande gegevens geraadpleegd voor de



evaluatie van de geschiktheid voor beekprik. Specifiek gaat het over beschikbare gegevens van VMM via de geoloketten voor waterkwaliteit en vismigratie, van INBO via het Vis Informatie Systeem en van de provincies m.b.t. de beheeractiviteiten.

### 2.3.3 Selectie waterlopen

Er werd geopteerd om de habitatgeschiktheid voor beekprik bij voorkeur te evalueren in waterlopen waar de aanwezigheid vroeger met zekerheid werd vastgesteld maar waar ze tegenwoordig sinds lang zijn verdwenen (details zie Pauwels et al. 2016). Bovendien werd getracht om de beoogde locaties te laten variëren in de afstand en de aanwezigheid van migratieknelpunten tussen de onderzochte locatie en mogelijke bronlocaties (waar recent de aanwezigheid van beekprik nog werd vastgesteld). Er werd ook rekening gehouden met de geografische verspreiding van beekprik in Vlaanderen zodat de vier belangrijkste beekprikbekkens (Nete, Demer, Maas en Bovenschelde) zijn vertegenwoordigd.

Op basis van rechtstreeks advies van de stuurgroep, werden volgende 15 waterlopen voorgesteld om te worden geëvalueerd op hun geschiktheid als beekprikhabitat:

- **Warmbeek.** Specifiek het hele traject stroomopwaarts molen 't Mulke. In 2015 heeft VMM hier een nulsituatie van het visbestand laten opmeten door INBO net voordat de visdoorgang aan de molen gerealiseerd werd. Beekprik was toen enkel aanwezig stroomafwaarts de molen. Er wordt verwacht dat de soort zich de komende jaren in stroomopwaartse richting zal kunnen verspreiden waarvoor er binnen enkele jaren een evaluatie-afvissing zal worden uitgevoerd.
- **Bosbeek.** De Bosbeek en diens zijlopen stroomopwaarts Opoeteren hebben een nog zeer natuurlijk karakter en vrij goede waterkwaliteit. Tot voor kort werd gedacht dat beekprik hier uitgestorven was. Door de werkgroep vissen van LIKONA werd echter een restpopulatie op de zijloop Busselziep gevonden en in het voorjaar van 2017 werden op de Bosbeek zelf bij restauratiewerken aan de dorpsmolen subadulte beekprikken aangetroffen in de woelkom. Momenteel zijn nog een aantal vismigratieknelpunten aanwezig, die evenwel in studiefase zitten om opgelost te worden, en periodiek wordt ook een slechte of verminderde waterkwaliteit opgemerkt omwille van overstortwerking.
- **Dommel t.h.v. het Hageven.** INBO schatte de habitatkwaliteit positief in tijdens de evaluatie van een hermeanderingsproject in 2015 en verwachtte hier potenties voor o.a. beekprik. Beekprik is stroomafwaarts (in het Nederlandse gedeelte van deze waterloop) nog aanwezig, waardoor er mogelijkheden zijn voor spontane terugkeer zodra de resterende migratieknelpunten zijn opgelost. Er wordt verwacht dat de waterkwaliteit nog een belangrijk knelpunt zal vormen.
- **Dommel tussen Klein Meulen en de Bolissenbeek.** Dit betreft een traject in bosrijk gebied waar door nulbeheer de rechtgetrokken bedding opnieuw aan het evolueren is naar een natuurlijke situatie. VMM plant hier een hermeanderingsproject. Er zijn nog twijfels omtrent de meest effectieve procedure: ofwel een hermeandering door aantakking van oude meanders, ofwel een natuurlijke hermeandering via invallend dood hout.
- **Molenbeek-Bollaak.** Stroomopwaarts de Hofmolen te Viersel (waterloop 1ste cat.) of stroomopwaarts de Pulsebaan (waterloop 2de cat.). De waterloop is tot in Pulderbos vrij optrekbaar vanuit de Kleine Nete en de waterkwaliteit is vrij goed (speerpuntgebied). De vraag is of er al voldoende potenties zijn voor herstel van een



beekprikpopulatie en of dit spontaan of door translocatie kan gebeuren. De benedenloop kent immers nog een zeer beperkte structuurkwaliteit en vormt mogelijk een migratiebarrière.

- **Gravenweidebeek.** De keuze voor deze waterloop is gebaseerd op de doelenkaart van het soortbescherminingsplan (SBP). Ter hoogte van de monding in de Kleine Nete is nog een groot knelpunt aanwezig.
- **Larumse loop.** Ook deze waterloop maakt deel uit van de doelenkaart van het soortbescherminingsplan (SBP). In deze waterloop zijn opwaarts recent veel inspanningen geleverd naar verbetering van de waterkwaliteit.
- **Rode loop** ter hoogte van Tikkebroeken.
- **Dalemansloop.** Specifiek het meanderende gedeelte tussen de Beekhoek en de Turnhoutseweg.
- **Scherpenbergloop.** Een gedeelte van deze waterloop loopt door private eigendom waarvan de eigenaar graag ook zelf wil inzetten op een meer natuurlijk beheer.
- **Grote Nete** opwaarts Peer Luytendijk. In dit deel van de Grote Nete zou beekprik aanwezig zijn, evenwel in veel lagere densiteit dan meer stroomafwaarts gelegen locaties. Het is momenteel onduidelijk welke knelpunten verantwoordelijk zijn voor de lagere densiteit.
- **Bruelbeek.** Ter hoogte van de Sint-Emelindusstraat wordt een goede habitatkwaliteit verondersteld (stroomkuilenpatroon, goede waterkwaliteit).
- **Nellebeek (Huldenberg-Overijse).**
- **Schoorbroekbeek.** Specifiek de bovenloop in Hoegaarden.
- **Trogbeek.** Specifiek het gedeelte stroomopwaarts jeugdherberg De Fiertel.
- **Dorenbosbeek.** Specifiek het gedeelte stroomopwaarts de Lange Haag aan de rand van het Livierenbos. Bij recente prospectie werd in dit gedeelte geen vis aangetroffen (wegens calamiteit?) maar de beek is zeer structuurrijk.

## 2.3.4 Materiaal en methode

### 2.3.4.1 Selectie waterlopen en trajecten

Voorafgaand aan het eigenlijke veldwerk werd een prospectie van elke geselecteerde waterloop uitgevoerd om een idee te verkrijgen van 1) de ruimtelijke variatie en 2) de toegankelijkheid in functie van de bemonsteringen (bereikbaarheid, waterdiepte, etc.). Daarna werd een traject van 100 meter afgebakend welke visueel de meeste potenties bood als paaihabitat (meestal op basis van aanwezigheid stenig substraat of op basis van bestaande INBO-gegevens over substraatkenmerken). Vervolgens werd op minder dan 3 km stroomafwaarts een tweede traject van 100 m afgebakend dat beoordeeld werd als potentieel larvaal habitat. Op die manier werden in 10 verschillende waterlopen telkens 2 waterloopsegmenten bemonsterd, resulterend in 20 locaties die verder in dit onderzoek geëvalueerd werden naar hun geschiktheid voor beekprik.



Aan de hand van de veldprospectie bleek:

- de Gravenweidebeek (Figuur 87a-d) zo goed als stilstaand water te bevatten over het gehele traject, mogelijk als gevolg van een onoverbrugbaar knelpunt ter hoogte van de monding in de Kleine Nete (pijp met lekkende afsluitklep).
- de bovenloop van de Larumse loop op het moment van prospectie volledig droog te staan, waarbij verder stroomafwaarts een aantal reeds opgeloste vismigratieknelpunten (d.m.v. steenbestortingen t.h.v. kokers onder de rijweg) door de lage waterstand grotendeels droog kwamen te staan. De beek was bovendien grotendeels dichtgegroeid met oeverplanten (riet, lisdodde...) (Figuur 87e-h).
- de Scherpenbergloop op moment van prospectie een trage stroomsnelheid te hebben en aan de monding volledig dichtgegroeid te zijn met oeverplanten. De bovenloop heeft op het eerste zicht eventueel wel nog enige potentie (Figuur 87i-k).

De Schoorbroekbeek werd reeds in het kader van het soortherstelprogramma 2016 in het veld nader onderzocht. Deze bleek geschikt paaihabitat te bevatten aan de monding, terwijl stroomopwaarts eerder potentieel larvaal habitat (slibbig substraat) was terug te vinden. De bovenloop in Wallonië was op het moment van prospectie in 2016 een open riool en ook in de benedenloop werd nog lozing van ongezuiverd huishoudelijk afvalwater vastgesteld. Desalniettemin zou het stuk tussen de weg t.h.v. Kouberg en de eerste huizen in Nerm (waar de beek terug oostelijk loopt) evenwel bijzonder geschikt zijn voor rivieronderpad met aanwezigheid van veel stenig materiaal en stroomkuilen patronen.





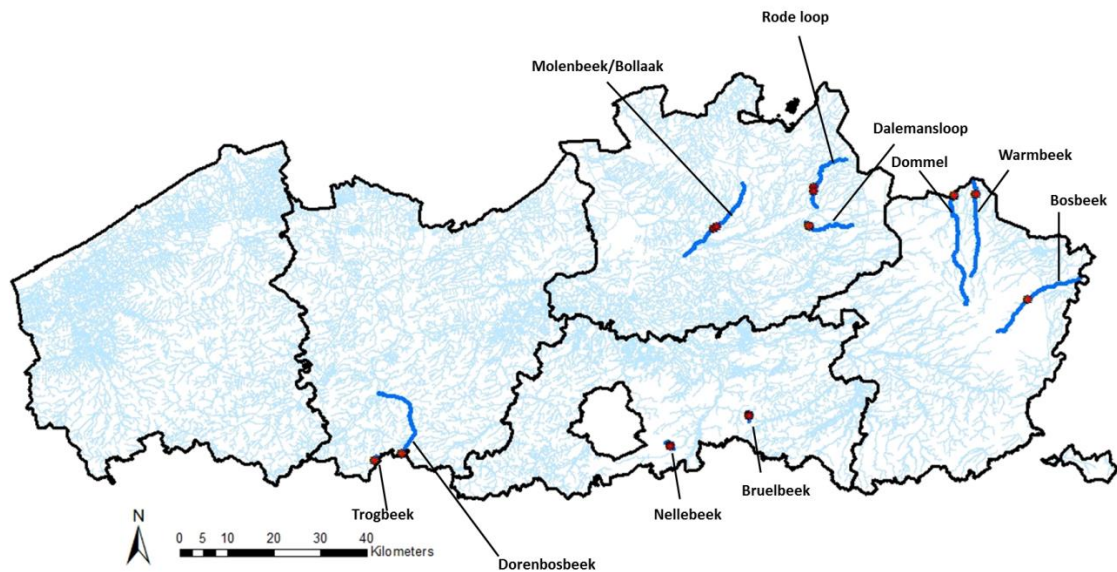


Figuur 87 Overzicht van een aantal op het eerste zicht voor beekprik minder geschikte waterlopen. **a-d**: de Gravenweidebeek, met niet meer functionele klep t.h.v. de monding zichtbaar in d. **e-h**: de Larumse loop, met een breukstenen drempel zichtbaar in (e) en de stuw aan de monding van de Sasbeek in de Larumse loop zichtbaar in (g). **i-k**: de Scherpenbergloop.

Uiteindelijk werden de Bosbeek, Dommel en Warmbeek (allen Maasbekken), de Dalemansloop, Rode loop en Molenbeek/Bollaak (allen Netebekken), de Bruelbeek en de Nellebeek (beiden Dijlebekken) en de Dorenbosbeek en Trogbeek (beiden Bovenscheldebekken) binnen het huidig programma opgenomen om geëvalueerd te worden als potentieel geschikt beekprikhabitat (Figuur 88).







Figuur 88 Overzicht van de geselecteerde waterlopen waar de habitatgeschiktheid voor beekprik werd geëvalueerd tijdens het najaar van 2017.

#### 2.3.4.2 Veldmetingen

Op een centraal punt in elk traject werd met een multimeter de zuurstofconcentratie, temperatuur, pH en geleidbaarheid opgemeten.

Op 30 punten (10 transecten x 3 punten/transect) in elk traject werd de waterdiepte bepaald met een peilstok. Op elk punt werd ook 1. de slibdikte bepaald door de peilstok doorheen de sliblaag te duwen tot op het harde substraat en 2. de stroomsnelheid gemeten op 2 verschillende dieptes (5 cm onder het wateroppervlak en 5 cm boven de bodem).

Op 9 punten (3 transecten x 3 punten/transect, 1 aan het begin, 1 in het midden en 1 aan het einde) van elk traject werd met een steekbuis een sedimentstaal genomen waarvan de bovenste 5 cm werd afgescheiden. Alle sedimentstalen per traject werden samengebracht in een gelabelde 1L pot en tijdens transport koel bewaard. In het labo werden ze bij -20 °C bewaard tot verdere analyse.

Langs elk traject werd een visuele inschatting gemaakt van de aan-/afwezigheid van dood hout, sedimentbanken, waterplanten, meandering, stromingsvariatie, beschaduwing, migratiebarrières en procentuele inschatting omringend landgebruik (met inbegrip van vertrapping door vee).

Om een snelle inschatting van de biologische waterkwaliteit te maken op het moment van stalname werd op elk traject een macro-invertebraten bemonstering uitgevoerd voor het bepalen van de biotische index (BBI). Deze bemonstering gebeurde over het gehele traject met een handnet (via kick sampling: al zigzaggend stroomopwaarts achteruit lopend). Daarna werden ook nog waterplanten en stenen manueel bemonsterd door ze te spoelen in het net. De BBI werd terplaatse bepaald op basis van het aantal aanwezige systematische eenheden en een aantal indicatortaxa. Van alle taxa werden een aantal exemplaren ter verifiëring in een 50 ml recipiënt op ethanol bewaard. Deze gegevens schetsen een ruw beeld van de waterkwaliteit en moeten als aanvullend worden gezien voor die locaties waar geen afdoende gegevens beschikbaar zijn via de reguliere meetnetten.



Tabel 17 Geografische specificaties van de onderzochte trajecten op de 10 geselecteerde waterlopen.

Datum	staalname	Waterloop	Habitat	Locatie	lengtegraad SA	breedtegraad SA	lengtegraad SO	breedtegraad SO
13-10-17		Dalemansloop	paai	Beekhoek/Broekstraat, Geel	4,9842310	51,2119542	4,9848328	51,2116507
13-10-17		Dalemansloop	larvaal	Beekhoek/Broekstraat, Geel	4,8919588	51,2130140	4,9824718	51,2127045
19-10-17		Bosbeek	paai	Jaenendijk, Maaseik	5,6502150	51,0658650	5,6490145	51,0657668
19-10-17		Bosbeek	larvaal	Jaenendijk, Maaseik	5,6513899	51,0665150	5,6502956	51,0659269
20-10-17		Warmbeek	paai	Tomperweg, Hamont-Achel	5,4964995	51,2692708	5,4958540	51,2687290
20-10-17		Warmbeek	larvaal	Tomperweg, Hamont-Achel	5,4963965	51,2704056	5,4964726	51,2693482
26-10-17		Dommel	paai	Grote heide, Neerpelt	5,4283136	51,2670914	5,4281741	51,2664736
26-10-17		Dommel	larvaal	Grote heide, Neerpelt	5,4284346	51,2685227	5,4283441	51,2680153
07-11-17		Trogbeek	paai	Trogstraat, Ronse	3,6594098	50,7610081	3,6599456	50,7614288
07-11-17		Trogbeek	larvaal	Trogstraat, Ronse	3,6582619	50,7600505	3,6589622	50,7606547
07-11-17		Dorenbosbeek	paai	Lange haag Brakel	3,7416514	50,7742945	3,7416440	50,7741387
07-11-17		Dorenbosbeek	larvaal	Lange haag Brakel	3,7421979	50,7750135	3,7417168	50,7743972
09-11-17		Nellebeek	paai	Ballingstraat/Kaalheide, Overijse	4,5553190	50,7920958	4,5553082	50,7929175
09-11-17		Nellebeek	larvaal	Ballingstraat/Kaalheide, Overijse	4,5561789	50,7901845	4,5558862	50,7906300
09-11-17		Bruelbeek	paai	Sint-Ermelindisstraat, Boutersem	4,7973220	50,8492300	4,7973679	50,8485730
09-11-17		Bruelbeek	larvaal	Sint-Ermelindisstraat, Boutersem	4,7971758	50,8501307	4,7972391	50,8495674
10-11-17		Rode loop	paai	Corsendonk, Oud Turnhout	5,0000718	51,2864848	5,0001610	51,2871533
10-11-17		Rode loop	larvaal	Kluis, Oud Turnhout	4,9992369	51,2790158	4,9983726	51,2789175
10-11-17		Molenbeek-Bollaak	paai	Pulsebaan, Zandhoven	4,6987953	51,2115344	4,6996791	51,2115048
10-11-17		Molenbeek-Bollaak	larvaal	Blauwhoef, Zandhoven	4,6887273	51,2066389	4,6894965	51,2070090

#### 2.3.4.3 Labowerk

Van het bodemstaal werd het gehalte aan organisch materiaal en de korrelgrootteverdeling bepaald. Het staal werd hiervoor eerst gedroogd bij 105 °C in een porseleinen kroesje waarna het drooggewicht werd bepaald. Nadien werd het gedroogde staal verbrijzeld en in een moffeloven bij 550 °C gedurende 4 uur verast waarna opnieuw het gewicht werd bepaald. Het veraste staal werd gezeefd over een zeeftoren van zeven met maaswijdtes van 4, 2, 1, 0.5, 0.25, 0.125 en 0.063 mm waarna van elke fractie het gewicht werd bepaald.

Een aantal van de met het net in het veld verzamelde macro-invertebraten werden na staalname bewaard in ethanol en nadien verder geïdentificeerd. De identificatiegegevens werden gebruikt voor de bepaling van de Belgische Biotische Index (BBI).

#### 2.3.4.4 Beschikbare bestaande gegevens

De aanwezigheid van vismigratieknelpunten, hun type en status (opgelost of niet opgelost) werd gecontroleerd via het geoloket vismigratie van VMM (<http://vismigratie.vmm.be/vismigratie/>). De aanwezigheid van potentiële bronpopulaties of de afstand tussen aanwezige populaties en de onderzochte locatie werd gecontroleerd in GIS op basis van de meest recente verspreidingskaart van beekprik (zie Vught et al. 2015 en Pauwels et al. 2016). Het uitgevoerde beheer t.h.v. de onderzochte waterloopsegmenten werd voor het Netebekken geraadpleegd via het geoloket of medewerkers (Bianca Veraert) van de Provincie Antwerpen. Voor de andere locaties werd de betreffende provincie (Diederik Malfroid, Dienst Integraal Waterbeleid Oost-Vlaanderen en Alain Vossen, Dienst Water en Domeinen Limburg) of VMM (Maarten Van Aert) gecontacteerd.

Hoewel de waterkwaliteit m.b.v. een puntmeting tijdens het veldwerk opgemeten werd en via de macroinvertebratenstalen een beeld verkregen werd van de biologische waterkwaliteit, werden ook via het geoloket waterkwaliteit van de VMM (<http://geoloket.vmm.be/Geoviews/>) gegevens opgevraagd. Deze gegevens betroffen zuurstofverzadiging en biologisch zuurstofverbruik, watertemperatuur, pH, geleidbaarheid, de BBI (macroinvertebraten index) en opgeloste stikstofconcentraties (NO<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub>). Deze gegevens waren helaas niet voor alle meetpunten beschikbaar en dateren soms van enkele tot vele jaren geleden (periode 1999 – 2018). De begeleidende vissoorten werden niet bevestigd tijdens de staalnamecampagnes maar hun aan- of afwezigheid ter hoogte van de trajecten werd geraadpleegd via de VIS databank van INBO ([vis.milieuinfo.be](http://vis.milieuinfo.be)).

#### 2.3.4.5 Toegepaste evaluatiemethode

De locaties werden beoordeeld naar hun geschiktheid als beekprikhabitat m.b.v. de evaluatiemethode die hiervoor specifiek werd ontwikkeld en reeds eerder werd toegepast (zie Pauwels et al. 2016, Vandamme et al. 2017).

De evaluatie gebeurt aan de hand van specifieke geschiktheidsregels voor een aantal relevante variabelen. Die regels definiëren per variabele een geschiktheidsindex (GI) waarbij waarden als geschikt (GI = 1), matig geschikt (GI = 0.5) of ongeschikt (GI = 0) worden beschouwd voor het voorkomen van beekprik. De GI's worden later met elkaar verrekend om een globaal geschiktheidsbeeld te bekomen.

De methode moet gezien worden als een hulpmiddel bij het evalueren van de geschiktheid van een locatie voor beekprik, waarbij met zoveel mogelijk essentiële variabelen rekening gehouden wordt. Voor enkele variabelen uit het derde stadium van de evaluatiemethode werd geopteerd om de mogelijkheid tot een GI gelijk aan 0 weg te laten, om de impact van deze variabelen op de eindscore te verkleinen.

//

Het totaalbeeld van de geschiktheid wordt weergegeven in de verschillende GI's en HGI's per stadium en minder in de ene finale eindscore over alle stadia heen.

De evaluatiemethode bestaat uit drie grote evaluatiestadia.

In het **eerste stadium** wordt enerzijds de geschiktheid van de waterkwaliteit bepaald aan de hand van de zuurstofverzadiging (V1), de watertemperatuur (V2) en het biologische zuurstofverbruik (V3) en anderzijds ook de hydromorfologische geschiktheid geëvalueerd aan de hand van de aanwezigheid van migratiebarrières en (een) bronpopulatie(s) van beekprik (V4). Voor beide componenten wordt aan de hand van de variabelen een geschiktheid bepaald (HGI 1 en HGI 2) en het minimum van deze twee geschiktheden bepaalt een eerste habitatgeschiktheid voor de geëvalueerde locatie (HGI 3). De berekeningen voor het bepalen van HGI 3 op basis van de GI's van de afzonderlijke variabelen, worden weergegeven in Figuur 89. In tegenstelling tot Pauwels et al. (2016), werden hier wel alle componenten geëvalueerd per locatie, ook als de HGI van één van beide op een ongeschiktheid wees.

#### Geschiktheidsregel V1:

GI = 0 bij een 25%-percentiel zuurstofverzadiging <70% en >140% (<7 of >12 mg/l).

GI = 0.5 bij een 25%-percentiel zuurstofverzadiging van 70-80 en 100-140% (7-9 en 10-12 mg/l).

GI = 1 bij een 25%-percentiel zuurstofverzadiging van 80-100% (9-10 mg/l).

#### Geschiktheidsregel V2:

Voor metingen die enkel tijdens het zomerhalfjaar gebeuren:

GI = 0 bij een 25%-percentiel watertemperatuur van <11 °C en >17 °C of een maximum watertemperatuur van <9 °C en >23 °C of een gemiddelde watertemperatuur van <11 °C en >18 °C

GI = 0.5 bij een gemiddelde watertemperatuur van 11-12 °C en 16-18 °C.

GI = 1 bij een gemiddelde watertemperatuur van 12-16 °C.

Voor metingen die gespreid zijn over het hele jaar:

GI = 0 bij een 25%-percentiel watertemperatuur van <3 °C en >17 °C of een maximum watertemperatuur van <9 °C en >23 °C of een gemiddelde watertemperatuur van <5 °C en >18 °C.

GI = 0.5 bij een gemiddelde watertemperatuur van 5-10 °C en 16-18 °C.

GI = 1 bij een gemiddelde watertemperatuur van 10-16 °C.

#### Geschiktheidsregel V3:

GI = 0 voor een 75%-percentiel van het biologisch zuurstofverbruik >4,5 mg L<sup>-1</sup>.

GI = 0.5 voor een 75%-percentiel van het biologisch zuurstofverbruik van 2,3–4,5 mg L<sup>-1</sup>.

GI = 1 voor een 75%-percentiel van het biologisch zuurstofverbruik van <2,3 mg L<sup>-1</sup>.

Naar analogie met Vandamme et al (2017), werd bij de evaluatie van de 20 locaties geopteerd om naast het biologisch zuurstofverbruik ook de BBI te evalueren. De reden hiervoor is dat gegevens voor het biologisch zuurstofverbruik voor slechts 5 waterlopen beschikbaar waren. In

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

ruil werd ervoor gekozen om de biologische waterkwaliteit te bepalen aan de hand van macro-invertebraten en de berekening van de BBI (zie boven). De bepaling van de GI op basis van de BBI steunt op de vijf gehanteerde kwaliteitsklassen als volgt:

GI = 1 voor zeer goede en goede kwaliteit (BBI 7-10)

GI = 0.5 voor een matig kwaliteit (BBI 5-6)

GI = 0 voor een slechte kwaliteit (BBI 0-4)

#### Geschiktheidsregel V4:

GI V4 = GI migratiebarrières x GI bronpopulaties.

GI migratiebarrières = 0 wanneer er binnen een stretch van 3 km stroomafwaarts van de meetlocatie minstens één vismigratieknelpunt aanwezig is.

GI migratiebarrières = 0.5 wanneer er binnen een stretch van 3 km stroomafwaarts van de meetlocatie een tijdelijk (vb. afhankelijk van het debiet) of gedeeltelijk (vb. slecht opgelost) vismigratieknelpunt aanwezig is, of wanneer er een migratieknelpunt aanwezig is tussen de meetlocatie en de hoofdloop (kolonisatie uit andere rivieren onmogelijk). Ook wanneer enkel opgeloste knelpunten (en geen niet-opgeloste) aanwezig zijn in de buurt van de geëvalueerde locatie, werd de GI op 0.5 ingesteld, omdat deze oplossingen niet altijd op beekprik gericht zijn en mogelijks niet helemaal optimaal werken. Deze zouden per knelpunt in het veld geëvalueerd moeten worden om een correct beeld te kunnen vormen van de GI.

GI migratiebarrières = 1 wanneer er minstens binnen een stretch van 3 km, maar preferentieel tot aan de hoofdloop, geen enkel migratieknelpunt aanwezig is en vrije vismigratie mogelijk is.

GI bronpopulaties = 0 wanneer er geen populatie beekprik in de waterloop, hoofdloop of directe zijlopen aanwezig is.

GI bronpopulaties = 1 wanneer er wel een populatie beekprik in de waterloop, hoofdloop of directe zijloop aanwezig is.

#### Berekening HGI 1 (Figuur 89)

Omdat van de drie waterkwaliteitsvariabelen (V1, V2 en V3) de zuurstofverzadiging als de belangrijkste aanschouwd wordt, wordt de HGI 1 als volgt bepaald:

HGI 1 = V1 x min(V2, V3).

#### Berekening HGI 2 (Figuur 89)

HGI 2 = GI V4 (zie boven).

#### Berekening HGI 3 (Figuur 89)

HGI 3 = min(HGI 1, HGI 2).







#### Geschiktheidsregel V7:

GI = 0 wanneer noch sedimentbanken met fijn zanderige, slibbige en kleiige samenstelling voor larven, noch kiezel tot grindbanken voor de paai in de waterloop aanwezig zijn

GI = 1 wanneer sedimentbanken met fijn zanderige, slibberige en kleiige samenstelling voor larven, en kiezel tot grindbanken voor de paai in de waterloop aanwezig zijn en wanneer deze:

- 1) voor de sedimentbanken: een optimale, heterogene korrelgrootteverdeling hebben (zie Seeuws 1996) met optima tussen 0,12 en 0,25 mm
- 2) voor het paaihabitat: een korrelgrootte hebben tussen 1 en 4 mm en bovenstrooms liggen van een traject van 3 km met geschikt larvaal habitat
- 3) voor de sedimentbanken: een gehalte aan organisch materiaal aanwezig is van <10%.

GI = 0.5 wanneer zandbanken voor larven, en kiezel tot grindbanken voor de paai in de waterloop aanwezig zijn, maar wanneer de kwaliteit van de sedimentbanken niet optimaal is (d.i. niet voldoen aan de beschrijving van puntjes 1-3 onder GI = 1) of het paaihabitat niet binnen het bereik ligt van gunstige sedimentbanken voor larven.

#### Geschiktheidsregel V8:

GI = 1 bij het voorkomen van rivierdonderpad en beekforel of alleen rivierdonderpad

GI = 0.5 bij het voorkomen van predatoren zoals paling en driedoornige stekelbaars

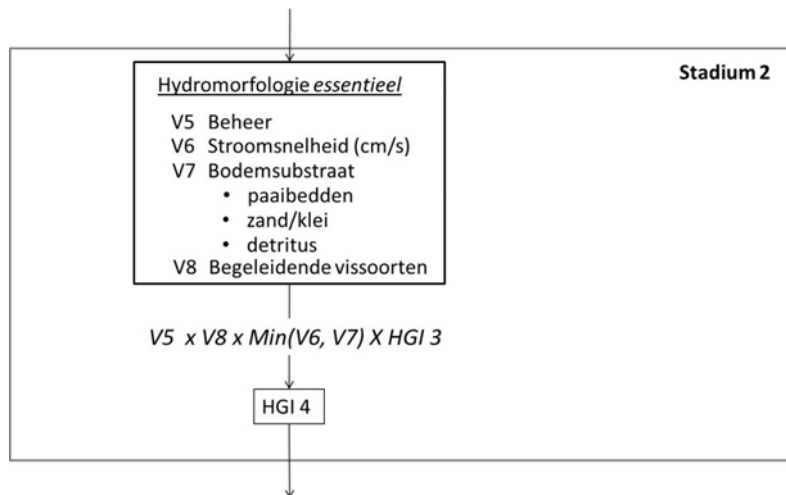
GI = 0 wordt niet ingesteld

#### Berekening HGI 4 (Figuur 90)

Voor de berekening van HGI 4 op basis van V5 tot en met V8, werd besloten dat de stroomsnelheid en het substraat evenwaardig zijn. Te meer omdat de stroomsnelheid tot zekere hoogte ook mee de geschiktheid van het substraat bepaalt. Daarom telt van deze variabelen de slechtste waarde. Deze waarde wordt dan vermenigvuldigd met de GI's van beheer en begeleidende vissoorten.

$HGI\ 4 = V5 \times V8 \times \min(V6, V7) \times HGI\ 3.$





Figuur 90 Schematische voorstelling van de berekening van HGI 4 op basis van informatie/gegevens over het beheer van de locatie, de aanwezige begeleidende vissoorten, de stroomsnelheid en het substraat.

In het **derde stadium** worden opnieuw zowel waterkwaliteits- als hydromorfologische variabelen geëvalueerd. Specifiek worden er drie waterkwaliteits- en acht hydromorfologische variabelen onder de loep genomen. De waterkwaliteitsvariabelen zijn: de concentraties aan nitriet (V9) en nitraat (V10) en de pH (V11). De hydromorfologische variabelen zijn: de diepte (V12), de aanwezigheid van dood hout/takken (V13), de dikte van de sliblaag (V14), de aanwezigheid van waterplanten (V15), beschaduwning (V16), sedimentbanken (V17), meandering (V18) en het landgebruik op de oevers (V19). De onderlinge relatie tussen deze variabelen in hun effect op beekprik is minder duidelijk dan bij de variabelen in stadia één en twee. Er wordt verondersteld dat enkel wanneer één van de variabelen de geschikte toestand zwaar onder- of overschrijdt, of alle variabelen slecht scoren, het habitat ongeschikt is. In tegenstelling wordt verondersteld dat hoe meer van deze variabelen goed scoren in hun geschiktheid voor beekprik, des te groter de geschiktheid van een locatie voor beekprik en des te meer kans op een eventueel aanwezige populatie.

Geschiktheidsregel V9:

GI = 0 voor een 75%-percentiel van de nitrietconcentratie van  $>0,4 \text{ mg N-NO}_2 \text{ L}^{-1}$

GI = 0.5 voor een 75%-percentiel van de nitrietconcentratie van  $0,2\text{-}0,4 \text{ mg N-NO}_2 \text{ L}^{-1}$

GI = 1 voor een 75%-percentiel van de nitrietconcentratie van  $<0,2 \text{ mg N-NO}_2 \text{ L}^{-1}$

Geschiktheidsregel V10:

GI = 0 voor een 75%-percentiel van de nitraatconcentratie van  $>8 \text{ mg N-NO}_3 \text{ L}^{-1}$

GI = 0.5 voor een 75%-percentiel van de nitraatconcentratie van  $5\text{-}8 \text{ mg N-NO}_3 \text{ L}^{-1}$

GI = 1 voor een 75%-percentiel van de nitraatconcentratie  $\leq 5 \text{ mg N-NO}_3 \text{ L}^{-1}$

Geschiktheidsregel V11:

GI = 0 voor een gemiddelde pH  $<6,3$

GI = 1 voor een gemiddelde pH  $\geq 6,3$



Berekening HGI 5 (Figuur 91):

HGI 5 is gelijk aan het product van de GI's van variabelen V9, V10 en V11.

Bij het ontbreken van gegevens over de nitriet- en nitraatconcentraties wordt de HGI gelijk gesteld aan de GI van V11.

Geschiktheidsregel V12:

GI = 0 voor een gemiddelde waterdiepte van <3 cm en >50 cm voor larven en <3 cm en >60 cm voor adulten

GI = 0.5 voor een gemiddelde waterdiepte van 3-5 cm en 22-60 cm

GI = 1 voor een gemiddelde waterdiepte van 5-22 cm

Geschiktheidsregel V13:

GI = 0.5 wanneer dood hout onder de vorm van takken en twijgen volledig afwezig is

GI = 1 wanneer dood hout onder de vorm van twijgen, takken of stammen aanwezig is

Geschiktheidsregel V14 (enkel larvaal):

GI = 0.5 wanneer de sedimentdikte of dikte van de sliblaag <11,6 cm

GI = 1 wanneer de sedimentdikte of dikte van de sliblaag >11,6 cm

Geschiktheidsregel V15:

GI = 0.5 bij aanwezigheid dense onderwaterbegroeiing (>50% bedekking) of bij volledige afwezig zijn van submerse vegetatie

GI = 1 bij beperkte aanwezigheid submerse vegetatie (<50% bedekking)

Geschiktheidsregel V16:

GI = 0.5 bij volledige afwezigheid van schaduw

GI = 1 bij aanwezigheid van minimaal een beetje schaduw

Geschiktheidsregel V17:

GI = 0.5 bij volledige afwezigheid van sedimentbanken

GI = 1 bij aanwezigheid van sedimentbanken, vanaf 1 sedimentbank op 100 m

Geschiktheidsregel V18:

GI = 0.5 bij complete afwezigheid van meandering en stromingsvariatie

GI = 1 bij aanwezigheid van meandering en de aanwezigheid van stromingsvariatie onder de vorm van een stroomkuilenpatroon.

Geschiktheidsregel V19:

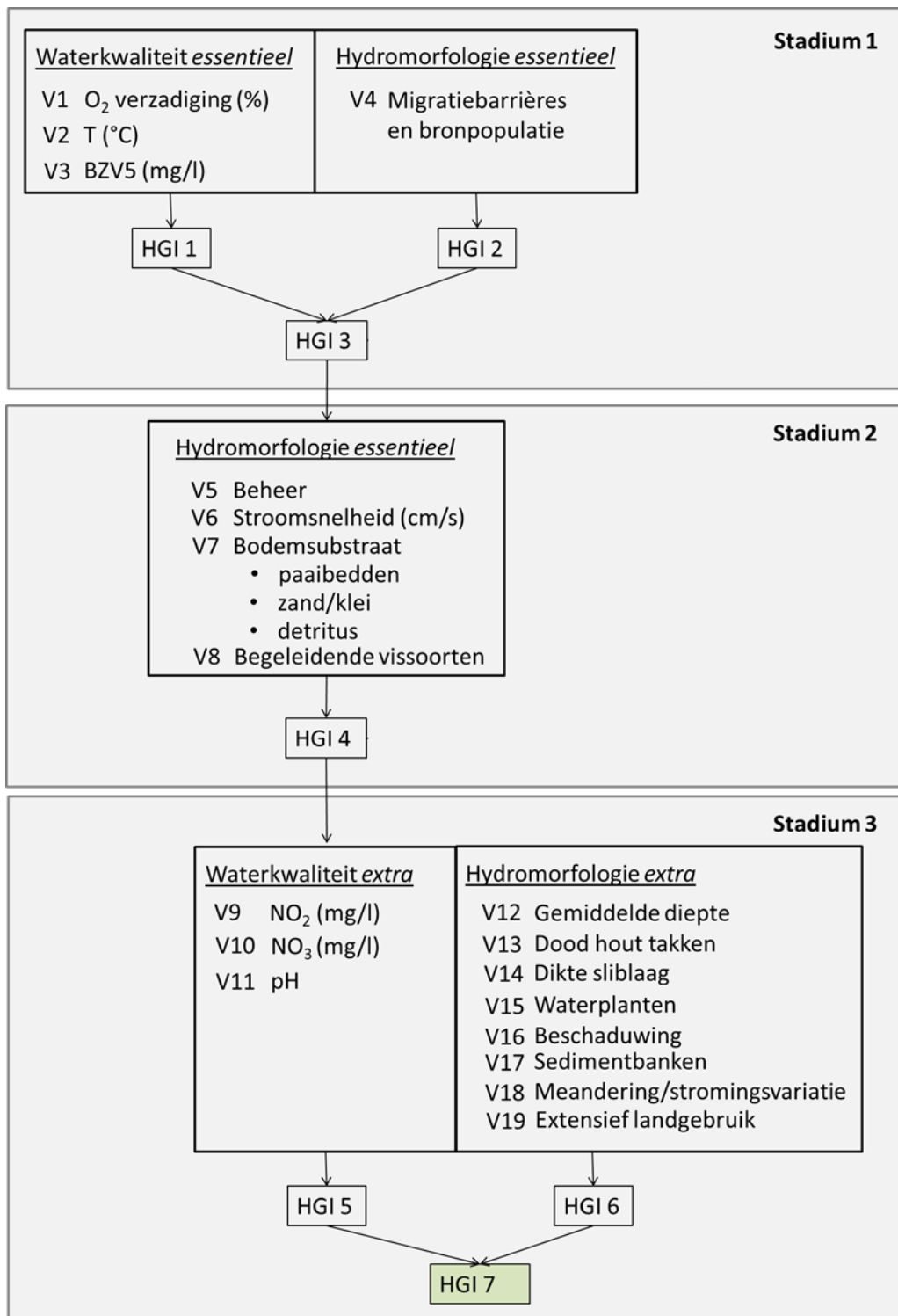
GI = 0.5 bij intensief landgebruik op de oevers (intensieve landbouw, bebouwing etc.)

GI = 1 bij extensief landgebruik op de oevers.

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







Figuur 92 Schematische voorstelling van de evaluatiemethode voor de geschiktheid van het rivierhabitat voor beekprik op basis van 19 omgevingsvariabelen (waterkwaliteits- en hydromorfologische variabelen) in drie evaluatiestadia. De toestand van iedere variabele leidt tot een geschiktheidsindex (GI per V), die aan de hand van eenvoudige formules gecombineerd worden tot een algemene habitatgeschiktheids index (HGI). De evaluatie stopt wanneer het habitat in stadium 1 en 2 ongeschikt bevonden wordt.

## 2.3.5 Resultaten en bespreking

### 2.3.5.1 Beschrijving geselecteerde locaties

#### Bovenscheldebekken

Binnen dit bekken werden 2 waterlopen met potenties voor beekprik geselecteerd, de Dorenbosbeek en de Trogbeek.

De **Dorenbosbeek** (L217\_2632) vormt eigenlijk één van de bovenlopen van de Zwalm. Het betreft een onbevaarbare waterloop van 2<sup>de</sup> categorie. Het is een meanderende beek van ongeveer 3 km lang die voornamelijk door extensief landbouwgebied loopt. De 2 onderzochte trajecten lagen in het gedeelte dat volledig wordt omgeven door bos en waar de beek een zeer beperkte breedte (20-40 cm) heeft (Figuur 93).

Er zijn voor deze waterloop historische waarnemingen van beekprik gekend, maar tijdens staalnames uitgevoerd door het INBO, in het kader van het verdichtingsmeetnet (2014-2015), kon de aanwezigheid van beekprik niet meer worden aangetoond (Pauwels et al. 2016). De dichtstbijzijnde bestaande populatie situeert zich in de Verrebeek op ongeveer 3,5 km afstand.

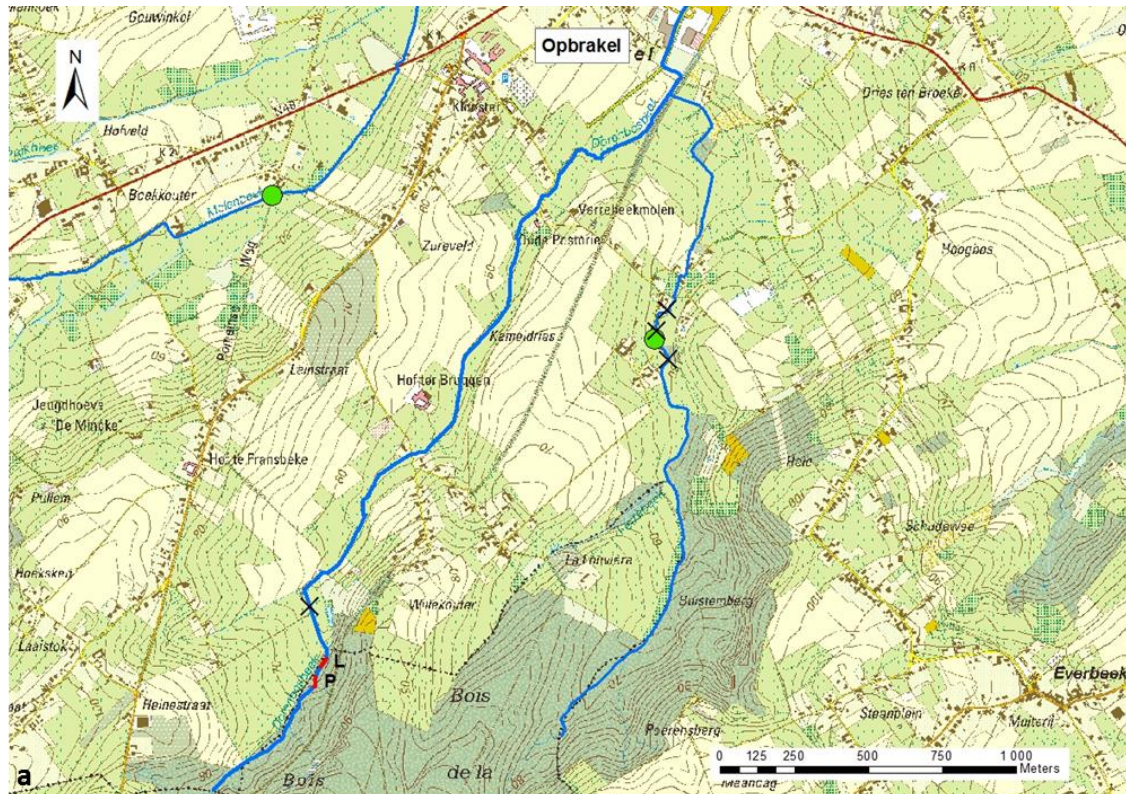
Er bevinden zich 3 opgeloste vismigratieknelpunten (2 duikers en een stuw) in de Dorenbosbeek stroomafwaarts de bestudeerde trajecten en 1 niet opgelost knelpunt (een duiker) net stroomafwaarts het studiegebied. Stroomopwaarts in het Livierenbos fungeerden twee niet functionele (wegens omzetting van weiland in akkerland) veedrinkpoelen, aangelegd met elektriciteitspalen, gootelementen en plastic folie, nog als vismigratieknelpunt. Eén ervan heeft de beek zelf kunnen oplossen door er langs te meanderen en van het andere knelpunt werd begin juni 2018 een betonnen gootelement verwijderd waardoor er momenteel tot aan de gewestgrens vrije vismigratie mogelijk is (pers. meded. Diederik Malfroid). Ook in de Verrebeek bevinden zich nog 2 niet opgeloste knelpunten (duikers) en 1 opgelost knelpunt (stuw) stroomafwaarts de locatie waar nog beekprik voorkomt. Als begeleidende vissoorten vermeldt de visdatabank van INBO (<https://vis.inbo.be>) enkel driedoornige stekelbaars.

In het gedeelte van de Dorenbosbeek in het bosgebied wordt er geen specifiek beheer uitgevoerd. Ook opwaarts de Sint-Franciscusstraat zijn de laatste jaren geen onderhoudswerken uitgevoerd. Rond en afwaarts de Sint-Franciscusstraat wordt de beek wel af en toe geruimd omwille van te hoge sedimentbelasting. In een traject tot 50m opwaarts van deze straat zou eind 2017 beekprik gezien zijn door de onderhoudsploeg. Mogelijk betreft het evenwel een uitgespoeld exemplaar van de Verrebeek.

In de periode september/oktober 2019 zal een hermeanderingsproject (uitgraven historische loop) worden uitgevoerd net stroomopwaarts de geëvalueerde trajecten waardoor het laatste vismigratieknelpunt zal kunnen worden omzeild.







Figuur 93 De Dorenbosbeek te Brakel. **(a)** Overzichtskaart van het studiegebied met aanduiding (rode trajecten) van het geëvalueerde paai- (P) en larvaal (L) habitat, officiële onopgeloste vismigratieknelpunten (zwarte kruisjes) en meest nabije bronpopulaties beekprik (groene bolletjes), **(b)** foto van het traject dat geëvalueerd werd als potentieel larvaal habitat, **(c-d)** foto's van het traject dat geëvalueerd werd als potentieel paaihabitat.

De **Trogbeek** (L217\_2952, meestal verkeerdelijk Trosbeek genoemd) is een onbevaarbare waterloop van 2<sup>de</sup> categorie. Het is een kleine, meanderende beek (lengte 1,7 km) die voornamelijk door weiland loopt (Figuur 94). Op de plaats van de onderzochte trajecten wordt de beek evenwel omzoomd door een bomenrij. Het wateroppervlak was er op het moment van de veldmetingen niet breder dan 20 cm. Deze beek mondt uit in de Molenbeek Ronse die vervolgens in Wallonië uitmondt in La Rhosnes (Ronebeek) die net over de taalgrens op Vlaams grondgebied uitmondt in de Schelde.

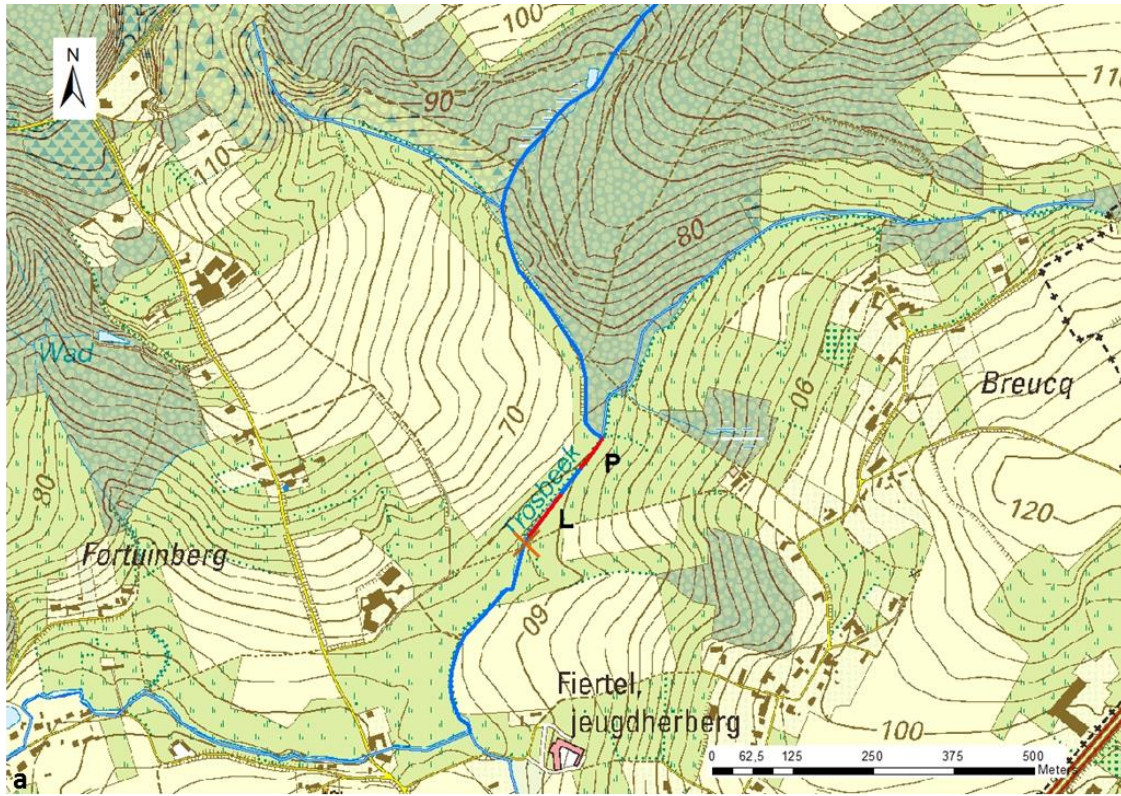
Er zijn geen historische waarnemingen van beekprik gekend voor deze beek en staalnames door INBO uitgevoerd in het kader van het verdichtingsnetwerk voor beekprik leverde ook geen waarnemingen op (Pauwels et al. 2016). De dichtstbijzijnde beekprikpopulatie bevindt zich in een ander deelbekken van de Schelde, met name de Krombeek in het bekken van de Molenbeek. Van de Trogbeek zijn voor zover geweten geen visstandsgegevens gekend. In april 2015 werden evenwel 82 donderpadden aangetroffen tijdens een afvissing van twee 50m-trajecten.

Het is niet geweten of en hoeveel vismigratieknelpunten er zich in de Molenbeek Ronse (onbevaarbaar, cat. 2, L111\_1022) bevinden daar deze geen deel uitmaakt van de prioriteitenkaart vismigratie (Stevens & Coeck 2010). In het veld kon in de Trogbeek evenwel een geïmproviseerde stuw worden vastgesteld (Figuur 94f).

Sinds 2014 werden er geen onderhoudswerken aan de beek uitgevoerd en gezien de ligging nabij bos werd voordien, toen de bevoegdheid over het beheer van deze beek nog onder de stad Ronse viel, vermoedelijk ook geen echt beheer uitgevoerd.







Figuur 94 De Trogbeek te Ronse. **(a)** Overzichtsk kaart van het studiegebied met aanduiding (rode trajecten) van het geëvalueerde paai- (P) en larvaal (L) habitat en een niet officieel vismigratieknelpunt (oranje kruisje), **(b)** foto van het traject dat geëvalueerd werd als potentieel larvaal habitat, **(c-e)** foto's van het traject dat geëvalueerd werd als potentieel paaihabitat en **(f)** foto van de geïmproviseerde stuwconstructie.



## Dijlebekken

In het Dijlebekken werden de Bruelbeek en de Nellebeek geëvalueerd.

De **Bruelbeek** (L217\_3551, ook Bruulbeek of Weterbeek genoemd) is een onbevaarbare waterloop van 2<sup>e</sup> categorie. Het betreft een kleine (lengte ongeveer 3 km), meanderende beek die grotendeels door bosgebied stroomt (Figuur 95). Ze mondt uit in de Molenbeek–Parkbeek die vervolgens in de Dijle uitmondt.

Op de Bruelbeek zijn stroomafwaarts de Ermelindisstraat geen vismigratieknelpunten aanwezig in tegenstelling tot de Molenbeek-Parkbeek die wordt gekenmerkt door de aanwezigheid van niet minder dan 14 onopgeloste vismigratieknelpunten onder de vorm van watermolens, stuwen, schuiven, duikers en bodemplaten.

Er zijn geen historische waarnemingen van Beekprik bekend voor het bekken van de Molenbeek-Parkbeek. De dichtstbijzijnde bestaande populatie bevindt zich in de Kapittel- en Steenputbeek (Halle/Dworp) in het bekken van de Zenne. In de Bruelbeek werd in 2016 en 2017 door het INBO enkel donderpad aangetroffen.

De beek wordt afwaarts de Sint-Ermelindisstraat niet specifiek beheerd. Langs de meer open percelen opwaarts deze straat wordt hoogstens de oever om de paar jaar gemaaid.





Figuur 95 De Bruelbeek te Bierbeek. **(a)** Overzichtskaart van het studiegebied met aanduiding (rode trajecten) van het geëvalueerde paai- (P) en larvaal (L) habitat, **(b-c)** foto's van het traject dat geëvalueerd werd als potentieel larvaal habitat, **(d-e)** foto's van het traject dat geëvalueerd werd als potentieel paaihabitat.

Ook de **Nellebeek** (L217\_3681) is een meanderende onbevaarbare waterloop van 2<sup>de</sup> categorie met een relatief beperkte omvang (ong. 3,3 km lengte). Ze loopt grotendeels door bebost gebied of wordt begrensd door weiland en ze mondt uit in de IJse. In de Nellebeek werden tijdens recente viscampagnes (2016-2017) door het INBO vooral hoge aantallen donderpad aangetroffen naast tiendoornige en driedoornige stekelbaars, beekforel, zonnebaars, gibel, rietvoorn, paling en riviergrondel. Ook tijdens de veldmetingen werd er donderpad, driedoornige stekelbaars en beekforel waargenomen op beide locaties. Er loopt momenteel een succesvol herstelproject voor donderpad.

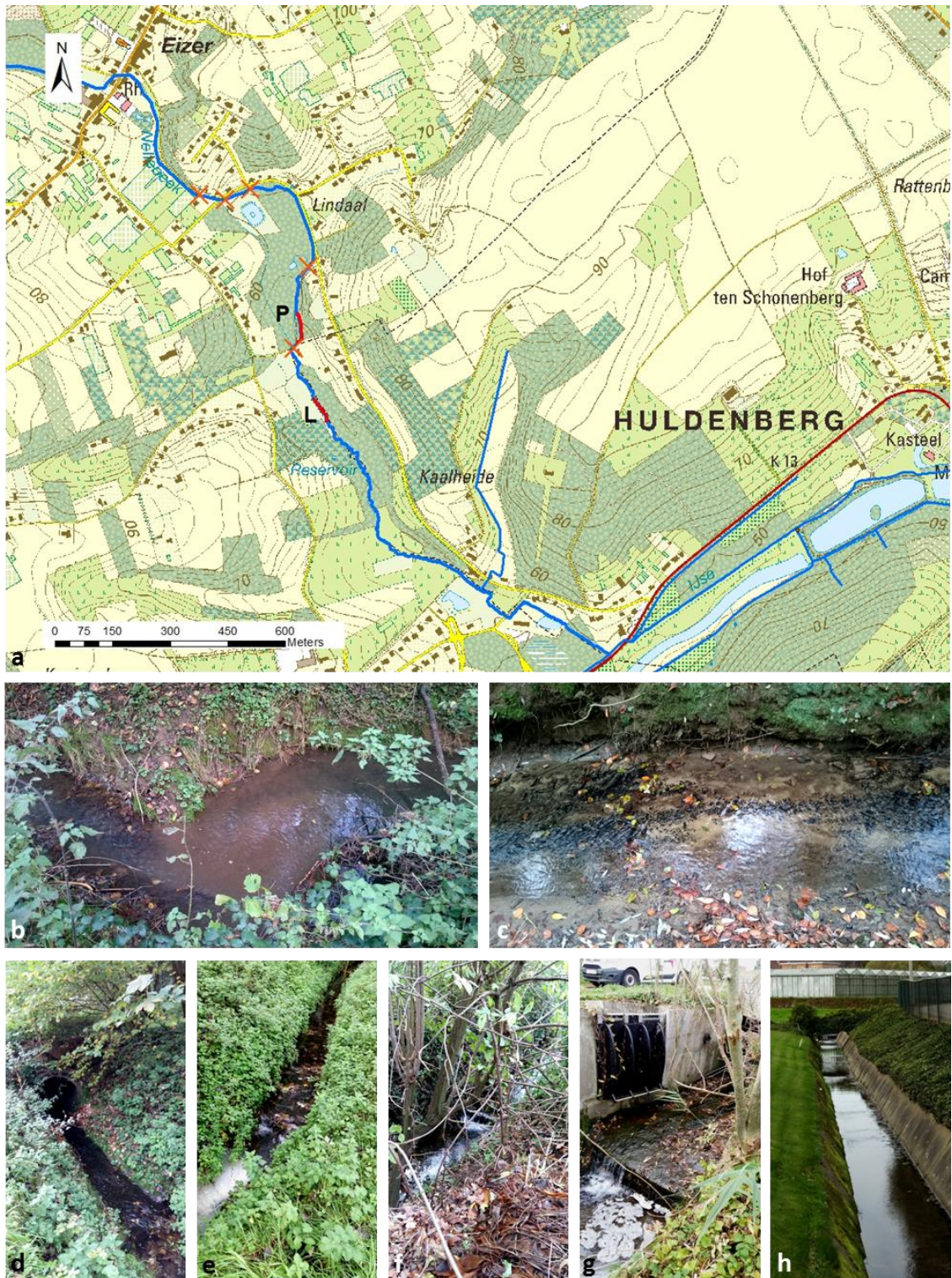
Net zoals voor de Bruelbeek zijn er van deze waterloop geen historische beekprikwaarnemingen bekend en situeert de dichtstbijzijnde bestaande locatie zich in de Kapittel- en Steenputbeek in het Zennebekken.

Er bevinden zich geen officiële vismigratieknelpunten op de Nellebeek maar tijdens de prospectie werd toch een aantal barrières vastgesteld. Opwaarts de beschouwde locaties bevindt zich een koker (Figuur 96d) en een aantal kleinere stuwtjes (Figuur 96e,g). Ook tussen het potentiële paai en larvaal habitat bevonden zich een aantal opeenvolgende stuwtjes (Figuur 96h).

De Nellebeek wordt 1 keer per jaar oppervlakkig geruimd (verwijderen obstakels en zwerfvuil) maar voor de rest niet specifiek beheerd. Afwaarts wordt er recentelijk regelmatig ingegrepen aan de beverdammen, vooral op plaatsen waar aflopen van buizen zitten of waar een overstort zit (o.a. één niet officieel overstort ter hoogte van de Kaalheide).







Figuur 96 De Nellebeek te Overijse. **(a)** Overzichtskaart van het studiegebied met aanduiding (rode trajecten) van het geëvalueerde paai- (P) en larvaal (L) habitat en onofficiële vismigratieknelpunten (oranje kruisjes), **(b)** foto van het traject dat geëvalueerd werd als potentieel larvaal habitat, **(c)** foto van het traject dat geëvalueerd werd als potentieel paaihabitat en **(d-h)** foto's van een aantal onofficiële vismigratieknelpunten.

## Maasbekken

In het Maasbekken werden de Bosbeek, Dommel en Warmbeek geselecteerd als potentieel geschikt leefgebied voor beekprik.

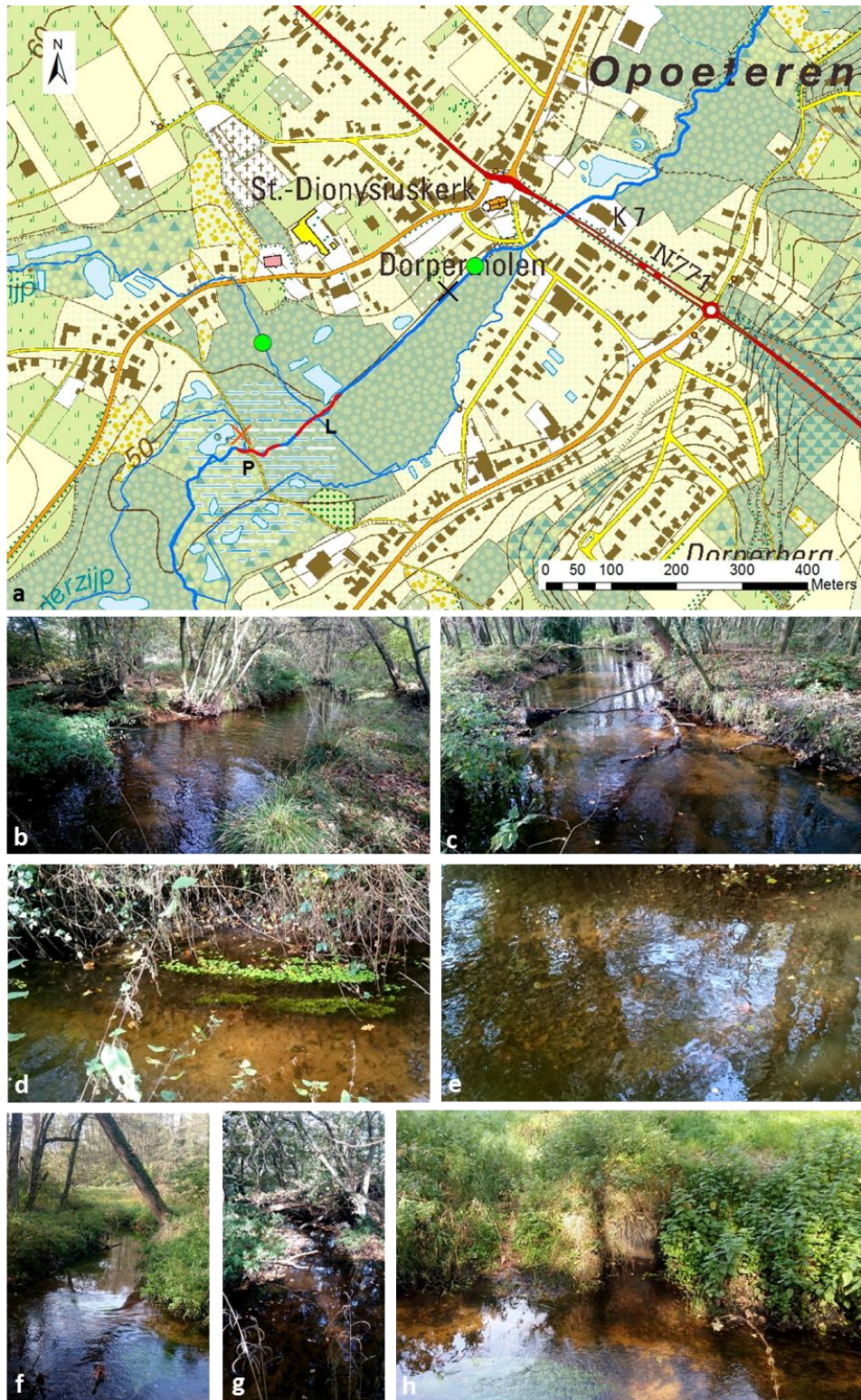
De **Bosbeek** (VL05\_135) is een 29 km lange, in haar boven- en middenloop natuurlijke en aldus sterk meanderende Vlaamse waterloop, die behoort tot het type Grote beek Kempen en rechtstreeks uitmondt in de Maas. De huidige benedenloop (stroomafwaarts Neeroeteren) is in feite een in de 13de eeuw kunstmatig aangelegd afvoerkanaal, dat door de eeuwen heen weliswaar spontaan is beginnen meanderen binnen haar dijken. De oorspronkelijke benedenloop van de Bosbeek (vroeger eigenlijk Oeterbeek) is bewaard gebleven als de Witbeek. Vanaf de monding van de Kleinebeek is de Bosbeek gecategoriseerd als onbevaarbare waterloop 1<sup>ste</sup> categorie. De geselecteerde trajecten liggen stroomafwaarts deze monding en worden volledig omgeven door bos. Net stroomafwaarts de geselecteerde trajecten is de beek verlegd en ingedijkt i.f.v. de voeding van de Dorpermolen.

De Bosbeek is een gekende beekprikwaterloop en de dichtstbij gelegen populaties bevinden zich enerzijds op ongeveer 150 m afstand in het Busselziep, een zijloop van de Bosbeek die ter hoogte van het geëvalueerde larvaal habitat in de Bosbeek uitmondt (Figuur 97g) en anderzijds op een kleine 300 meter afstand net stroomafwaarts de Dorpermolen. Deze molen vormt een tot op heden onopgelost vismigratieknelpunt. De monding van de Bergeinderzijk in de Bosbeek ter hoogte van het potentiële paaihabitat is afgesloten met een klep en vormt aldus nog een ander knelpunt (Figuur 97h). De Bosbeek herbergt nog een tiental andere niet opgeloste vismigratieknelpunten onder de vorm van watermolens en stuwen. Het visbestand is er desondanks vrij uitgebreid. Iets oudere visbestandopnames (1997, 2000) door INBO ter hoogte van de Dorpermolen maken gewag van bempje, riviergrondel, zonnebaars, driedoornige en tiendoornige stekelbaars, blankvoorn, paling, beekforel, regenboogforel, baars, rietvoorn, karper en Amerikaanse dwergmeerval.

In het hele traject 1<sup>ste</sup> categorie stroomopwaarts de Volmolenstraat wordt al minstens 15 jaar nulbeheer toegepast (geen slibruiming, geen maaiwerken, meeste hout mag blijven liggen). VMM heeft plannen om de parallel lopende historische Bosbeek stroomafwaarts Jaenendijk opnieuw in te schakelen als meanderende nevengeul rondom de molen.







Figuur 97 De Bosbeek te Maaseik. **(a)** Overzichtskaart van het studiegebied met aanduiding (rode trajecten) van het geëvalueerde paai- (P) en larvaal (L) habitat, officiële (zwarte kruisjes) en onofficiële (oranje kruisje) onopgeloste vismigratieknelpunten en meest nabije bronpopulaties beekprik (groene bolletjes), **(b,d)** foto's van het traject dat geëvalueerd werd als potentieel larvaal habitat, **(c,e,f)** foto's van het traject dat geëvalueerd werd als potentieel paaihabitat, **(g)** foto van de monding van de Busselzief en **(h)** foto van de monding van de Bergeinderzief, afgesloten met een klep.

De **Dommel** (VL05\_135) is een 117 km lange waterloop waarvan ongeveer 30 km van de bovenloop zich op Vlaams grondgebied bevindt. Ze mondt via de Dieze uit in de Maas in s'Hertogenbosch. Het Vlaamse gedeelte vormt stroomafwaarts Peer een onbevaarbare waterloop van 1<sup>ste</sup> categorie. Het is ook een Vlaams waterlichaam behorende tot het type Grote beek Kempen en wordt nog als natuurlijk aanzien. De waterloop werd evenwel over een grote lengte rechtgetrokken en geherprofileerd.

Ook de Dommel staat bekend als een beekprikwaterloop. Beekprik wordt evenwel sinds 1989 niet meer waargenomen in het Belgische gedeelte. De meest nabijgelegen populaties bevinden zich in de Elsenloop en Keersop, 2 zijlopen die nabij Valkenswaard in Nederland in de Dommel uitmonden. In de Dommel zelf werd in 2013 nog een grote populatie beekprik aangetroffen even ten zuiden van Eindhoven.

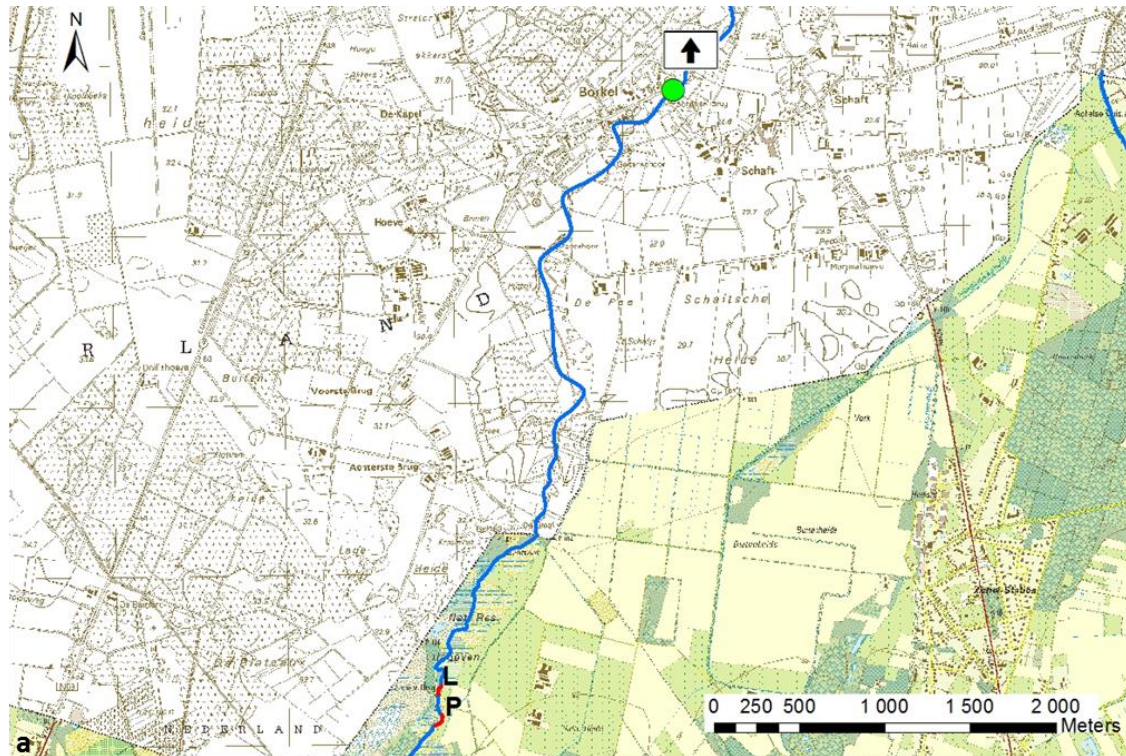
De geëvalueerde locaties liggen ter hoogte van het Hageven, een natuurgebied waar in 2009/2010 een hermeanderingsproject werd uitgevoerd. Het visbestand is er zeer uitgebreid. Tijdens door INBO uitgevoerde visbestandsopnames ter hoogte van De Wulp werd in 2015 voornamelijk driedoornige stekelbaars, riviergrondel, blankvoorn en zonnebaars waargenomen naast lagere aantallen baars, brempe, karper, rietvoorn en blauwbandgrondel. Ter hoogte van het Hageven werd daarnaast ook reeds tiendoornige stekelbaars, serpeling, kopvoorn, beekforel, paling, zeelt, snoek, kolblei, bittervoorn, Amerikaanse hondsvijl en marmelgrondel aangetroffen. Tijdens de macro-invertebraten staalname werd op beide locaties zeer veel driedoornige stekelbaars in het schepnet aangetroffen.

Zowel de bovenloop van de Dommel in België als de benedenloop in Nederland vertonen nog een groot aantal niet opgeloste vismigratieknelpunten onder de vorm van watermolens en stuwen.

Sinds het hermeanderingproject worden waterplanten gemaaid volgens een peilafpraak. Maaien gebeurt meestal begin juli met een maaiboot die 50% van de vegetatie afmaait in de vorm van een centrale stroomgeul. Soms is een tweede maaibeurt in augustus of september nodig. In 2016 en 2017 werd niet gemaaid omdat het waterpeil minder opgestuwd was door een lagere dichtheid aan waterplanten. In dit gedeelte van de Dommel is er veel recreatie (kanovaart) waarvan de mogelijke impact op paairiffles en sedimentbanken vooralsnog niet gekend is.







Figuur 98 De Dommel te Neerpelt. **(a)** Overzichtskaart van het studiegebied met aanduiding (rode trajecten) van het geëvalueerde paai- (P) en larvaal (L) habitat en meest nabije bronpopulaties beekprik (groen bolletje, evenwel buiten het afgedrukte kaartbereik), **(b-d)** foto's van het traject dat geëvalueerd werd als potentieel larvaal habitat en **(e)** foto van het traject dat geëvalueerd werd als potentieel paaihabitat.

De **Warmbeek** (VL05\_147, Tongelreep in Nederland) is een nog natuurlijke waterloop van 42 km waarvan ongeveer 26 km van de bovenloop op Vlaams grondgebied is gelegen. Ze mondt uit in de Dommel nabij Eindhoven in Nederland. In Vlaanderen wordt ze stroomafwaarts van het kanaal Lille tot de onbevaarbare waterlopen van 1<sup>ste</sup> categorie gerekend. Het is tevens een Vlaams waterlichaam van het type Grote beek Kempen. De Warmbeek heeft over een groot deel van het traject zijn oorspronkelijke loop behouden. De beoogde locaties liggen net stroomopwaarts watermolen 't Mulke waar de beek omgeven wordt door bos (Figuur 99a).

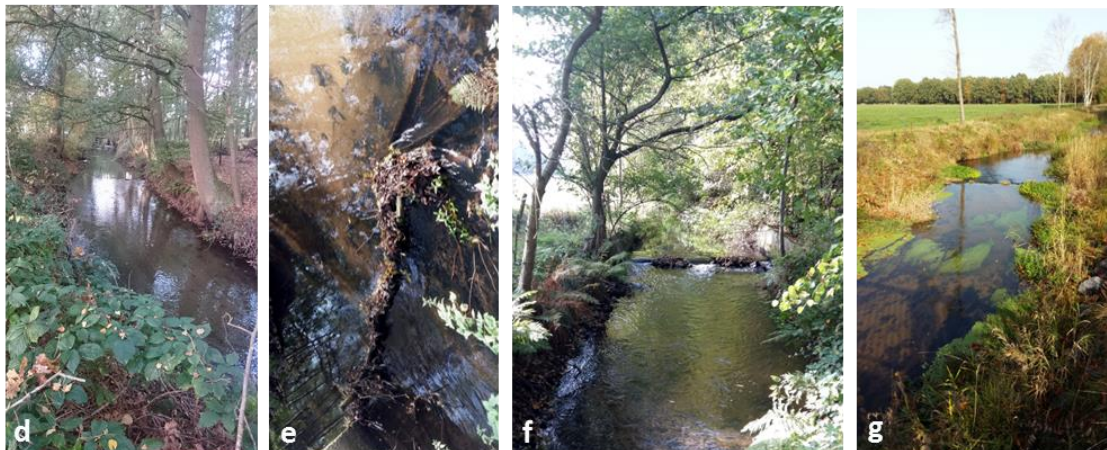
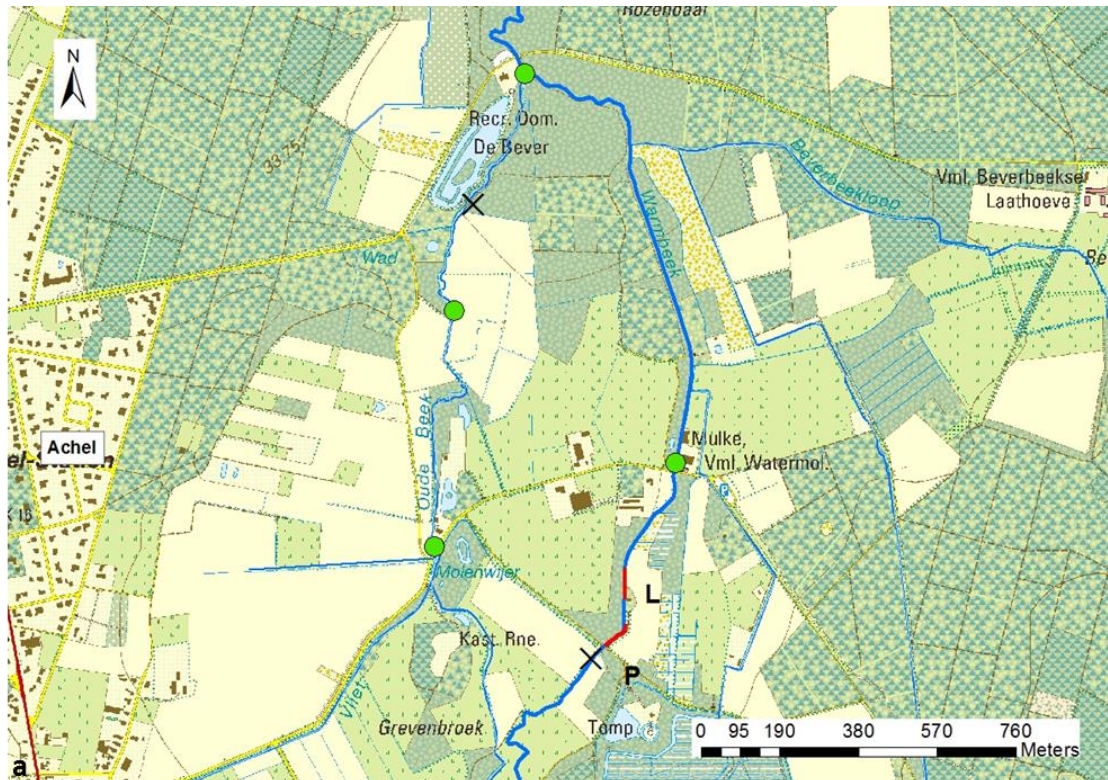
Er bevinden zich in de Warmbeek slechts een beperkt aantal vismigratieknelpunten waarvan enkel de meest stroomopwaartse nog niet zijn weggewerkt. Rond het Mulke werd in 2015 een bekkenpassage met V-vormige overlaten aangelegd (Figuur 99g). In de onmiddellijke nabijheid werden evenwel nog een aantal kleinere knelpunten aangetroffen tijdens de veldprospectie, met name een aantal drempels ter hoogte van de Slipstraat (Figuur 99e) en de Tomperweg (Figuur 99f).

In de Warmbeek zijn in de onmiddellijke nabijheid van de geëvalueerde locaties nog een aantal beekprikpopulaties aanwezig, o.a. vlakbij de watermolen en verder stroomafwaarts in de Oude Beek (zijloop van de Warmbeek). Deze laatsten worden evenwel gehinderd in hun stroomafwaartse migratie omwille van een niet opgelost knelpunt (bodemplaat). In de Tongelreep is Beekprik uitgestorven, de laatste waarneming dateert er reeds van 1967 (Spikmans et al. 2013). Nabij het Mulke wordt een uitgebreid visbestand aangetroffen van drie- en tiendoornige stekelbaars, bierpje, riviergrondel, paling, baars, blankvoorn, serpeling, snoek, kopvoorn, rietvoorn, karper, brasem, gibel, kolblei, bittervoorn, Amerikaanse hondsvij, zonnebaars en bruine Amerikaanse dwergmeerval. Tijdens de macroinvertebraten staalname werd er driedoornige stekelbaars en juveniele kopvoorn gevangen en adulte kopvoorn opgemerkt op beide locaties.

Het grootste deel van de Warmbeek wordt al minstens 15 jaar extensief beheerd: geen slibruiming, slechts lokaal maaien van riet en het meeste dode hout mag in situ blijven liggen.







Figuur 99 De Warmbeek te Hamont-Achel. **(a)** Overzichtskaart van het studiegebied met aanduiding (rode trajecten) van het geëvalueerde paai- (P) en larvaal (L) habitat, officiële onopgeloste vismigratieknelpunten (zwarte kruisjes) en meest nabije bronpopulaties beekprik (groene bolletjes), **(b)** foto van het traject dat geëvalueerd werd als potentieel larvaal habitat, **(c-d)** foto's van het traject dat geëvalueerd werd als potentieel paaihabitat, **(e)** onofficieel knelpunt ter hoogte van de Slipstraat, **(f)** onofficieel knelpunt ter hoogte van de Tomperweg en **(g)** de vistrap rond het Mulke.



## Netebekken

In het Netebekken werden de Dalemansloop, de Molenbeek-Bollaak en de Rode loop geëvalueerd.

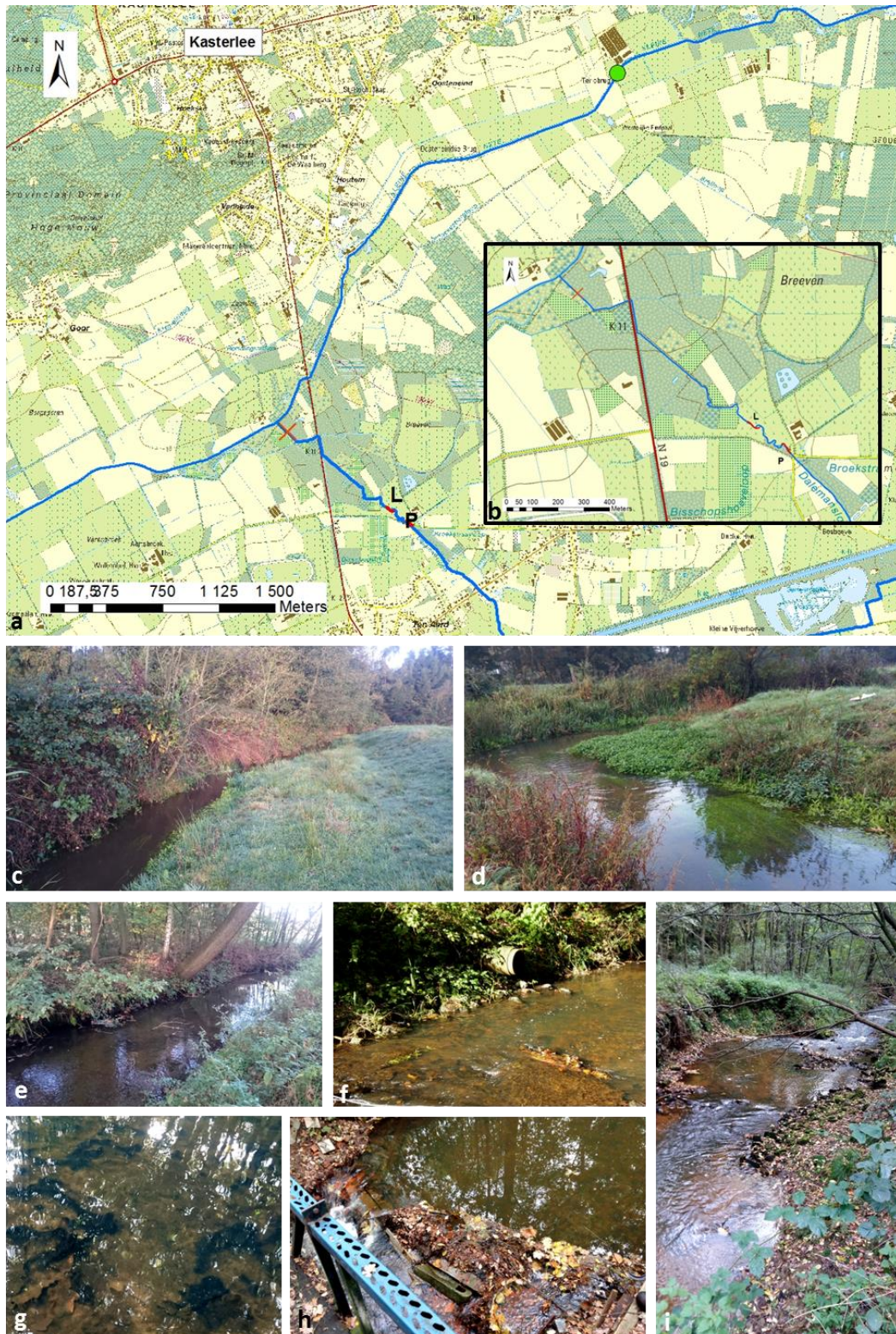
De **Dalemansloop** (L107\_655, ook wel Daelemansloop, Daalmansloop of Breiloo genoemd) is een onbevaarbare waterloop van 2<sup>de</sup> categorie op de plaats van evaluatie. Ze is ongeveer 13 km lang en mondt uit in de Kleine Nete. Ze wordt getypeerd als een Kleine beek Kempen. Op de geëvalueerde locaties stroomt ze door weiland en is één van beide oevers omzoomd met bomen. Tussen de monding en de onderzoekslocatie ligt 1 opgelost vismigratieknelpunt (bodemplaat) en ter hoogte van de potentiële paalocatie is een stuw passeerbaar gemaakt d.m.v. een vistrap. Net stroomopwaarts is ook een tweede stuw vispasseerbaar gemaakt. In de bovenloop bevinden zich nog een aantal onopgeloste knelpunten (bodemplaten, sifons, duikers). Tijdens de veldprospectie werden evenwel nog een aantal knelpunten aangetroffen. Aan de monding zijn een aantal drempels aangelegd (Figuur 100i) en net stroomopwaarts de monding werd er een geïmproviseerde stuw aangetroffen (Figuur 100h).

De Dalemansloop herbergde vroeger een beekprikpopulatie maar beekprik is er na 1989 niet meer waargenomen. De dichtstbijzijnde bestaande beekprikpopulaties bevinden zich in de Kleine Nete op ongeveer 4,5 km afstand. Uit recent uitgevoerde visbestandsopnames (2015) ter hoogte van de onderzochte locaties blijkt de aanwezigheid van een uitgebreide visgemeenschap vooral bestaande uit driedoornige stekelbaars, riviergrondel, berrmpje en donderpad naast tiendoornige stekelbaars, blauwbandgrondel, paling, kopvoorn, zonnebaars, brasem, rietvoorn, blankvoorn, kleine modderkruiper, baars, pos, snoek, serpeling, karper en gibel (Pasmans & De Vocht 2015). Tijdens de macro-invertebraten bemonstering werd enkel driedoornige stekelbaars in het schepnet aangetroffen.

Ter hoogte van de trajecten geldt er nulbeheer, maaiingen gebeuren er enkel op aanvraag. In de bovenloop worden doorgaans gewone ruiming met de maaikorf uitgevoerd.

Tijdens de prospectie werden uitgebreide cyanobacteriematten (*Oscillatoria* spp.) op het substraat aangetroffen net stroomafwaarts het potentiële paaihabitat (Figuur 100g).





Figuur 100 De Dalemansloop te Geel. **(a-b)** Overzichtskaartjes van het studiegebied met aanduiding (rode trajecten) van het geëvalueerde paai- (P) en larvaal (L) habitat, onofficiële vismigratieknelpunten (oranje kruisjes) en meest nabije bronpopulaties beekprik (groene bolletjes), **(c,d)** foto's van het traject dat geëvalueerd werd als potentieel larvaal habitat, **(e,f)** foto's van het traject dat geëvalueerd werd als potentieel paaihabitat, **(g)** cyanobacteriematten ter hoogte van de potentiële paailocatie, **(h)** geïmproviseerde stuwconstructie net stroomopwaarts de monding in de Kleine Nete en **(i)** geïmproviseerde drempels in de monding.

De **Molenbeek-Bollaak** (VL05\_129) is een onbevaarbare waterloop van 1<sup>ste</sup> categorie en tevens een Vlaams waterlichaam type Grote beek Kempen. Ze heeft een lengte van ongeveer 27 km en mondt uit in de Kleine Nete. Ze heeft een sterk meanderende loop en stroomt op de plaats van evaluatie voornamelijk doorheen bos en weiland (Figuur 101).

Er zijn geen historische waarnemingen van beekprik gekend voor deze waterloop. De dichtstbijzijnde bestaande populaties situeren zich in de Kleine Nete op minstens 20 km afstand van de onderzochte locaties. Uit visstandsgegevens van het INBO blijkt dat het visbestand ter hoogte van het waterzuiveringsstation (potentieel larvaal habitat) voornamelijk bestaat uit riviergrondel, blankvoorn, driedoornige stekelbaars, donderpad en bermpje naast baars, blauwbandgrondel, rietvoorn, paling, winde, giebel, kolblei, snoek en kopvoorn.

Het aantal vismigratieknelpunten op deze waterloop is relatief beperkt. In 2014 werd het enige vismigratieknelpunt (Hofmolen te Vierseldijk) tussen de onderzochte trajecten en de Kleine Nete weggewerkt door de bouw van een vertical slot vistrap met V-vormige overlaten. Evenwel kan de bestaande sifon onder het Albertkanaal voor beekprik nog een potentiële belemmering vormen. In de bovenloop is er naast een beperkt aantal onopgeloste knelpunten onder de vorm van duikers nog één belangrijk knelpunt aanwezig, namelijk de stuw aan het Krabbelshof. Een probleem dat zich hier geregeld voordoet, is het sterk dalen van de basisafvoer, met mogelijk plaatselijk droogval, als gevolg van het voeden van de vijvers binnen het domein Krabbelshof.

Het beheer van de beek stroomafwaarts de Pulsebaan (traject larvaal habitat) bestaat uit het jaarlijks 2 keer maaien van 50% van de watervegetatie in blokpatroon. Ook dood hout wordt verwijderd maar er gebeuren geen slibuïmingen. Stroomopwaarts de Pulsebaan (traject potentieel paaihabitat) wordt de beek reeds jarenlang door VMM extensief beheerd. Ook door het provinciebestuur wordt er sinds de recente overheveling van dit gedeelte naar de provincie aan nulbeheer gedaan waarbij enkel op specifieke vraag maaibeurten worden uitgevoerd.







Figuur 101 De Molenbeek-Bollaak te Zandhoven. **(a)** Overzichtskaartje van het studiegebied met aanduiding (rode trajecten) van het geëvalueerde paai- (P) en larvaal (L) habitat en onopgeloste vismigratieknelpunten (zwarte kruisjes), **(b,d)** foto's van het traject dat geëvalueerd werd als potentieel paaihabitat en **(c)** foto van het traject dat geëvalueerd werd als potentieel larvaal habitat.

De **Rode loop** (L107\_723, ook wel Rooise loop of Meulegoorloop genoemd) is op de plaats van evaluatie een onbevaarbare waterloop van 2<sup>de</sup> categorie die tot het type Kleine beek Kempen behoort. Ze is ongeveer 15 km lang en mondt uit in de Wamp die vervolgens in de Kleine Nete uitmondt. De beek wordt grotendeels omgeven door bos en weiland maar o.a. ter hoogte van de potentiële paailocatie ook door akkerland.

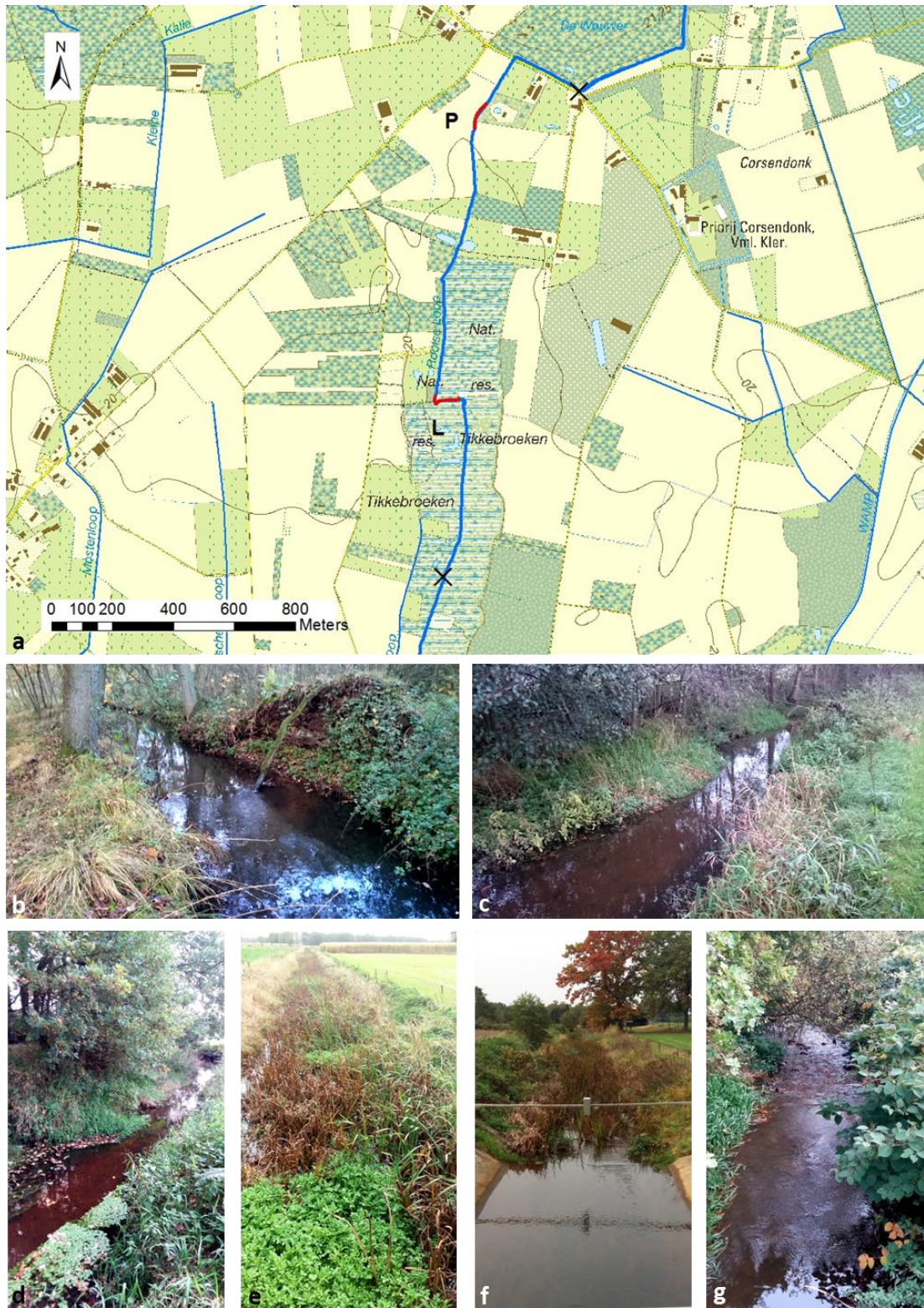
Stroomopwaarts en stroomafwaarts het studiegebied bevindt zich een voor vis nog niet passeerbare stuw (Figuur 102a). Ook hogerop in de bovenloop bevinden zich nog een aantal niet passeerbare stuwen. De drie stuwen die zich verder stroomafwaarts van het studiegebied bevinden zijn wel reeds passeerbaar gemaakt. Aan de afwaartse zijde van Tikkebroeken (potentieel larvaal habitat) dient af en toe een hoop breukstenen die als vispassage fungeren te worden herschikt. Verder ligt er aan de opwaartse zijde van Tikkebroeken momenteel een drijfscherm om (het vele) zwerfvuil af te vangen. Uit de veldprospectie bleek dat net voor de monding een riffle ligt (Figuur 102f). Tussen Tikkebroeken en de monding zijn gedeelten van de beek volledig dichtgegroeid (Figuur 102e,g).

Van de Rode loop zijn geen beekprikwaarnemingen bekend. De dichtstbijgelegen populatie bevindt zich op minstens 5 km afstand in de Kleine Nete. Visstandsgegevens van INBO in de Rode loop ter hoogte van Hoge Mierdse Heide (stroomopwaarts het studiegebied) tonen vooral de aanwezigheid van riviergrondel aan naast blankvoorn, biermpje, rietvoorn, bruine Amerikaanse dwergmeerval, baars, kleine modderkruiper, snoek, snoekbaars, zonnebaars, kolblei, alver en karper. Tijdens de macro-invertebratenstaalname werd biermpje aangetroffen op beide onderzochte locaties.

Het beheer van de bovenloop bestaat voornamelijk uit maaibeurten in blokpatronen. Ter hoogte van het potentiële larvaal habitat gebeuren enkel ad hoc maaibeurten en ter hoogte van het potentiële paaihabitat gewone maaibeurten met de maaikorf. Stroomafwaarts bestaat het beheer voornamelijk uit patroon maaibeurten en het verwijderen van takken en afval.







Figuur 102 De Rode loop te Oud Turnhout. **(a)** Overzichtskaartje van het studiegebied met aanduiding (rode trajecten) van het geëvalueerde paai- (P) en larvaal (L) habitat en onopgeloste vismigratieknelpunten (zwarte kruisjes), **(b)** foto van het traject dat geëvalueerd werd als potentieel larvaal habitat, **(c)** foto van het traject dat geëvalueerd werd als potentieel paaihabitat, **(d)** foto van de Rode loop in Tikkebroeken stroomafwaarts het potentiële larvaal habitat, **(e)** Rode loop stroomafwaarts Tikkebroeken, **(f)** Rode loop stroomopwaarts de monding en **(g)** riffle aan de monding in de Wamp.

### 2.3.5.2 Geschiktheid habitatvariabelen en toepassing evaluatiemethode

In deze sectie wordt de geschiktheid voor beekprik besproken aan de hand van de habitatvariabelen (V's in de evaluatiemethode) en de resulterende GI's na toepassing van de geschiktheidsregels op de verzamelde (veld)gegevens. In de grafieken met de verzamelde (veld)gegevens, wijzen de horizontale lijnen op de grenzen van de geschiktheidsklassen (GI = 0, 0.5 of 1) in de geschiktheidsregels.

#### V1: zuurstofverzadiging (%)

De puntmetingen van zuurstofverzadiging wijzen over het algemeen op een redelijk kwaliteit voor deze variabele. In de helft van de waterlopen werden waarden tussen 80 en 100 % verzadiging genoteerd wat op een goede geschiktheid wijst. In de Dalemansloop, Bruelbeek, Rode loop en Molenbeek-Bollaak lagen de waarden tussen 70 en 80 % waardoor ze eerder als matig geschikt worden bevonden. In de Dommel bedroeg de zuurstofverzadiging op het moment van opmeten slechts 54 (paai) en 59 (larvaal) % wat deze locaties dus ongeschikt maakt als potentieel beekprikhabitat (Figuur 103, Tabel 20).

De metingen betreffen evenwel puntmetingen terwijl de methode in principe de 25 percentiel van maandelijkse metingen als grenswaarde hanteert. In Tabel 18 en Figuur 103 worden de 25 percentiel waarden weergegeven van meetreeksen die op het geoloket van VMM beschikbaar waren. Deze gegevens dateren soms van lang geleden en waren bovendien niet voor alle locaties beschikbaar. Voor de Dalemansloop, Bosbeek, Nellebeek en de Dommel bleek de inschatting op basis van de puntmeting identiek als deze op basis van de meetreeksen. Voor de Warmbeek lag de 25 percentielwaarde (79) op de grens tussen geschikt en matig geschikt. Gezien de gegevens van de meetreeks ouder waren (2012) werd geopteerd om de klassering op basis van de puntmeting te behouden. Voor de Bruelbeek zijn 2 meetreeksen beschikbaar met sterk afwijkend resultaat. Gezien de meetreeks van het larvaal stadium recenter is, werd geopteerd om de klassering hierop te baseren. Voor de Molenbeek-Bollaak, Trogbeek en Dorenbosbeek bleken de meetreeksen een lagere klassering op te leveren. Voor de laatste 2 werd geopteerd om de klassering evenwel toch te baseren op de puntmeting gezien de meetreeksen 20 jaar oud zijn en er sinds die tijd significante verbeteringen kunnen zijn gebeurd naar aanleiding van een veranderd milieu- en waterbeleid in Vlaanderen. Voor de Rode loop zijn via het geoloket van VMM enkel een paar recente metingen van de zuurstofconcentratie beschikbaar uit het winterhalfjaar van 2017-2018. De 25-percentiel van deze beperkte set wijst ook op een matige geschiktheid. Overigens werden globaal dezelfde resultaten bekomen indien de zuurstofconcentratie werd geëvalueerd in plaats van de zuurstofverzadiging (Figuur 104). Voor het potentiële paaihabitat van de Dommel en de Molenbeek-Bollaak en de Trogbeek en Dorenbosbeek bleek op basis van deze parameter het habitat evenwel toch matig geschikt (i.p.v. ongeschikt). Voor de Dommel en Molenbeek-Bollaak werd geopteerd om de beoordeling te baseren op de beste van de twee parameters (nl. zuurstofconcentratie).

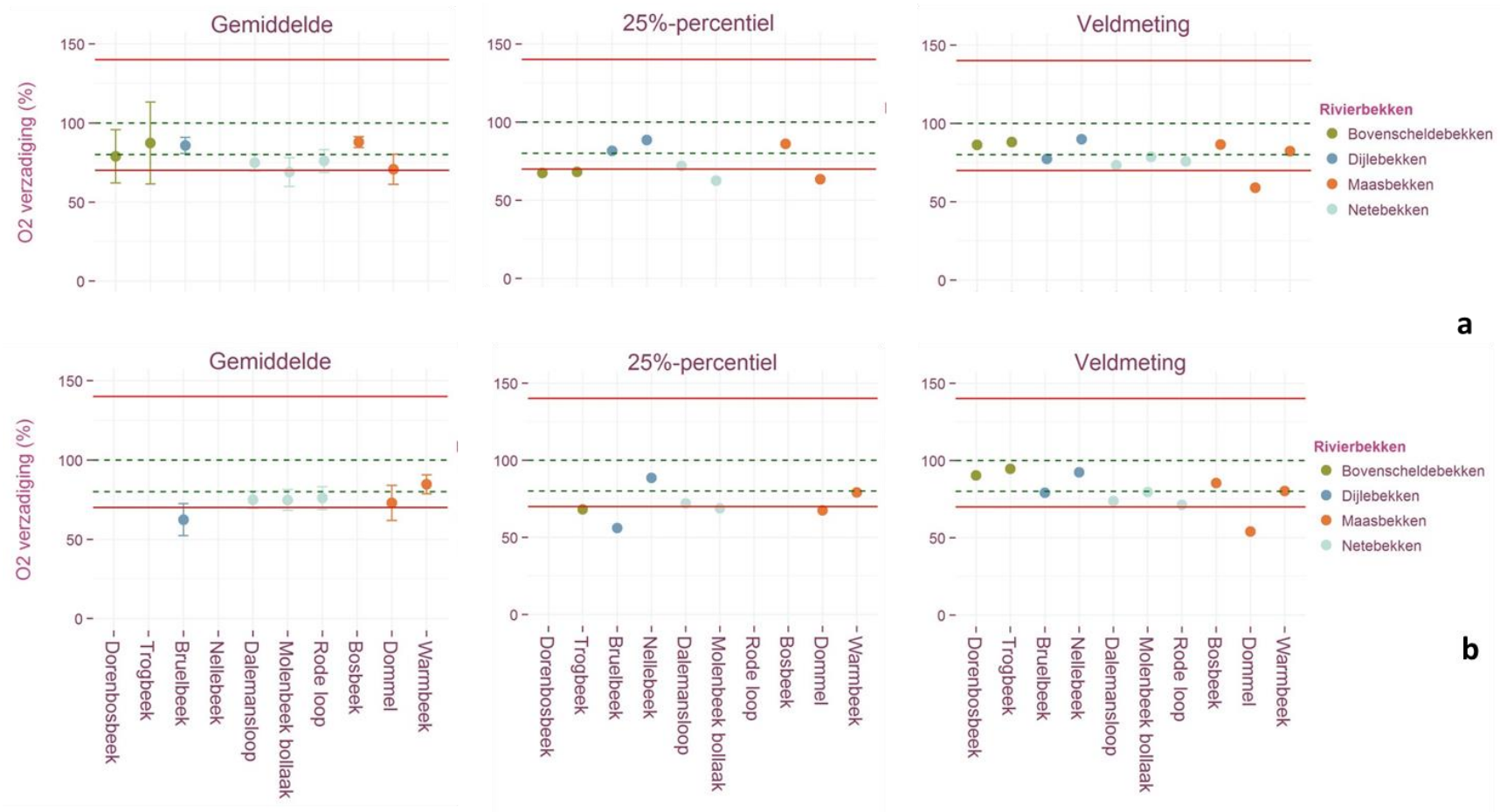


Tabel 18 Beschikbare meetreeksen waterkwaliteitsparameters (Geoloket VMM). N metingen tussen haakjes geldt enkel voor BZV, nitraat en nitriet. (P = paaihabitat, L = larvaal habitat, BZV = biologisch zuurstofverbruik).

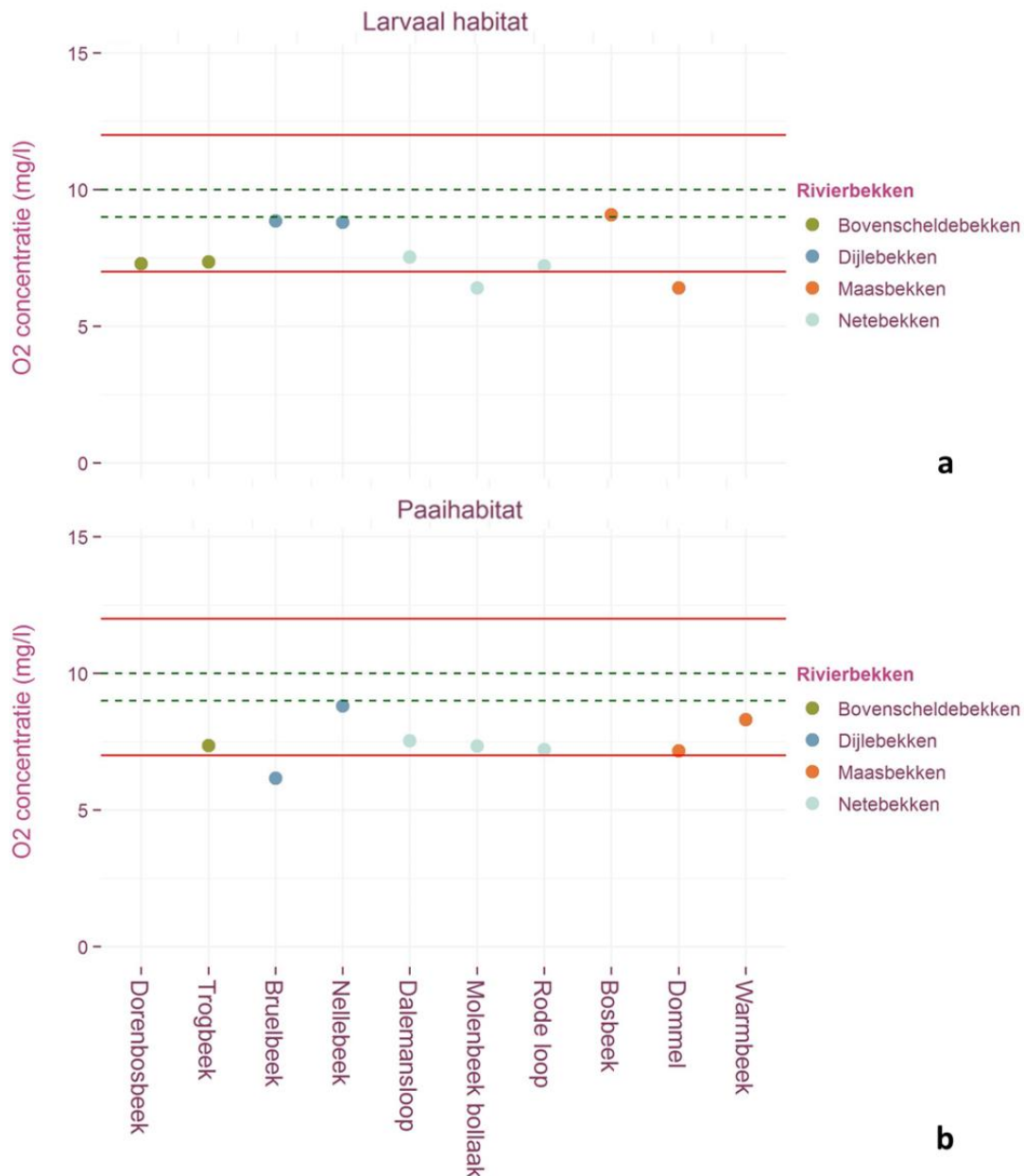
	zuurstof % O <sub>2</sub> 25-p	zuurstof mg O <sub>2</sub> /L 25-p	temperatuur °C gem	BZV mg/l 75-p	nitraat mg N-NO <sub>3</sub> /L 75-p	nitriet mg N-NO <sub>2</sub> /L 75-p	pH gem	N metingen	periode
Bosbeek L	86	9.08	10.2	2.1	3.43	0.03	7.01	18 (12)	2017
Bruelbeek L	81.5	8.85	10.6	2.8	1.58	0.05	7.8	24 (18)	2007/2008
Bruelbeek P	56	6.15	10.4		3.31	0.12	7.56	31	2000-2001
Dalemansloop	72	7.53	11.7	3	1.10	0.03	7.28	72 (24)	2012-2017
Dommel L	63.5	6.4	16				7.14	9	2009-2015
Dommel P	67.5	7.15	12.6	3	3.10	0.12	7.03	24	2017
Dorenbosbeek L	67.5	7.28	10.3		3.73	0.06	7.58	12	1999
Molenbeek Bollaak L	62.5	6.4	12.6	3.6	2.66	0.10	7.32	12 (6)	2014
Molenbeek Bollaak P	68.75	7.33	12.2	7	2.23	0.12	7.39	12 (5)	2014
Nellebeek	88.5	8.8	14.7		13.25	0.03	7.72	9	2014/2016
Rode loop		7.2	11.2		2.05	0.02	7.14	7	2012/2017/2018
Trogbeek	68	7.35	12.2		8.63	0.29	7.77	12	1999
Warmbeek P	79	8.3	12.4		2.73	0.04	7.68	13	2012







Figuur 103 Zuurstofverzadiging gebaseerd op beschikbare VMM meetreeksen (gemiddelde met standaarddeviatie en 25-percentiel) en op de veldmeting (najaar 2017) in het potentieel larvaal (a) en paaihabitat (b) van de 10 geëvalueerde waterlopen. Zuurstofverzadigingen (25-percentielen) tussen de stippellijnen zijn geschikt, buiten de volle lijnen ongeschikt, en tussen de stippellijnen en de volle lijnen matig geschikt.

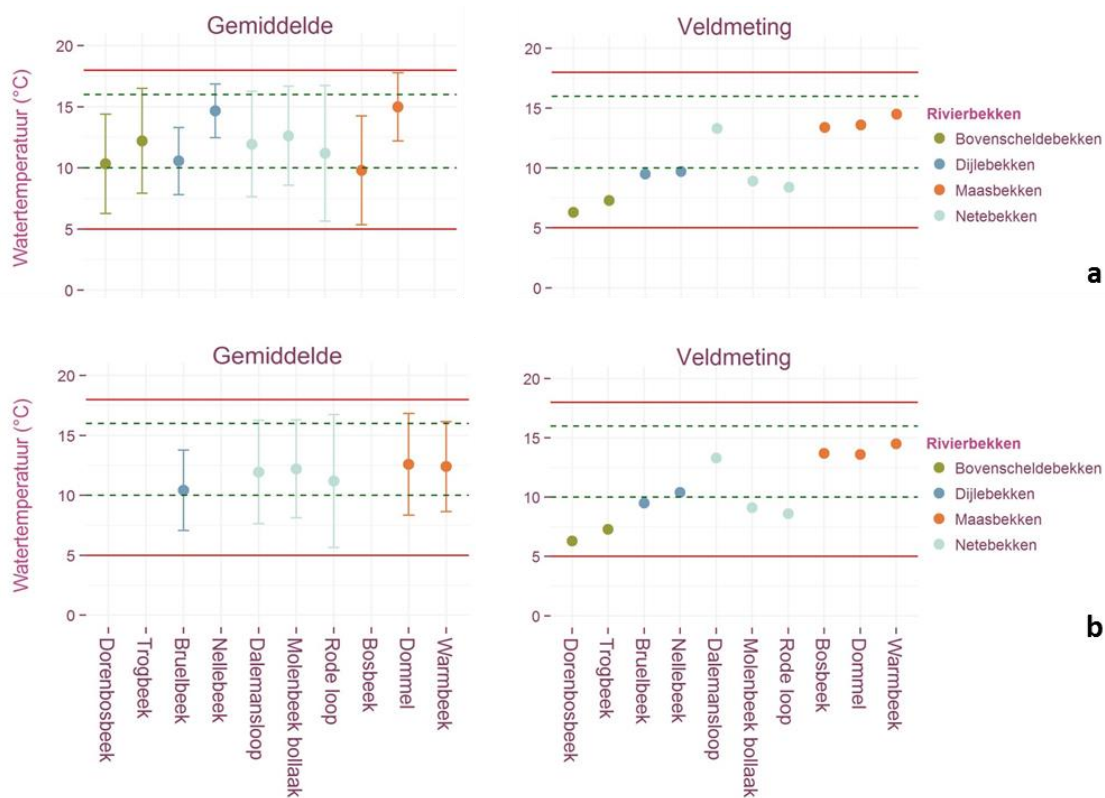


Figuur 104 Zuurstofconcentratie (25-percentiel) gebaseerd op beschikbare VMM meetreeksen in het potentieel larvaal (a) en paaihabitat (b) van de 10 geëvalueerde waterlopen. Waarden tussen de stippellijnen zijn geschikt, buiten de volle lijnen ongeschikt, en tussen de stippellijnen en de volle lijnen matig geschikt.

V2: watertemperatuur (°C)

Gezien het vergevorderde seizoen was de watertemperatuur in enkele waterlopen op het moment van opname reeds vrij laag (<10°C). Omdat de geschiktheid van de watertemperatuur voor beekprik beoordeeld moet worden a.d.h.v. gemiddelde waarden over minstens één zomer halfjaar, maar preferentieel een heel jaar, werd voor deze variabele beroep gedaan op meetgegevens van VMM. De GI voor enkele locaties werd bijgevolg positiever ingesteld dan wat het geval zou geweest zijn door gebruik te maken van de puntmeting (Figuur 105). Voor alle waterlopen lag de gemiddelde watertemperatuur tussen 10 en 16°C wat ze geschikt maakt voor Beekprik (Tabel 18, Tabel 20).





Figuur 105 Wassertemperatuur gebaseerd op beschikbare VMM meetreeksen (gemiddelde met standaarddeviatie) en op de veldmeting (najaar 2017) in het potentieel larvaal (a) en paaihabitat (b) van de 10 geëvalueerde waterlopen. Wassertemperaturen (als gemiddelde over een heel jaar) tussen de stippellijnen worden hierbij als optimaal beschouwd, buiten de volle lijnen als onleefbaar, en tussen de stippellijnen en volle lijnen als matig geschikt.

### V3: biologische waterkwaliteit onder de vorm van BZV of de Belgische Biotische Index (BBI)

In de methode zoals deze werd voorgesteld in Pauwels et al. (2016) is V3 de variabele biologisch zuurstofverbruik (BZV). Deze was enkel beschikbaar (via gegevens geoloket VMM) voor de Bosbeek, Bruelbeek, Dalemansloop, Dommel en Molenbeek-Bollaak (Tabel 18). Voor de Bosbeek leverde dit een goede geschiktheidsscore op, voor de Bruelbeek, Dalemansloop en Dommel (potentiële paailocatie) een matige geschiktheid en voor de Molenbeek-Bollaak werd zowel een matige (potentieel larvaal habitat) als ongeschikte (potentiële paailocatie) score bekomen. Omdat BZV niet voor de andere locaties beschikbaar was, werd ook de BBI beoordeeld op basis van een snelle veldprospectie (Tabel 19, Bijlage 1).

De biologische waterkwaliteit (BBI) van de Bosbeek, Dalemansloop, Dommel, Dorenbosbeek en Molenbeek-Bollaak werd op basis van onze eigen metingen als geschikt voor Beekprik (BBI 7-10) beoordeeld. Voor de overige waterlopen werd slechts een matige geschiktheid vastgesteld. Voor die waterlopen waar zowel een beoordeling kon gebeuren op basis van de BZV en de BBI werd dezelfde score bekomen voor de Bosbeek en de Bruelbeek. Voor de Dalemansloop, Dommel en Molenbeek-Bollaak echter was de score op basis van het BZV lager. Wegens het lage aantal BZV-metingen werd echter geopteerd om de geschiktheid van de biologische waterkwaliteit voor deze waterlopen enkel op de BBI te baseren.

Voor de Nellebeek, Rode loop en Warmbeek werden opvallend lagere scores bekomen i.v.m. BBI-beoordelingen van deze waterlopen door VMM wat op een mogelijk cruciale verslechtering van deze waterlopen doorheen de tijd kan wijzen.



Tabel 19 Snelle BBI-bepaling uitgevoerd a.d.h.v. de tijdens de veldopmetingen verzamelde macro-invertebraten (INBO) of eerdere BBI-beoordelingen door VMM op lokaties in de buurt van de onderzochte trajecten.

Waterloop	BBI INBO	BBI VMM	VMM meetpunt	Datum	Opmerkingen
Bosbeek	9	9	135000	24/04/2014	2 km SA van L
Bruelbeek	6	5	483350	04/07/2008	700 m SA van L
Dalemansloop	7	7	303900	18/10/2012	vlak aan P
Dommel	7	7/8	91160/91000	13/09/2016	vlak aan P
Dorenbosbeek	9	8/10	720310/720305	21/04/2005	200-300m SA van L
Molenbeek-Bollaak	7	8	279500	16/10/2014	200 m SA van L
Nellebeek	6	9	485600	10/04/2014	700m SA van L
Rode loop	6	9	306000	26/09/2005	2,5 km SO van P
Trogbeek	6	7	740981	10/04/2002	500m SA van L
Warmbeek	6	9	101000	02/05/2012	500m SO van P

### HGI 1: habitatgeschiktheid essentiële waterkwaliteit stadium 1

De eindbeoordeling voor de 'essentiële' waterkwaliteitsvariabelen in het eerste stadium van de evaluatiemethode wijst voor de Bosbeek en Dorenbosbeek op een relatief goede kwaliteit en geschiktheid voor beekprik (Tabel 20). Voor het larvale habitat van de Molenbeek-Bollaak en de Dommel is de geschiktheid slecht voornamelijk omwille van ontoereikende zuurstofwaarden. Voor de Rode loop wordt een ontoereikende score bekomen en voor de overige waterlopen is de geschiktheid matig en dus mogelijks voldoende voor beekprik om te overleven.

Volgens de toegepaste evaluatiemethode betekenen deze resultaten voor een aantal waterlopen (Dommel, Molenbeek-Bollaak) meteen dat ze zeer waarschijnlijk geen potenties bieden voor de arealuitbreiding van beekprik in deze toestand en ongeacht de kwaliteit van de overige variabelen.

Tabel 20 De geschiktheidsindex (GI) voor zuurstofverzadiging/concentratie (V1), watertemperatuur (V2), biologische waterkwaliteit (V3) en habitatgeschiktheidsindex 1 (HGI 1) per geëvalueerde locatie (P = paaihabitat, L = larvaal habitat).

Locatie	V1	V2	V3	HGI 1
Bosbeek L	1	1	1	1
Bosbeek P	1	1	1	1
Bruelbeek L	1	1	0.5	0.5
Bruelbeek P	1	1	0.5	0.5
Dalemansloop L	0.5	1	1	0.5
Dalemansloop P	0.5	1	1	0.5
Dommel L	0	1	1	0
Dommel P	0.5	1	1	0.5
Dorenbosbeek L	1	1	1	1
Dorenbosbeek P	1	1	1	1
Molenbeek-Bollaak L	0	1	1	0
Molenbeek-Bollaak P	0.5	1	1	0.5
Nellebeek L	1	1	0.5	0.5
Nellebeek P	1	1	0.5	0.5
Rode loop L	0.5	1	0.5	0.25
Rode loop P	0.5	1	0.5	0.25
Trogbeek L	1	1	0.5	0.5



Trogbeek P	1	1	0.5	0.5
Warmbeek L	1	1	0.5	0.5
Warmbeek P	1	1	0.5	0.5

**V4 en HGI 2: vismigratieknelpunten en bronpopulaties.**

Voor de beschrijving van de vismigratieknelpunten en de aanwezigheid van bronpopulaties in de buurt wordt verwezen naar 2.3.5.1. De eindbeoordeling voor de ‘essentiële’ vrije vismigratie en beschikbaarheid van bronpopulaties in het eerste stadium van de evaluatiemethode wijst over alle geëvalueerde locaties heen op een lage geschiktheid en weinig potenties voor beekprik (Tabel 21). Enkel in de Dalemansloop en de Warmbeek wordt een matige geschiktheid bekomen vooral door het voorkomen van nog bestaande beekprikpopulaties in de onmiddellijke omgeving van de bestudeerde locaties.

Onopgeloste vismigratieknelpunten in de nabijheid van de locaties vormt het belangrijkste probleem in de Bosbeek, Dorenbosbeek en Rode loop, terwijl vooral het afwezig (of veraf gelegen) zijn van bronpopulaties problematisch is voor de Bruelbeek, Nellebeek en Trogbeek. Voor de overige lokaties betreft het vooral een combinatie van beide factoren.

Tabel 21 De geschiktheidsindices voor vismigratieknelpunten en beschikbare bronpopulaties (V4; L = larvaal en P = paaihabitat) waarbij 0 wijst op een lage geschiktheid en 1 op een goede geschiktheid.

Locatie	GI vismigratieknelpunten	GI bronpopulatie(s)	HGI 2
Bosbeek L	0	1	0
Bosbeek P	0	1	0
Bruelbeek L	1	0	0
Bruelbeek P	1	0	0
Dalemansloop L	0.5	1	0.5
Dalemansloop P	0.5	1	0.5
Dommel L	0.5	0	0
Dommel P	0.5	0	0
Dorenbosbeek L	0	1	0
Dorenbosbeek P	0	1	0
Molenbeek-Bollaak L	0.5	0	0
Molenbeek-Bollaak P	0.5	0	0
Nellebeek L	1	0	0
Nellebeek P	0.5	0	0
Rode loop L	0	1	0
Rode loop P	0	1	0
Trogbeek L	0.5	0	0
Trogbeek P	0.5	0	0
Warmbeek L	0.5	1	0.5
Warmbeek P	0.5	1	0.5

**HGI3: finale beoordeling habitatgeschiktheidsindex voor stadium 1 van de evaluatiemethode**

De beoordeling van de geschiktheid van het habitat voor beekprik aan de hand van de evaluatiemethode en de belangrijkste variabelen voor waterkwaliteit, vismigratieknelpunten en bronpopulaties wijst meteen op lage potenties (in hun huidige toestand) van 16 van de 20 locaties (Tabel 22). Enkel in de Dalemansloop en de Warmbeek blijkt er nog bestaand potentieel voor het voorkomen van beekprik. Over het algemeen scoort het stadium vismigratie vaak slechter dan het stadium waterkwaliteit. Voor de Molenbeek-Bollaak en de



Dommel zijn de lage potenties een gevolg van zowel een ondermaatse waterkwaliteit als de aanwezigheid van vismigratieknelpunten en/of het veraf in het stroomgebied aanwezig zijn van bronpopulaties. Voor de overige waterlopen zijn het vooral vismigratieknelpunten en/of het afwezig zijn van bronpopulaties die de lagere geschiktheid veroorzaken.

Onder de assumptie dat translocatie uitgevoerd zal worden (en de afwezigheid van een bronpopulatie dus geen knelpunt meer vormt), vertonen ook de Bruelbeek, Trogbeek en Nellebeek nog de meeste potentie (allen 0.5 voor beide locaties) en vertonen ook de potentiële paalocaties van Molenbeek-Bollaak en de Dommel (beide locaties 0.5) nog enige geschiktheid.

Tabel 22 De finale geschiktheidsindices voor stadium 1 van de evaluatiemethode (HGI 3; L = larvaal en P = paaihabitat waarbij 0 wijst op een lage geschiktheid en 1 op een goede geschiktheid).

Locatie	HGI 3
Bosbeek L	0
Bosbeek P	0
Bruelbeek L	0
Bruelbeek P	0
Dalemansloop L	0.5
Dalemansloop P	0.5
Dommel L	0
Dommel P	0
Dorenbosbeek L	0
Dorenbosbeek P	0
Molenbeek-Bollaak L	0
Molenbeek-Bollaak P	0
Nellebeek L	0
Nellebeek P	0
Rode loop L	0
Rode loop P	0
Trogbeek L	0
Trogbeek P	0
Warmbeek L	0.5
Warmbeek P	0.5

#### V5: beheer

Details over het beheer zijn terug te vinden onder 2.3.5.1. Met de huidige informatie werd geen enkele waterloop ongeschikt bevonden o.b.v. het beheer (Tabel 23).

In de Dorenbosbeek, Trogbeek en Bruelbeek wordt geen beheer toegepast en zijn er geen stuwen of watermolens aanwezig die de natuurlijke afstroomdynamiek verstoren. In de Nellebeek wordt er elk jaar oppervlakkig geruimd waardoor de geschiktheid er eerder als matig wordt aanzien. In de Dalemansloop, Warmbeek en Bosbeek heeft de stroomopwaartse aanwezigheid van stuwen en/of watermolens een nefaste invloed op de afstroomdynamiek waardoor ook hier de geschiktheid eerder matig is. Daarbovenop is er voor de Dommel, de Molenbeek-Bollaak en de Rode loop ook nog sprake van al dan niet gefaseerd maai-beheer.

Het effect van bepaalde beheerswerken, bv. kruidruiming, op de kwaliteit van het habitat voor beekprik is moeilijk in te schatten omdat het van verschillende factoren afhankelijk is. Om te beginnen is het afhankelijk van het type kruidruiming, waarbij oppervlakkige ruiming (weghalen van dode takken etc.) en *ad hoc* ruiming (enkel ruiming wanneer de toestand hier om vraagt of in nauw overleg met beheerders en ANB) mogelijks het minste effect hebben.



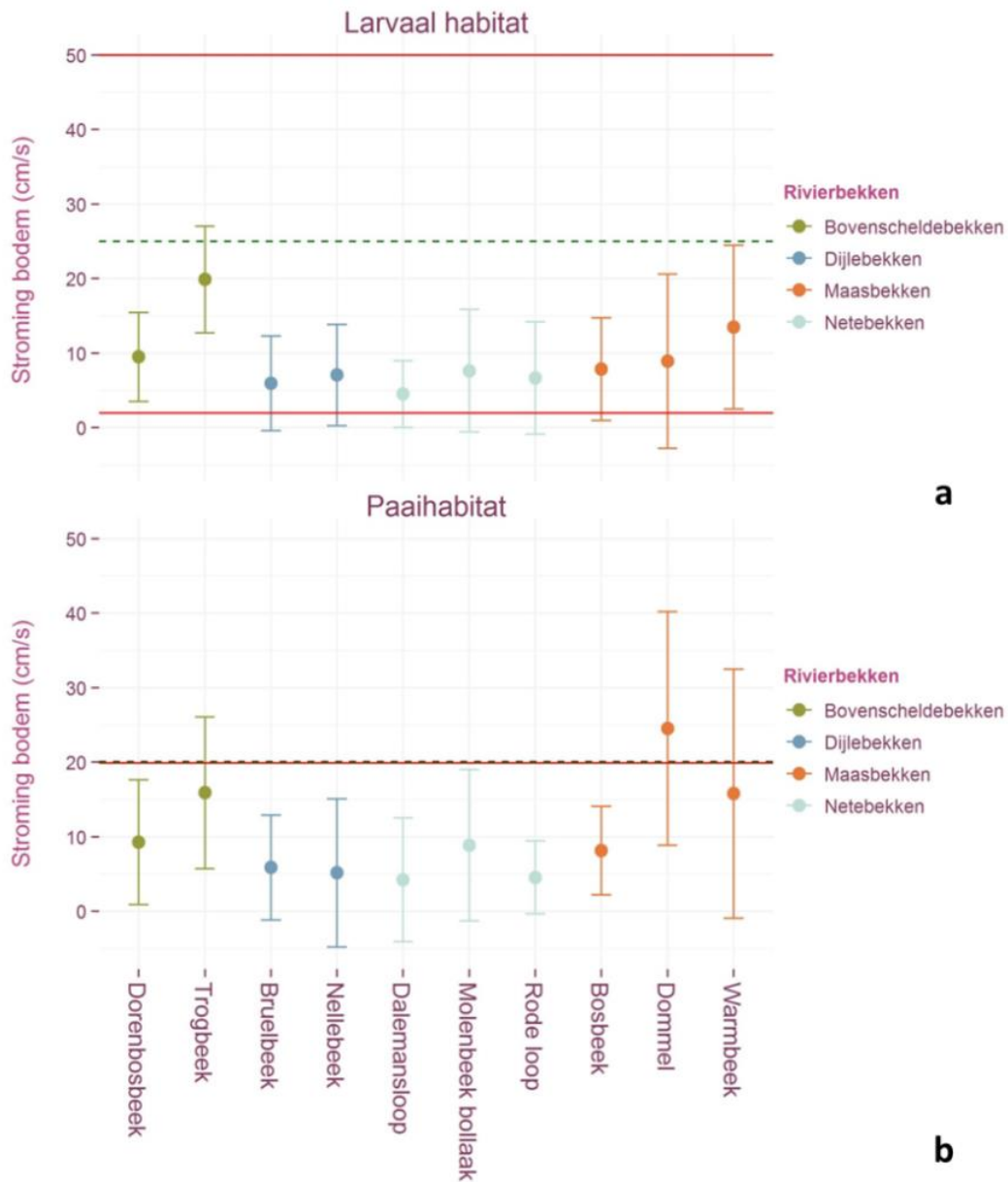
Daarnaast is het ook afhankelijk van de timing van de uitvoering, enerzijds m.b.t. tot de levenscyclus van beekprik, en anderzijds m.b.t. de regelmaat van uitvoeren (1 keer per jaar, 2 keer per jaar, 1 keer per paar jaar, ...). Tot slot ligt het lot van het beekprikhabitat in handen van de uitvoerder van de beheerwerken zelf in de mate dat hij voorzichtig met de machines overweg gaat of niet. Slibruiming en worden wel als geheel nefast beschouwd voor beekprik maar worden op de beoogde locaties voor zover bekend niet uitgevoerd.

#### V6: stroomsnelheid

In alle geëvalueerde larvale habitats was de gemiddelde stroomsnelheid zowel aan het wateroppervlak als net boven de bodem gemeten geschikt voor beekprik (tussen 2-25 cm/s) op het moment van opname, maar op heel veel paailocaties werd een te lage stroomsnelheid gemeten, zowel tegen de bodem als aan het oppervlak. Enkel in de Dommel werd er op het moment van opname voldoende hoge stroming waargenomen om een typisch geschikt paaihabitat te vormen voor beekprik. In de potentiële paailocatie van de Warmbeek was de stroming tegen de bodem eerder te laag, maar was deze aan het oppervlak wel hoog genoeg. Gezien de paai van beekprik plaatsvindt in de periode februari-mei en de opnames van de stroomsnelheid tijdens deze studie gebeurden op 1 moment bij basisdebiet in de periode oktober/november, wordt geopteerd om voor de evaluatie van de stroomsnelheid enkel het larvale habitat in ogenschouw te nemen voor die waterlopen waar de stroomsnelheid te laag was voor de potentiële paailocaties (Tabel 23, Figuur 106).







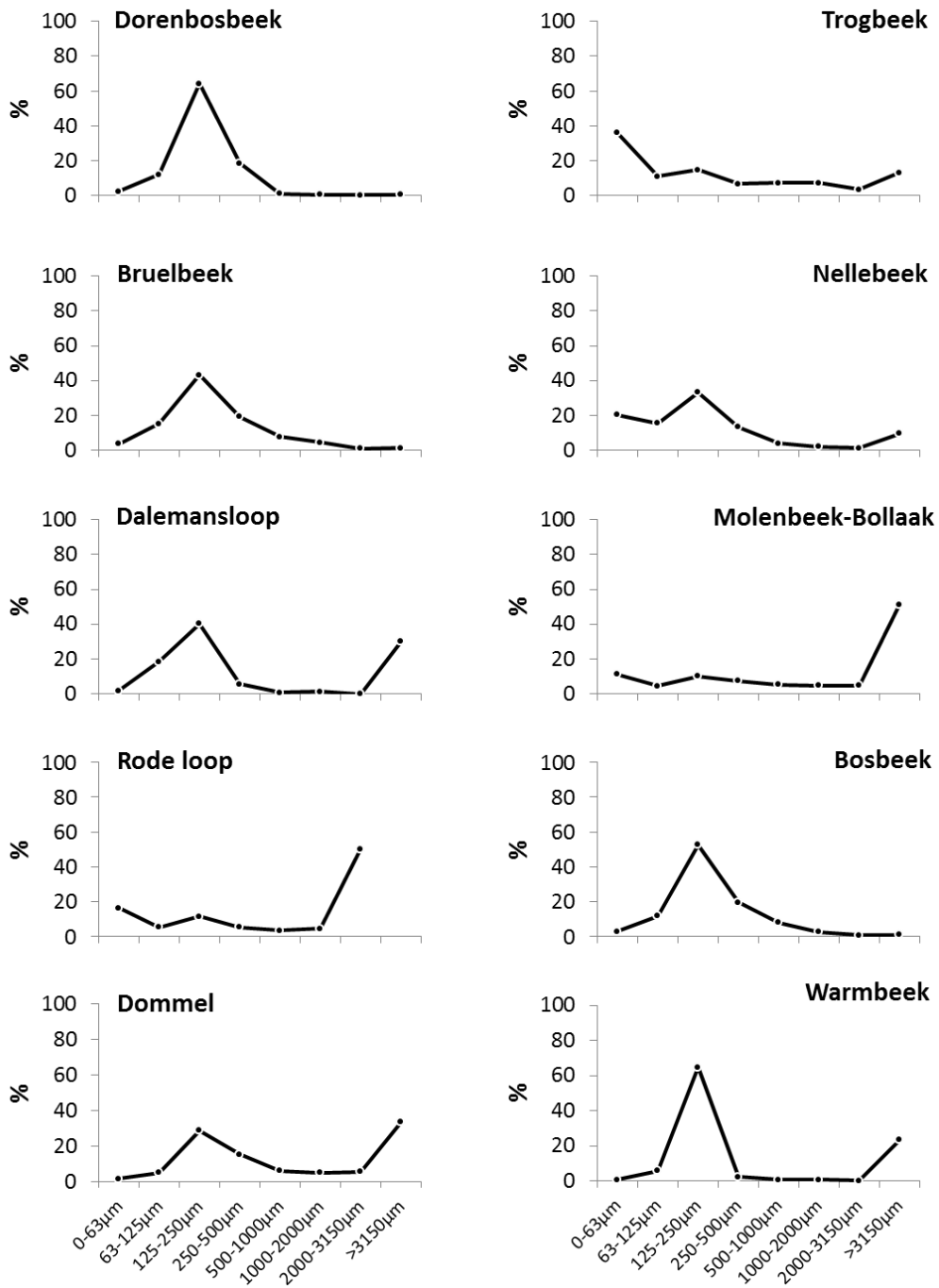
Figuur 106 De tijdens het najaar van 2017 gemeten stroomsnelheid op 5 cm boven de waterbodem in het larvaal en paaihabitat van de 10 geëvalueerde waterlopen, geordend per rivierbekken. Voor het larvaal habitat worden stroomsnelheden buiten de volle lijnen als niet geschikt beschouwd, onder de stippellijn als geschikt en boven de stippellijn als matig geschikt. Voor het paaihabitat worden stroomsnelheden onder de volle lijn als ongeschikt en boven de stippellijn als geschikt aanschouwd.

## V7: bodemsubstraat

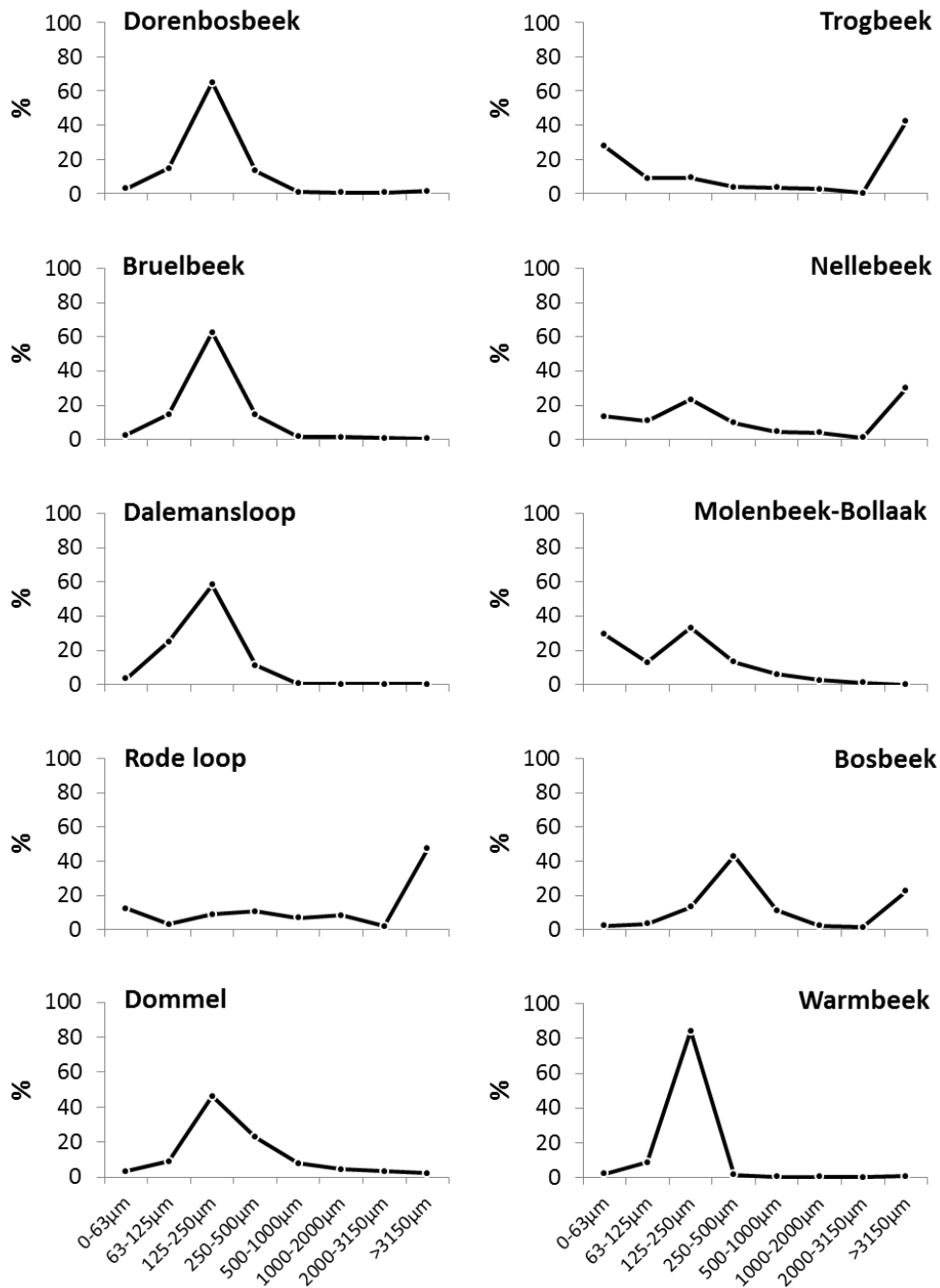
In het larvale habitat van de beekprik bevindt zich doorgaans een belangrijk aandeel aan fijn zand, dit is de klasse met korrelgroottes tussen 0,125 en 0,25 mm, en deze bestrijkt ongeveer rond de 50% van het substraat in waterlopen waar beekprik aanwezig is (zie Seeuws et al. 1996). Bovendien bedraagt de organische fractie van de bodem in het larvale habitat minder dan 10%. In het paaihabitat van de beekprik bevindt zich doorgaans een belangrijk aandeel grind, dit is de klasse met korrelgroottes tussen 2 en 4 mm.

Het procentuele aandeel van de organische fractie ter hoogte van het larvale habitat varieerde van 0,6 (Dommel) – 4,3 % (Bruelbeek), waardoor deze parameter overal geschikt was voor beekprik. Het bodemsubstraat werd op basis van de korrelgrootteverdeling enkel voor de Bosbeek en de Nellebeek als geschikt beschouwd voor zowel de larven als de adulten van beekprik (Tabel 23). In het larvale habitat van de Molenbeek-Bollaak, de Rode loop en de Trogbeek was de 125-250 µm fractie evenwel te beperkt aanwezig om als geschikt te kunnen worden beoordeeld (Figuur 107). Voor de paaihabitats is de aanwezigheid van de vereiste fractie (2-4 mm) nog nijpender voor de geëvalueerde waterlopen. Zowel in de Bruelbeek, Dalemansloop, Dommel, Dorenbosbeek, Molenbeek-Bollaak als de Warmbeek was deze fractie slechts zeer summier aanwezig (Figuur 108). De bodembemonstering aan de paai locatie van de Molenbeek-Bollaak werd sterk bemoeilijkt door de aanwezigheid van grotere stenen. Mogelijk werd de grotere fractie hierdoor gemist. We gaan ervan uit dat omwille van de grote hoeveelheid grotere stenen ter plaatse, deze locatie toch enigszins geschikt was voor de paai van beekprik. Uit analyses van het bodemsubstraat van de Bruelbeek ter hoogte van dezelfde locaties uitgevoerd door de provincie op 30 september 2014 bleek tevens een dominantie van de zandfractie maar werd hier en daar wel fijn grind, grind en sporadisch ook keien en kiezels aangetroffen. Gezien er tijdens de analyse van 2014 50 locaties ter plaatse werden onderzocht op de aanwezigheid van de verschillende fracties (slechts 9 locaties in 2017) werd het potentiële paaihabitat van de Bruelbeek toch als geschikt beschouwd. Ook in de Dorenbosbeek werd door medewerkers van de Provincie in het Livierenbos stroomopwaarts de onderzochte locaties een cascade van poelen en riffels aangetroffen waardoor ook hier geschikt paaihabitat wordt verondersteld wat betreft de korrelgroottesamenstelling van het substraat.





Figuur 107 Korrelgrootteverdeling voor de larvale habitats in de 10 geëvalueerde waterlopen. Voor de Rode loop werden de grootste korrelgroottes enkel als >2000 µm weergegeven.



Figuur 108 Korrelgrootteverdeling voor de paaihabitats in de 10 geëvalueerde waterlopen.

V8: begeleidende vissoorten

In de Trogbeek en de Bruelbeek werd, voor zover bekend, enkel donderpad aangetroffen waardoor ze wat betreft deze parameter geschikt zijn voor beekprik. Op alle andere locaties komen predatore vissoorten zoals paling, driedoornige stekelbaars en/of baars voor, waardoor de GI voor begeleidende vissoorten voor deze locaties op matige geschiktheid (0.5) werd ingesteld (Tabel 23).

Tabel 23 De geschiktheidsindices voor het beheer (V5), stroomsnelheid (V6), bodemsubstraat (V7) en begeleidende vissoorten (V8) in de geëvalueerde locaties (L = larvaal en P = paaihabitat).

Locatie	V5	V6	V7	V8
Bosbeek L	0.5	1	1	0.5
Bosbeek P	0.5	nvt	1	0.5
Bruelbeek L	1	1	1	1
Bruelbeek P	1	nvt	1	1
Dalemansloop L	0.5	1	1	0.5
Dalemansloop P	0.5	nvt	0.5	0.5
Dommel L	0.5	1	1	0.5
Dommel P	0.5	1	0.5	0.5
Dorenbosbeek L	1	1	1	0.5
Dorenbosbeek P	1	nvt	1	0.5
Molenbeek-Bollaak L	0.5	1	0.5	0.5
Molenbeek-Bollaak P	0.5	nvt	1	0.5
Nellebeek L	0.5	1	1	0.5
Nellebeek P	0.5	nvt	1	0.5
Rode loop L	0.5	1	0.5	0.5
Rode loop P	0.5	nvt	1	0.5
Trogbeek L	1	1	0.5	1
Trogbeek P	1	nvt	1	1
Warmbeek L	0.5	1	1	0.5
Warmbeek P	0.5	1	0.5	0.5

HGI 4: eindbeoordeling van stadium 2 o.b.v. de stroomsnelheid, het bodemsubstraat, het toegepaste beheer en de begeleidende vissoorten.

Wanneer enkel de hydromorfologische habitatvariabelen uit stadium 2 worden beschouwd (het beheer, de stroomsnelheid, het substraat en de begeleidende vissoorten), blijkt dat er twee locaties volledig geschikt worden verklaard, het larvaal habitat van de Bruelbeek en het paaihabitat van de Trogbeek. De andere locaties worden als minder geschikt beschouwd door een combinatie van factoren meestal te wijten aan het beheer en de begeleidende vissoorten.

Rekening houdend met de waarde voor HGI 3 zijn er nog slechts vier locaties die niet volledig ongeschikt bevonden worden. Dit zijn het larvale en paaihabitat van de Dalemansloop en de Warmbeek (Tabel 24).

Tabel 24 Habitatgeschiktheidsindex van de hydromorfologie variabelen in stadium 2 van de evaluatiemethode waarbij 0 wijst op een slechte en 1 op een goede geschiktheid voor beekprik. Daarnaast wordt ook de score gegeven voor dat deel van de HGI4 die enkel gebaseerd is op de GI's van de hydromorfologievariabelen uit stadium 2 en nog niet vermenigvuldigd werd met HGI 3 (details berekeningen zie sectie 2.3.4.4).

Locatie	HGI 4	HGI extra (= min (V6,V7)*V5*V8)
Bosbeek L	0	0.25
Bosbeek P	0	0.25
Bruelbeek L	0	1
Bruelbeek P	0	1
Dalemansloop L	0.125	0.25
Dalemansloop P	0.063	0.125
Dommel L	0	0.25
Dommel P	0	0.125
Dorenbosbeek L	0	0.5
Dorenbosbeek P	0	0.5
Molenbeek-Bollaak L	0	0.125
Molenbeek-Bollaak P	0	0.25

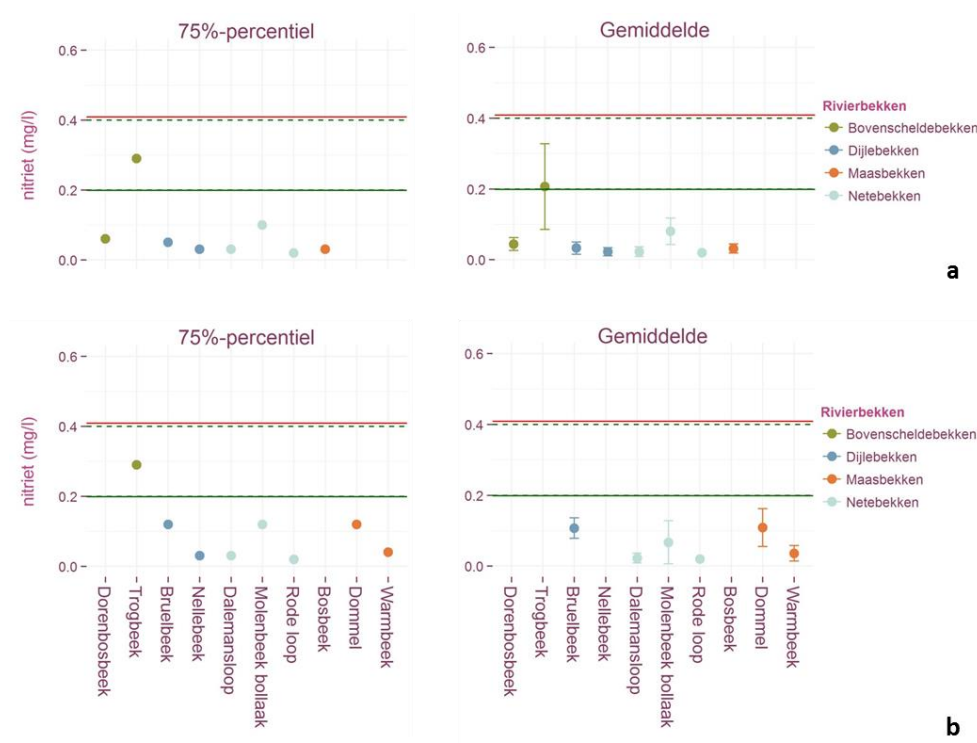




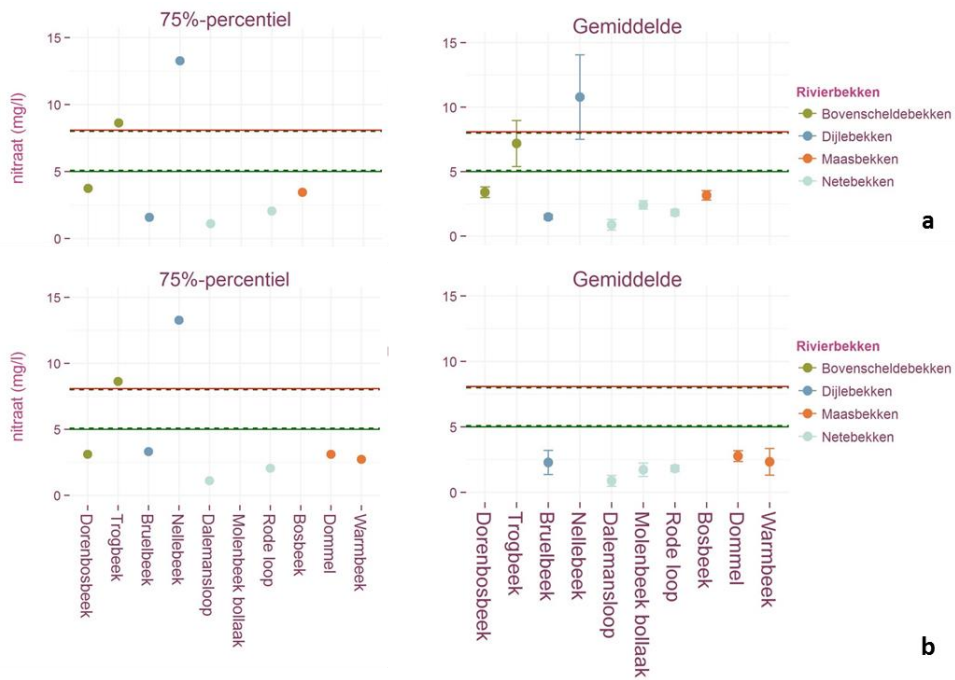
Nellebeek L	0	0.25
Nellebeek P	0	0.25
Rode loop L	0	0.125
Rode loop P	0	0.25
Trogbeek L	0	0.5
Trogbeek P	0	1
Warmbeek L	0.125	0.25
Warmbeek P	0.063	0.125

### V9, V10, V11 en HGI 5: beoordeling extra waterkwaliteitsvariabelen stadium 3

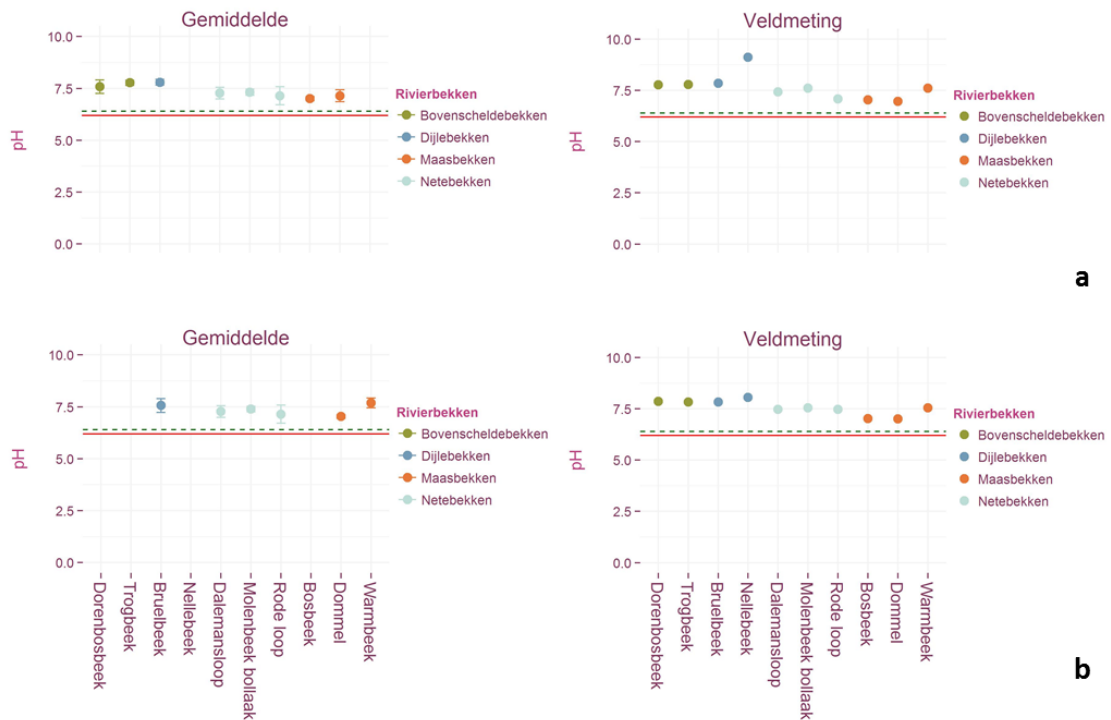
Alle waterlopen scoorden goed wat betreft de door VMM gemeten nitriet- en nitraatwaarden met uitzondering van de Trogbeek en de Nellebeek (Tabel 18, Tabel 25, Figuur 109, Figuur 110). In de Trogbeek werden zowel hoge concentraties aan nitraat (range 4,8-10,2 mg/l) als nitriet (0,07-0,46) vastgesteld. Het betreft evenwel oude data en de toestand kan sindsdien in gunstige zin geëvolueerd zijn. In het water van de Nellebeek werden zeer hoge nitraatwaarden opgetekend. Doorheen het jaar fluctueerden ze tussen 3,4 en 14,6 mg/l. Mogelijks is er een verband met de tuinbouwactiviteiten in de buurt. In alle waterlopen werden neutrale zuurtegraden opgemeten (range 7,0-7,8) wat ze voor beekprik geschikt maakt (Tabel 25, Figuur 111).



Figuur 109 Nitrietwaarden van de 10 geëvalueerde waterlopen gebaseerd op meetreeksen van VMM t.h.v. het potentieel larvaal habitat (a) en het potentieel paaihabitat (b). Waarden onder de groene lijn zijn geschikt voor beekprik, alle waarden boven de rode lijn zijn ongeschikt en alle waarden tussen de 2 volle lijnen zijn matig geschikt.



Figuur 110 Nitraatwaarden van de 10 geëvalueerde waterlopen gebaseerd op meetreeksen van VMM t.h.v. het potentieel larvaal habitat (a) en het potentieel paaihabitat (b). Waarden onder de groene lijn zijn geschikt voor beekprik, alle waarden boven de rode lijn zijn ongeschikt en alle waarden tussen de 2 volle lijnen zijn matig geschikt.



Figuur 111 pH waarden van de 10 geëvalueerde waterlopen t.h.v. het potentieel larvaal habitat (a) en het potentieel paaihabitat (b). De gemiddelde waarden zijn gebaseerd op meetreeksen van VMM, de veldmetingen betreffen puntmetingen uitgevoerd tijdens het najaar van 2017. Waarden boven de stippelijne zijn geschikt voor beekprik, alle waarden onder de volle lijn zijn ongeschikt.

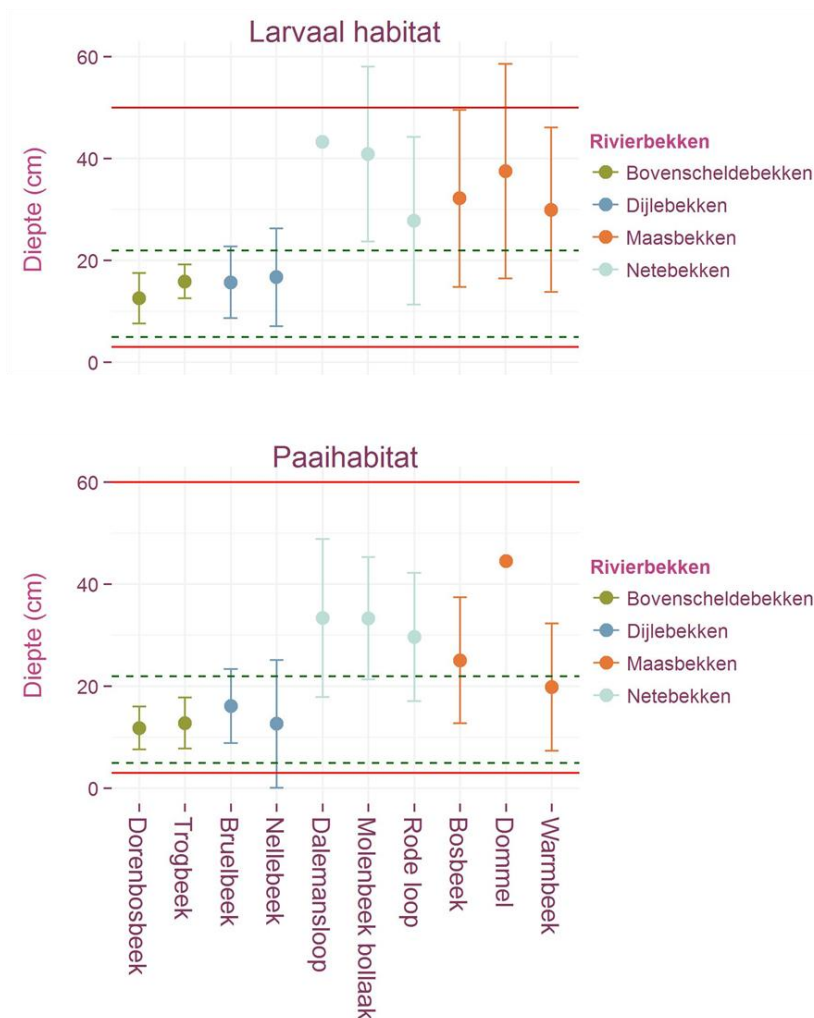
Tabel 25 Habitatgeschiktheidsindex van de hydromorfologie variabelen in stadium 3 van de evaluatiemethode (HGI 5 met V9: nitrietconcentratie, V10: nitraatconcentratie en V11: pH) waarbij 0 wijst op een slechte en 1 op een goede geschiktheid voor beekprik.

Locatie	V9	V10	V11	HGI 5
Bosbeek L	1	1	1	1
Bosbeek P	1	1	1	1
Bruelbeek L	1	1	1	1
Bruelbeek P	1	1	1	1
Dalemansloop L	1	1	1	1
Dalemansloop P	1	1	1	1
Dommel L	1		1	1
Dommel P	1	1	1	1
Dorenbosbeek L	1	1	1	1
Dorenbosbeek P	1	1	1	1
Molenbeek-Bollaak L	1	1	1	1
Molenbeek-Bollaak P	1	1	1	1
Nellebeek L	1	0	1	0
Nellebeek P	1	0	1	0
Rode loop L	1	1	1	1
Rode loop P	1	1	1	1
Trogbeek L	0.5	0	1	0
Trogbeek P	0.5	0	1	0
Warmbeek L	1	1	1	1
Warmbeek P	1	1	1	1

V12-V19 en HGI 6: beoordeling extra hydromorfologische variabelen stadium 3

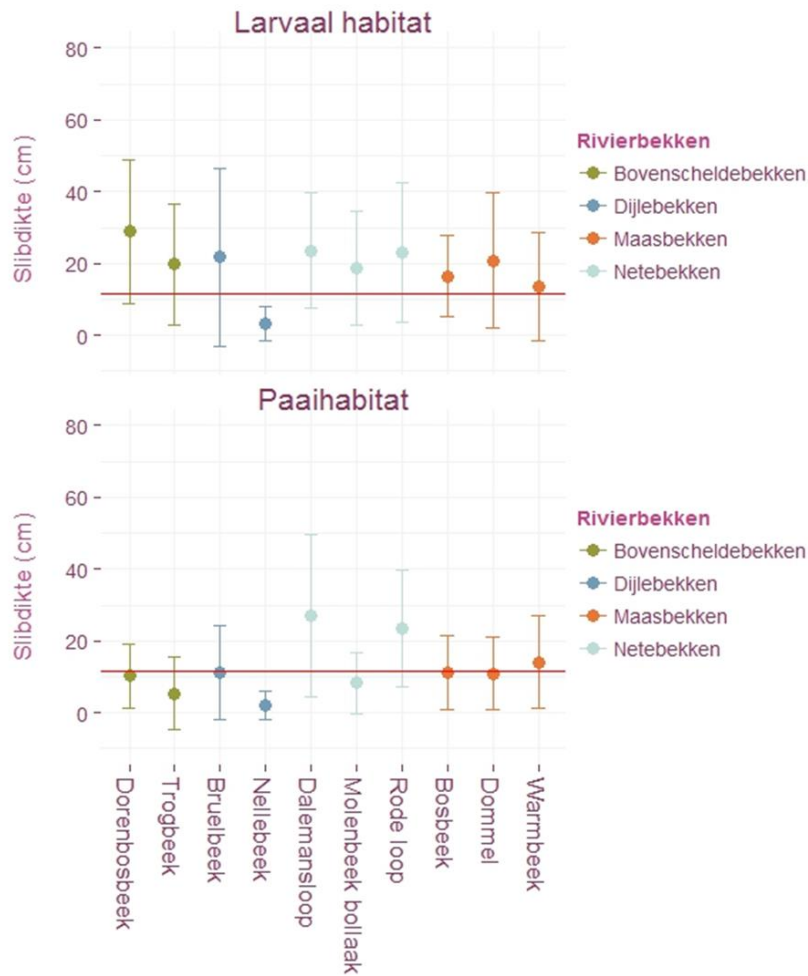
De waterdieptes (V12) in de Bruelbeek, Dorenbosbeek, Nellebeek, Trogbeek en het paaihabitat van de Warmbeek waren op het moment van opname geschikt voor beekprik. Voor de andere locaties was de waterdiepte te hoog waardoor ze slechts als matig geschikt worden bevonden (Figuur 112, Tabel 26).





Figuur 112 De tijdens het najaar van 2017 opgemeten waterdiepte (gemiddelde met standaarddeviatie) van het larvaal en paaihabitat in de 10 geëvalueerde waterlopen, geordend per rivierbekken. Dieptes tussen de twee stippellijnen worden als geschikt aanschouwd voor beekprik, buiten de volle lijnen als ongeschikt en tussen de stippellijnen en de volle lijnen als matig geschikt.

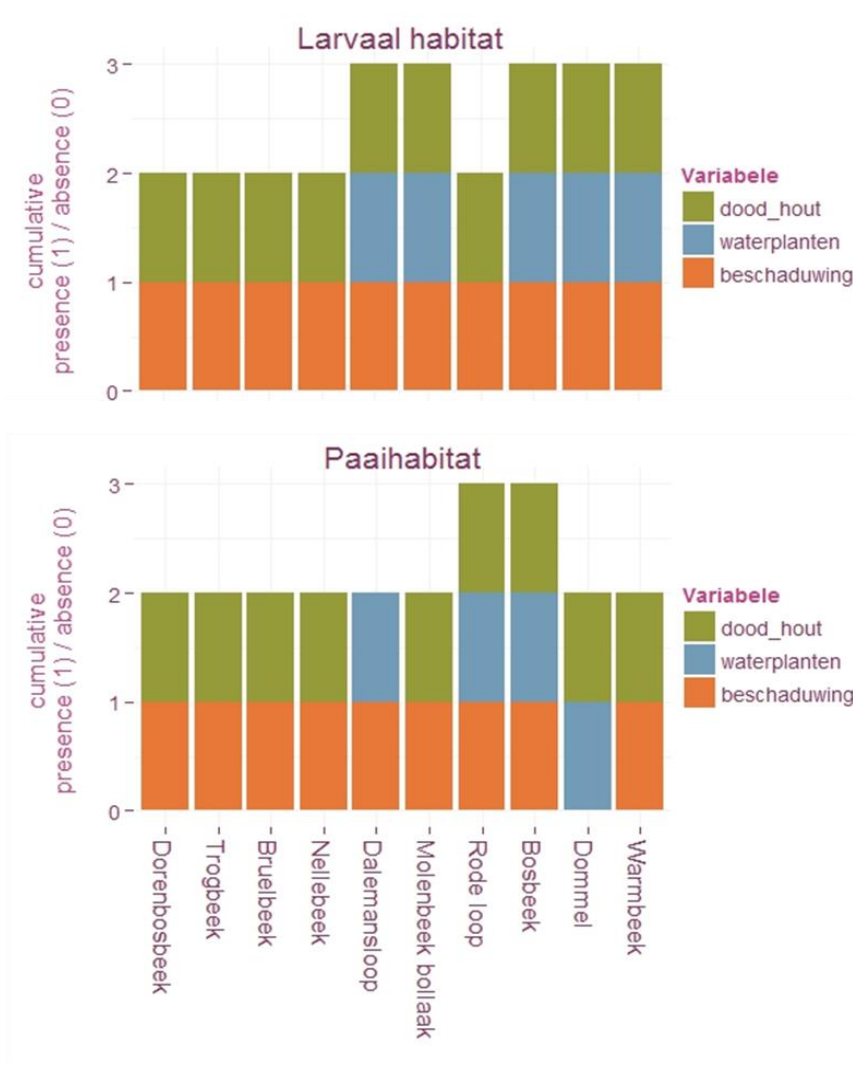
Op elke onderzochte locatie was minstens 1 sedimentbank (V17) aanwezig behalve op de paailocatie van de Dalemansloop. Alle potentiële larvale habitats voldoen aan de vereisten inzake dikte van de sedimentlaag (V14) met uitzondering van de locatie op de Nellebeek waar de sedimentlaag te beperkt ontwikkeld was (Figuur 113, Tabel 26). Voor de potentiële paailocaties is deze variabele niet relevant. De slibdikte in de paailocaties kan evenwel indicatief zijn voor de kwaliteit van het substraat, hoe dikker de sliblaag hoe minder geschikt de paailocatie vermoedelijk is. Vooral in het potentiële paaihabitat van de Dalemansloop en de Rode loop is veel slib aanwezig. Deze parameter wordt bij de beoordeling van de paailocaties evenwel niet extra in rekening gebracht.



Figuur 113 De tijdens het najaar van 2017 gemeten sedimentdikte (gemiddelde met standaarddeviatie) van het larvaal en paaihabitat in de 10 geëvalueerde waterlopen, geordend per rivierbekken. Dieptes boven de stippellijn worden als geschikt aanschouwd voor beekprik, dieptes onder de volle lijn worden als matig geschikt aanschouwd.

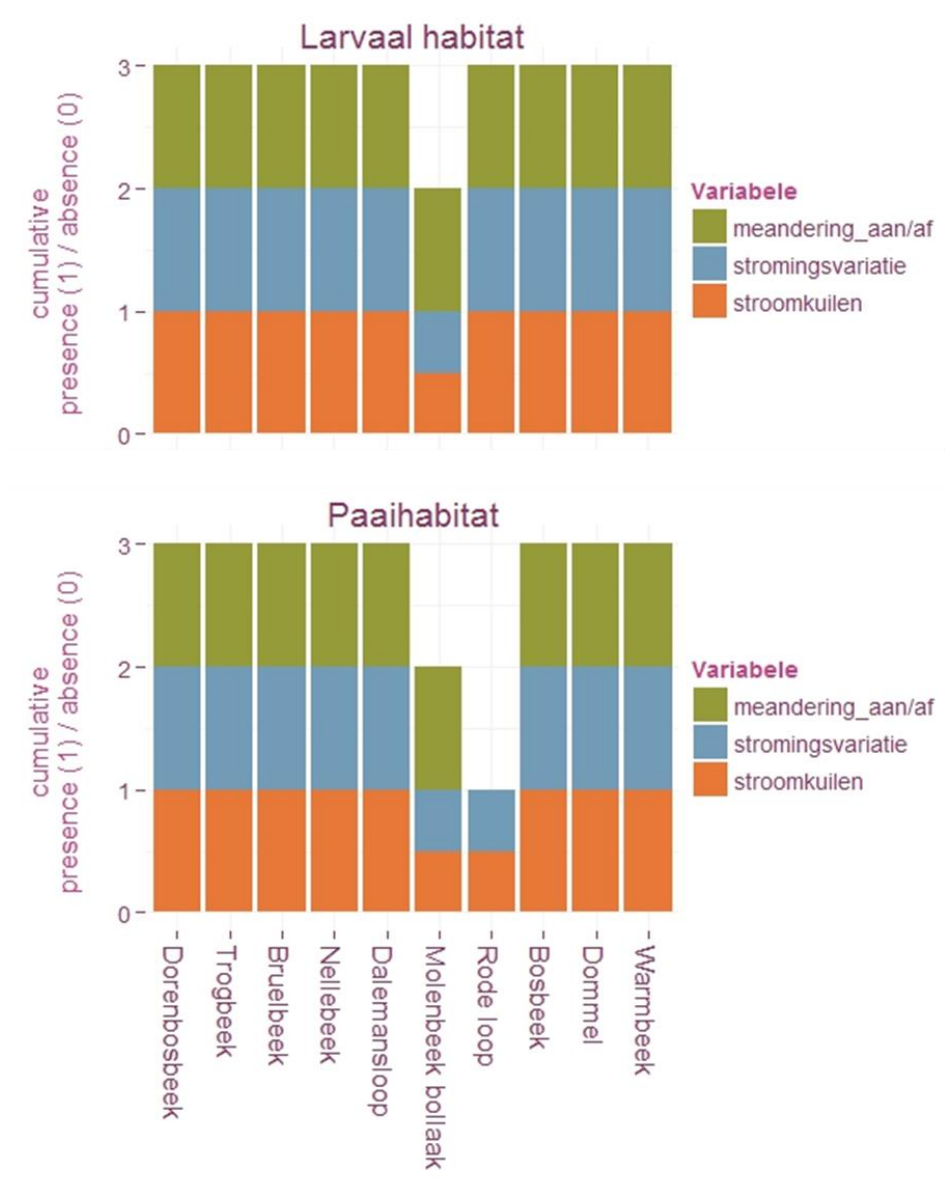
Dood hout (V13), waarvan de aanwezigheid als gunstig wordt beschouwd voor beekprik omwille van de positieve impact op de structuurkwaliteit, was op alle onderzochte locaties aanwezig behalve in het larvale habitat van de Dalemansloop. Een beperkte aanwezigheid van submerse vegetatie (V15, gunstig) bleef enkel in de Bosbeek, Dommel, de paailocatie in de Dalemansloop en Rode loop en het larvale habitat van de Molenbeek-Bollaak en de Warmbeek voor te komen. Een iets te dense vegetatie in het larvale habitat van de Dalemansloop of het geheel ontbreken van submerse vegetatie op alle andere locaties maakte het desbetreffende habitat minder geschikt voor beekprik. Op alle onderzochte plaatsen was er op zijn minst een beetje beschaduwing (V16) van de waterloop aanwezig met uitzondering van de paailocatie in de Dommel (Figuur 114).





Figuur 114 Aanwezigheid van dood hout, waterplanten en beschaduwing in het larvale en paaihabitat van de 10 geëvalueerde waterlopen. De aanwezigheid wordt aangeduid met 1, de afwezigheid met 0. Waterlopen die alle drie de variabelen bezitten (voor alle drie een 1) worden als meer geschikt beschouwd voor beekprik, behalve als de waterplanten vegetatie té dens is.

Alle waterlopen waren ter hoogte van de onderzochte trajecten al dan niet sterk meanderend, wat resulteerde in de aanwezigheid van stromingsvariatie en stroomkuilenpatronen (V18), behalve ter hoogte van de paailocatie van de Rode loop. Ondanks het meanderend karakter werd er aan beide locaties van de Molenbeek-Bollaak nauwelijks stromingsvariatie en een bijhorend stroomkuilenpatroon aangetroffen waardoor deze als matig geschikt werden beoordeeld (Figuur 115, Tabel 26). Deze locaties hadden desondanks een geschikte stroomsnelheid.



Figuur 115 Aanwezigheid (1), afwezigheid (0) of beperkte aanwezigheid (0.5) van meandering, stromingsvariatie en stroomkuilenpatronen in het larvale en paaihabitat van de 10 geëvalueerde waterlopen. Aanwezigheid wordt aanzien amls een een pluspunt voor de geschiktheid van een waterloop voor beekprik.

Op alle locaties was het landgebruik (V19) langs beide oevers extensief (weiland, bos, natuurgebied) met uitzondering van de paailocatie van de Rode loop waar aan de rechteroever aan akkerbouw wordt gedaan. Deze locatie werd dan ook als matig geschikt beoordeeld voor deze parameter.

Tabel 26 De geschiktheidsindices voor waterdiepte (V12), dood hout (V13), dikte van de sliblaag (V14), submerse vegetatie (V15), beschaduwing (V16), sedimentbanken (V17), meandering en stromingsvariatie (V18) en landgebruik (V19) in de geëvalueerde locaties (L = larvaal en P = paaihabitat) en de finale habitatgeschiktheidscore voor deze hydromorfologische variabelen van stadium 3 (HGI 6).

Locatie	V12	V13	V14	V15	V16	V17	V18	V19	HGI 6
Bosbeek L	0.5	1	1	1	1	1	1	1	0.50
Bosbeek P	0.5	1	nvt	1	1	1	1	1	0.50
Bruelbeek L	1	1	1	0.5	1	1	1	1	0.50
Bruelbeek P	1	1	nvt	0.5	1	1	1	1	0.50
Dalemansloop L	0.5	0.5	1	0.5	1	1	1	1	0.125
Dalemansloop P	0.5	1	nvt	1	1	0.5	1	1	0.25
Dommel L	0.5	1	1	1	1	1	1	1	0.50
Dommel P	0.5	1	nvt	1	0.5	1	1	1	0.25
Dorenbosbeek L	1	1	1	0.5	1	1	1	1	0.50
Dorenbosbeek P	1	1	nvt	0.5	1	1	1	1	0.50
Molenbeek-Bollaak L	0.5	1	1	1	1	1	0.5	1	0.25
Molenbeek-Bollaak P	0.5	1	nvt	0.5	1	1	0.5	1	0.125
Nellebeek L	1	1	0.5	0.5	1	1	1	1	0.25
Nellebeek P	1	1	nvt	0.5	1	1	1	1	0.50
Rode loop L	0.5	1	1	0.5	1	1	1	1	0.25
Rode loop P	0.5	1	nvt	1	1	1	0.5	0.5	0.125
Trogbeek L	1	1	1	0.5	1	1	1	1	0.50
Trogbeek P	1	1	nvt	0.5	1	1	1	1	0.50
Warmbeek L	0.5	1	1	1	1	1	1	1	0.50
Warmbeek P	1	1	nvt	0.5	1	1	1	1	0.50

### HGI 6: eindbeoordeling hydromorfologie stadium 3

Over het algemeen scoren de hydromorfologische variabelen uit stadium 3 redelijk goed en zijn deze specifieke kenmerken voor het habitat van beekprik in de meeste waterlopen aanwezig (Tabel 26).

### HGI 7: finale eindbeoordeling evaluatiemethode

Er zijn slechts 2 waterlopen, de Dalemansloop en de Warmbeek die volgens de evaluatiemethode alvast niet ongeschikt zijn voor het voorkomen van een populatie beekprik (Tabel 27). Bovendien zouden deze waterlopen beekprik kunnen bevatten via natuurlijke kolonisatie uit de bronpopulaties in de buurt.

Het zou interessant zijn om een elektrische afvissing op beekprik in de geëvalueerde trajecten uit te voeren. Als er geen beekprik aangetroffen wordt, kan er verder onderzocht worden hoe de habitatkwaliteit van deze waterlopen nog verder verbeterd kan worden om overleving van beekprik toe te laten.

Hoewel enkel voor bovenstaande vier locaties een score >0 gevonden wordt, zijn er nog enkele locaties in andere waterlopen die potenties hebben voor beekprik. In de volgende sectie wordt verder besproken om welke locaties en waterlopen het gaat en wat hun (kleine) knelpunten zijn die resulteren in een score van 0 en relatieve ongeschiktheid.

Indien geen rekening wordt gehouden met het feit dat er een bronpopulatie in de buurt moet aanwezig zijn om herkolonisatie toe te laten, blijkt ook de Bruelbeek enige potentie te hebben (eindbeoordeling >0, Tabel 27). Mits het uitvoeren van een aantal ingrepen om het habitat nog verder te verbeteren (zie verder), zou ook deze waterloop geschikt gemaakt kunnen worden om bijvoorbeeld in de toekomst beekprik in uit te zetten. Hetzelfde geldt ten dele ook voor de



Dommel en de Molenbeek-Bollaak waar de potentiële paaiplaatsen nog enige potenties bieden voor beekprik.

Tabel 27 Eindbeoordeling/habitatgeschiktheid per geëvalueerde locatie voor beekprik met (HGI 7) of zonder (HGI 7') rekening te houden met potenties voor natuurlijke rekolonisatie. De waarden voor deze eindbeoordeling mogen niet letterlijk geïnterpreteerd worden, maar tonen enkel aan of het habitat ongeschikt dan wel enigszins geschikt lijkt, in die zin dat er geen noemenswaardige knelpunten optreden.

Locatie	HGI 7	HGI 7'
Bosbeek L	0	0
Bosbeek P	0	0
Bruelbeek L	0	0.25
Bruelbeek P	0	0.25
Dalemansloop L	0.02	0.02
Dalemansloop P	0.02	0.02
Dommel L	0	0
Dommel P	0	0.02
Dorenbosbeek L	0	0
Dorenbosbeek P	0	0
Molenbeek-Bollaak L	0	0
Molenbeek-Bollaak P	0	0.02
Nellebeek L	0	0
Nellebeek P	0	0
Rode loop L	0	0
Rode loop P	0	0
Trogbeek L	0	0
Trogbeek P	0	0
Warmbeek L	0.06	0.06
Warmbeek P	0.03	0.03

### 2.3.5.3 Bespreking geschiktheid in functie van belangrijkste knelpunten

In deze sectie wordt een samenvatting gegeven van de geschiktheid van de 20 geëvalueerde locaties voor beekprik (zie ook Tabel 28). Per waterloop worden de belangrijkste knelpunten en mogelijke oplossingen besproken die tijdens de analyse a.d.h.v. de evaluatiemethode naar voor zijn gekomen.

In slechts 4 van de 20 locaties is de eindscore van de beoordeling (HGI 7) niet gelijk aan nul, met name de Warmbeek en de Dalemansloop. Dat betekent dat deze locaties over de gehele lijn geen knelpunten vertonen die de overleving van beekprik op deze plek zouden kunnen verhinderen. Er zijn geen vismigratieknelpunten aanwezig in de buurt van de geëvalueerde locaties. Er zijn bronpopulaties aanwezig op 3 km of iets meer van waaruit natuurlijke kolonisatie of eventueel translocatie zou kunnen gebeuren. De essentiële waterkwaliteit is er (nog) aanvaardbaar en essentiële hydromorfologische kenmerken in deze waterlopen zijn aanwezig (Tabel 28). Dat alles zou de overleving van beekprik moeten kunnen toelaten.

In de **Dalemansloop** is er desondanks ruimte voor verbetering. De belangrijkste knelpunten hier zijn de waterkwaliteit en het afvoerregime. De zuurstofwaarden duiden nog op een matige kwaliteit. De aanwezigheid van uitgebreide populaties benthische cyanobacteriën in de buurt van het potentiële paaihabitat lijken dit te bevestigen en tonen enige mate van (organische) verontreiniging aan. Ook een verstoring van de afvoerdynamiek, meer specifiek het afwezig zijn van piekafvoeren tijdens de zomer werd reeds in verband gebracht met de proliferatie van benthische cyanobacteriën (Quiblier et al. 2013). De in de nabijheid gelegen stuwen spelen hierin een belangrijke rol. Enerzijds is het niet zeker of de aangelegde



vispassages ook efficiënt zijn voor migrerende beekprik, anderzijds zorgen ze voor opstuwing van het water en verlies aan stroomkracht met mogelijk negatieve gevolgen voor de hydromorfologische processen (o.a. ontbreken van sedimentbanken in het paaitraject en ontbreken van grofkorrelig substraat in de paailocatie). Van alle onderzochte waterlopen had de Dalemansloop de hoogste waterstand en de laagste stroomsnelheid (gemeten boven de bodem). Vermoedelijk speelt de geïmproviseerde stuw net stroomopwaarts de monding hierin ook een belangrijke rol. De lage afvoerdynamiek in combinatie met eutrofiëring zorgt voor een dichte onderwatervegetatie (vooral t.h.v. het larvale habitat) en visgemeenschap die ook voor een belangrijk gedeelte uit limnofiele soorten bestaat, waaronder predatoren van beekprik.

Ook in de **Warmbeek** is er nog ruimte voor verbetering. Ondanks de goede scores voor fysico-chemische parameters werd slechts een matige BBI-score van 6 bekomen, een stuk lager dan de BBI-score van 9 die VMM in 2012 op een locatie vlakbij had gemeten. Een nieuwe BBI-bepaling door VMM op dezelfde locatie zou moeten uitsluiten of het verschil te wijten is aan de staalnamemethodiek (slechts snelle screening door INBO). Een verhoging van de BBI had evenwel geen invloed op het eindoordeel omwille van de matige geschiktheid wat betreft vismigratieknelpunten. Er zijn met name nog een aantal onnatuurlijke drempels aanwezig die voor opstuwing zorgen en samen met het Mulke effecten kunnen hebben op de afvoerdynamiek. De uitgebreide visgemeenschap bevat alleszins ook limnofiele soorten en predatoren van beekprik. Het ontbreken van vegetatie ter hoogte van de paailocatie is vermoedelijk te wijten aan de sterke beschaduwning door het omringende bos.

Ook de **Bruelbeek** biedt ondanks het ontbreken van een bestaande beekprikpopulatie in de buurt potentie voor het voorkomen van beekprik. Het belangrijkste probleem blijkt nog de matige biologische waterkwaliteit (BBI 6) te zijn. Ook VMM stelde in 2008 een matige BBI-score (BBI 5) vast. Wellicht speelt ook het volledig afwezig zijn van submerse vegetatie hierin een rol. Het controleren en eventueel mitigeren van de (matige) waterkwaliteit in combinatie van maatregelen in functie van erosie-bestrijding zou voor deze beek soelaas kunnen bieden.

De reden waarom de overige locaties en waterlopen ongeschikt bevonden worden is telkens te wijten aan een knelpunt in de essentiële waterkwaliteits en/of hydromorfologische variabelen. Dat betekent dat deze locaties momenteel geen potenties hebben voor de aanwezigheid van beekprik zolang deze knelpunten niet opgelost zijn.

De geschiktheid van de **Trogbeek** voor beekprik is vermoedelijk redelijk snel te verbeteren. Het grootste probleem voor deze beek is het gebrek aan recente waterkwaliteitsdata. In het verleden bleek het water van deze beek hoge concentraties nitraat en nitriet te bevatten waardoor de habitatgeschiktheid voor beekprik teniet wordt gedaan. Indien wordt verondersteld dat de toestand sindsdien is verbeterd (en dus geen rekening houden bij de evaluatie met de verouderde waterkwaliteitsdata), blijkt dat deze beek alleszins potentie biedt (eindbeoordeling dan 0.25 voor paai- en 0.125 voor larvaal habitat). De BBI-beoordeling van 6 pleit hier enigszins tegen maar ligt in de buurt van een oudere bepaling door VMM (BBI 7). Een jaarronde monitoring van de waterkwaliteitsparameters zou hierover duidelijkheid dienen te verschaffen. Voorts zal ook het verwijderen van de geïmproviseerde stuw de geschiktheidsindex ten gunste beïnvloeden.

In de **Dorenbosbeek** zit afwaarts nog een niet opgelost knelpunt (duiker). Het ontbreken van grofkorrelig substraat vormt zowel op de potentiële paailocatie als in het larvale habitat het belangrijkste probleem, maar stroomopwaarts de onderzochte trajecten zou wat deze parameter betreft wel nog gunstig substraat aanwezig zijn. Ook het voorkomen van driedoornige stekelbaars en het volledig afwezig zijn van submerse vegetatie op de onderzochte locaties werd als negatief aanzien voor de geschiktheid van deze beek als beekprikhabitat.





Het belangrijkste probleem bij de **Bosbeek** is het hoge aantal watermolens en stuwen in zijn loop die de natuurlijke afstroomdynamiek sterk hebben gewijzigd (matige score voor beheer). De Dorpermolen net stroomafwaarts de geëvalueerde locaties verhindert de vrije vismigratie en zorgt voor een verstuwingseffect waardoor de waterdiepte stroomopwaarts iets te hoog wordt bevonden voor de geschiktheid voor beekprik en er tevens een uitgebreid visbestand met limnofiele soorten kan voorkomen waaronder predatoren van beekprik. De geplande aantakking van de historische loop als nevengeul rond deze molen kan plaatselijk de geschiktheid voor beekprik reeds verbeteren.

In de **Dommel** gelden grotendeels dezelfde problemen als in de Bosbeek. De sterke mate van verstuwings door watermolens en stuwen hebben een negatieve invloed op het natuurlijk afstroomregime. In de Dommel werd de hoogste gemiddelde diepte van alle onderzochte waterlopen gemeten waardoor er een uitgebreid visbestand met limnofiele soorten aanwezig is. Daarbovenop is er op de plaats van evaluatie nog een waterkwaliteitsprobleem want er worden doorgaans lage zuurstofconcentraties gemeten. Grofkorrelig substraat ontbrak grotendeels op de locatie die werd ge-analyseerd als paailocatie maar was aanwezig op de locatie die als larvaal habitat werd geëvalueerd.

Ook in de **Nellebeek** lijkt de waterkwaliteit nog het grootste struikelblok. Er werden recent nog zeer hoge nitraatwaarden vastgesteld door VMM. Daarnaast bevat deze waterloop ook een groot aantal geïmproviseerde stuwtjes. Desondanks was de dikte van de sliblaag zeer beperkt (gemiddeld < 4 cm) op beide trajecten, werd geen submerse vegetatie aangetroffen en werd er in het verleden een vrij uitgebreid visbestand met limnofiele soorten aangetroffen, eigenschappen die allen de geschiktheid voor beekprik negatief hebben beïnvloed. In de Nellebeek zijn er verschillende afkoppeling- en optimalisatieprogramma's lopende wat de waterkwaliteit in de toekomst zal kunnen ten goede komen.

Vismigratieknelpunten en verstuwings lijken de doorslag te geven in de **Molenbeek-Bollaak**. Ondanks het passeerbaar maken van de Vierselmolen kan beekprik door middel van de sifon onder het Alberkanaal gehinderd worden in zijn opwaartse migratie. De Vierselmolen zorgt evenwel voor opstuwing waardoor de diepte van de waterkolom iets te hoog is om als optimaal te kunnen worden aanzien voor beekprik. Hierdoor is er een uitgebreid visbestand aanwezig met limnofiele soorten. Ook de stuw aan het Krabbelshof zorgt voor een onnatuurlijk afvoerregime en kan plaatselijk droogval veroorzaken. Deze onnatuurlijke opstuwing is o.a. ook vereist voor het behoud en de uitbreiding van roerdomp in het gebied. Relatief lage zuurstofwaarden wijzen nog op een waterkwaliteitsprobleem. Ter hoogte van de onderzochte trajecten bleek de stromingsvariatie en het resulterende stroomkuilenpatroon slechts zeer summier aanwezig maar gezien het sterk meanderende verloop lijkt dit slechts een plaatselijk fenomeen te zijn. De negatieve beoordeling voor deze parameter heeft alleszins niet de doorslag gegeven bij het eindoordeel.

De aanwezigheid van stuwen in de **Rode loop** zorgt naast vismigratieproblemen voor een te hoge waterstand en de aanwezigheid van een visgemeenschap met o.a. limnofiele soorten. De biologische waterkwaliteit lijkt ondermaats (BBI 6) en wijkt sterk af van wat VMM er in het verleden heeft waargenomen (BBI 9). De beek stroomt deels door akkerland waar het hanteren van een voldoende grote bufferstrook langs de oever is aan te bevelen (momenteel nauwelijks aanwezig net stroomafwaarts Corsendonck). De beek is in het onderzochte traject bovendien weinig meanderend waardoor o.a. op de potentiële paailocatie geen stromingsvariatie kon worden waargenomen. In de nabije toekomst wordt door de Provincie het herstel van vrije vismigratie t.h.v. Tikkebroeken beoogd, wat bovendien zal worden gecombineerd met het aanbrengen van dood hout in de beek. Beide maatregelen zullen een gunstig effect hebben op de beoordeling van de geschiktheid voor beekprik.



Tabel 28 Overzicht van de geschiktheidsscores per stadium van de evaluatiemethode beschreven in sectie 2.3.4.4 voor de 10 geselecteerde Vlaamse waterlopen (2 locaties per waterloop, waarvan 1 potentieel larvaal habitat (L) en 1 potentieel paai (P) habitat) (groen = goed, geel = matig, oranje = ontoereikend, rood = slecht, WK = waterkwaliteit, BP = bronpopulatie, VM = vismigratie, HM = hydromorfologie).

	WK 1	BP	VM	HM 1	WK 2	HM 2	HGI 7'
Bosbeek L	1	1	0	0.25	1	0.5	0
Bosbeek P	1	1	0	0.25	1	0.5	0
Bruelbeek L	0.5	0	1	1	1	0.5	0.25
Bruelbeek P	0.5	0	1	1	1	0.5	0.25
Dalemansloop L	0.5	1	0.5	0.25	1	0.125	0.02
Dalemansloop P	0.5	1	0.5	0.125	1	0.25	0.02
Dommel L	0	0	0.5	0.25	1	0.5	0
Dommel P	0.5	0	0.5	0.125	1	0.25	0.02
Dorenbosbeek L	1	1	0	0.5	1	0.5	0
Dorenbosbeek P	1	1	0	0.5	1	0.5	0
Molenbeek-Bollaak L	0	0	0.5	0.125	1	0.25	0
Molenbeek-Bollaak P	0.5	0	0.5	0.25	1	0.125	0.02
Nellebeek L	0.5	0	1	0.25	0	0.25	0
Nellebeek P	0.5	0	0.5	0.25	0	0.5	0
Rode loop L	0.25	1	0	0.125	1	0.25	0
Rode loop P	0.25	1	0	0.25	1	0.125	0
Trogbeek L	0.5	0	0.5	0.5	0	0.5	0
Trogbeek P	0.5	0	0.5	1	0	0.5	0
Warmbeek L	0.5	1	0.5	0.25	1	0.5	0.06
Warmbeek P	0.5	1	0.5	0.125	1	0.5	0.03

### 2.3.6 Aanbevelingen

Om de areaaluitbreiding van beekprik verder te verwezenlijken, kunnen volgende aanbevelingen worden gemaakt:

- In de waterlopen die volgens deze evaluatiemethode reeds potenties zouden bezitten voor het bevatten van beekprik, zou een bevissing kunnen gebeuren om de eventuele aanwezigheid van beekprik te controleren. Het betreft de locaties in de Warmbeek en de Dalemansloop. Ook in de Dorenbosbeek kan een specifieke bevissing voor beekprik bevestigen of beekprik inderdaad nog aanwezig is (niet bevestigde waarneming van beekprik door arbeiders in 2017).
- Indien bovenstaande controle op een afwezigheid van beekprik wijst, kunnen in deze waterlopen maatregelen worden uitgevoerd om de nog bestaande knelpunten inzake habitatgeschiktheid weg te werken of te mitigeren opdat beekprik op eigen kracht deze waterlopen kan koloniseren, ofwel via translocatie.
- In de Trogbeek dienen recente waterkwaliteitsgegevens te worden verzameld om na te gaan of de kwaliteit sinds 2000 sterk is verbeterd. Indien nog steeds ondermaats, dienen gerichte maatregelen te worden ondernomen om deze te verbeteren. Behalve de waterkwaliteit, zouden er volgens de beoordeling geen noemenswaardige knelpunten zijn die verhinderen dat beekprik hier kan voorkomen. Hetzelfde geldt voor de Bruelbeek.
- In de Nellebeek dient te worden gezocht naar de oorzaak van de slechte waterkwaliteit (nitraat in het bijzonder) waarna gerichte acties kunnen worden genomen om de kwaliteit te verbeteren. Bovendien dienen de geïmproviseerde stuwten te worden verwijderd.



- Gezien beekprik vermoedelijk niet op eigen kracht in de Trogbeek, Bruelbeek en Nellebeek kan geraken (te veraf gelegen bronpopulaties) zouden deze waterlopen, indien ze uiteindelijk geschikt worden bevonden, kandidaat zijn voor translocatie van beekprik.
- Het herstel van een zo natuurlijk mogelijk afstroomregime (verwijderen stuwen, omzeilen van watermolens) zou de geschiktheid van de Bosbeek, Dalemansloop, Dommel en Molenbeek-Bollaak drastisch kunnen verbeteren.
- In de Rode loop zou men een gedeelte kunnen laten hermeanderen en dient ook voldoende bufferstrook te worden voorzien langs de oevers in de zones van intensieve landbouw.
- De invloed van invasieve uitheemse vissen (o.a. Ponto-Kaspische grondels) en schaaldieren (Chinese wolhandkrab) op het voorkomen van beekprik is niet gekend (Maitland 2003). Er dient bijgevolg best omzichtig te worden omgesprongen bij het wegwerken van vismigratieknelpunten in de buurt van relictpopulaties van beekprik. Ook voor de geschikte uitzetlocaties dient rekening te worden gehouden met oprukkende exoten.



## Referenties

- Acou A., Laffaille P. & Legault A. (2008). Migration pattern of silver eel (*Anguilla anguilla* L.) in an obstructed river system. *Ecology of Freshwater Fish*, 17 (3): 432-442.
- Baeyens, R., Buysse, D., Mouton, A., Gelaude, E., De Maerteleire, N., Robberechts, K., Jacobs, Y., Van den Neucker, T., Stevens, M. & Coeck, J. (2013). Evaluatie van een 'de Wit'-aanpassing bij een conventioneel vijzelgemaal: Isabellagemaal (Boekhoute). Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2013 (14). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Baran P. & Basilico L. (Eds.) (2012). Management plan to save the eel. Optimising the design and management of installations. Symposium on the results of the eels & installations R&D programme, 28-29 november 2011, Paris.
- Basic T., Britton J.R., Rice S.P. & Pledger A.G. (2017). Impacts of gravel jetting on the composition of fish spawning substrates: Implications for river restoration and fisheries management. *Ecological Engineering* 107: 71-81.
- Becker G.C. (1983). *Fishes of Wisconsin*. The University of Wisconsin Press., Madison, USA.
- Behrmann-Godel J. & Eckmann R. (2003). A preliminary telemetry study of the migration of silver European eel (*Anguilla anguilla* L.) in the river Mosel. Germany. *Ecology of Freshwater Fish* 12: 196-202.
- Belpaire C., Verschelde P., Maes Y., Van Thuyne G., Van Wichelen J., Buysse D., Breine J. & Verreycken H. (2018). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. Berekening van het ontsnappingspercentage van zilverpaling ten behoeve van de 2018 rapportage voor de Palingverordening. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 65.
- Bermudes A. & Ritar A.J. (1999). Effects of temperature on the embryonic development of the striped trumpeter (*Latris lineata* Bloch and Schneider, 1801). *Aquaculture* 176: 245-255.
- 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* 74 (2).
- Bosveld J., Kranenbarg J., Lenders H.J.R. & Hendriks A.W.C.J. (2015). Historic decline and recent increase of Burbot (*Lota lota*) in the Netherlands. *Hydrobiologia* 757: 49-60.
- Bosveld J. Kranenbarg J. & Lenders H.J.R. (2014). Recente toename van kwabaal in de IJssel Vechtdelta: goed of slecht nieuws voor herstel van relictpopulaties? *De Levende Natuur* 115: 184-189.
- Boulton A.J. et al. (1998). The functional significance of the hyporheic zone in streams and rivers. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 29(1): 59-81.
- Brown L.S., Haro A. & Castro-Santos T. (2009). Threedimensional movements and behaviors of silver-phase migrant American eels at a small hydroelectric facility. In *American Fisheries Society Symposium* 58, 11–13 August 2013, Québec (eds J Casselman, D Cairns), 277–291. Bethesda, MD: American Fisheries Society.
- 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-Drücke 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.
- Buyse D., Stevens M., Mouton A., Gelaude E., Baeyens R., Martens S., Jacobs Y. & Coeck J. (2010). Onderzoek naar de verwondingen bij vissen veroorzaakt door een gemaal met schroefpompen. Spiedamgemaal (Rieme). Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2010 (INBO.R.2010.44). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Buyse D., Mouton A.M., Baeyens R. & Coeck J. (2015a). Evaluation of downstream migration mitigation actions for eel at an Archimedes screw pump pumping station. Fisheries Management and Ecology 22: 286-294.
- Buyse D., Pauwels I., Mouton A., Robberechts K., Pieters S., Gelaude E., De Maerteleire N., Baeyens R., Papadopoulos I. & Coeck J. (2015b). Evaluatie van rivierherstelmaatregelen in de Marke (Denderbekken). Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2015, (INBO.R.2015.11352705), p. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- 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.
- Charrier, F., Mazel, V., Caraguel, J-M., Abdallah, Y., Le Gurun, L. L., Legault, A., and Laffaille, P. (2012). Escapement of silver-phase European eels, *Anguilla anguilla*, determined from fishing activities in a Mediterranean lagoon (Or, France). – ICES Journal of Marine Science 69: 30-33.
- Chen L. (1969). The biology and taxonomy of the Burbot, *Lota lota leptura*, in interior Alaska. Biological Papers of the University of Alaska 11.
- Coeck J. (1996). Elektrisch vissen theorie en praktijk. Rapport IN 96.22.
- Coeck J., Dillen A., De Charleroy D., Vught I. & De Gelas K. (2008). Soortherstelproject Kwabaal - nieuwe kansen voor een verdwenen vissoort in Vlaanderen. Ravon 29 10(2): 31-35.
- Degerman E. & Sers B. (1994). The effects of lakes on the stream fish fauna. Ecology of Freshwater Fish 3.
- Dekker W., Van Os B. & Van Willigen J. (1998). Minimal and maximal size of eel. Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture 349: 195-197.
- 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.
- 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). Habitatievaluatie en biotoofterstel ten behoeve van de visfauna in zones van de Habitatrichtlijn. IN.R.2005.03, Instituut voor Natuurbehoud, Brussel.
- Don A.M. (2009). Eel Passes and Closed Circuit Television Monitoring in the Somerset Levels and Moors. In Eel Management, the state of the art. Proceedings of a conference, Bridgwater, Somerset, April 2009. (Eds. D. Bunt & A. Don). Institute of Fisheries Management, Somerset, UK.







Hochleitner M. (2002). Die Quappe (*Lota lota* L.) - Biologie und Aquakultur. In: Die Quappe (*Lota lota*)-Fisch des Jahres 2002. Hrsg. Verband Deutscher Sportfischer e.V., Offenbach am Main, S.23-37. In Otto, S.A. & S. Zahn, 2008. Temperatur- und Sauerstoff-Toleranz ausgewählter Wanderfischarten der Elbe. Institut für Binnenfischerei e.V., Potsdam-Sacrow, 43 pp.

Hudd R. & Kjellman J. (2002). Bad matching between hatching and acidification: a pitfall for the burbot, *Lota lota*, off the river Kyrönjoki, Baltic Sea. *Fisheries Research* 55: 153-160.

ICES 2018. Report of the Joint EIFAAC/ICES/GFCM Working Group on Eels (WGEEL), 3–10 October 2017, Kavala, Greece. ICES CM 2017/ACOM 15, 99 pp.

Jacoby D. & Gollock M. (2014). *Anguilla anguilla*. The IUCN Red List of Threatened Species 2014: e.T60344A45833138.

Jäger T., Nellen W., Schofer W. & Shodjal F. (1981). Influence of salinity and temperature on early life stages of *Coregonus albula*, *C. lavaretus*, *R. rutilus*, *L. lota*. Pg. 345-348. In Lasker R. & Sherman K. (eds). The early life-history of fish: recent studies. Rapports et Procesvebauw des Reunions Conseil International Pour l'Exploration de la Mer 178, Woods Hole.

Jellyman D.J. & Arai T. (2016). Juvenile Eels: Upstream Migration and Habitat Use. In Arai T. (Ed.), Biology and ecology of anguillid eels. CRS Press, Boca Raton, US pp. 144-170.

Jones D.R., Kiceniuk J.W. & Bamford O.S. (1974). Evaluation of the swimming performance of several species of fish from the Mackenzie River. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 31: 1641-1647.

Kainz E. & Gollmann H.P. (1996). Egg production, breeding and first raising attempts with burbot (*Lota lota*). *Österreichs Fischerei* 49: 154-160.

Kemper J.H. & de Bruijn Q.A.A. (2015). Pilotonderzoek naar de intrek van glasaal met een automatisch vistelsysteem bij gemaal Overtoom, voorjaar 2015. VisAdvies BV, Nieuwegein. Projectnummer VA2014\_43, 14 pag.

Kerle et al. (2002). Modelling of long-term fish habitat changes in restored secondary floodplain channels of the river Rhine. *Proceedings of the 4th Ecohydraulics Symposium*, 3-8 March.

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. *Pleiades Publishing* 42(4): 339-343.

Lahnsteiner F., Kletzl M. & Weismann T. (2012). The effects of temperature on embryonic and yolk-sac larval development in the burbot *Lota lota*. *Journal of Fish Biology* 81: 977-986.

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.

Maitland PS (2003). Ecology of the River, Brook and Sea Lamprey. *Conserving Natura 2000 Rivers Ecology Series No. 5*. English Nature, Peterborough.

McCarthy T.K., Nowak D., Grennan J., Bateman A., Conneely B. & MacNamara R. (2014). Spawner escapement of European eel (*Anguilla anguilla*) from the River Erne, Ireland. *Ecology of Freshwater Fish* 23: 21-32.

//

- 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).
- McPhail J.D. & Paramagian V.L. (2000). Burbot biology and life history. In Burbot: Biology, Ecology and Management (eds V.L. Paramagian and D.W. Willis). American Fisheries Society, Fisheries Management Section, Publication Number 1, Bethesda, Maryland, USA, pp. 11-23.
- Meshkov M.M. (1967). Development stages of the burbot (*Lota lota* (L.)). Voprosy Ikhtiologii I Gidrobiologii Vodmenov 62: 181-194 (in Russian, English translation in Zoology Reprint Library, University of Toronto).
- Meyer E.I., Niepagenkemper O., Molls F. & Spanhoff B. (2008). An experimental assessment of the effectiveness of gravel cleaning operations in improving hyporheic water quality in potential salmonid spawning areas. River Res. Appl. 24(2): 119-131.
- Miller T.J., Crowder B., Rice J.A. & Marschall E.A. (1988). Larval size and recruitment mechanisms in fishes: towards a conceptual framework. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 45: 1657-1670.
- Miller M.J., Feunteun E. & Tsukamoto K. (2016). Did a "perfect storm" of oceanic changes and continental anthropogenic impacts cause northern hemisphere anguillid recruitment reductions? – ICES Journal of Marine Science 73: 43–56.
- Moriarty C. & Dekker W. (eds) (1997). Management of the European eel. Fish Bull (Dublin) 15: 1-110.
- Mouton A., Gelaude E., Buysse D., Stevens M., Van den Neucker T., Martens S., Baeyens R., Jacobs Y. & Coeck J. (2009). Glasaalmigratie ter hoogte van het Ganzepoot spuicomplex te Nieuwpoort. Rapport van het Instituut voor Natuur en Bosonderzoek, INBO.R.2009.62, 33 pp.
- Müller W. (1961). New research concerning burbot (*Lota lota*). *Deutsche Fischereizeitung* 8: 43-47.
- Paramagian V.L., Hardy R. & Gundersman B. (2005). Effects of regulated discharge on burbot migration. Journal of Fish Biology 66: 1199-1213.
- Paramagian V.L. & Wakkinen V.D. (2008). Seasonal movement and the interaction of temperature and discharge on burbot in the Kootenai River, Idaho, USA, and British Columbia, Canada. In Burbot: Ecology, Management and Culture (eds V.L. Paramagian en D.H. Bennett), American Fisheries Society Symposium 59, Bethesda, MD, pp. 55-77.
- Pasmans R. & De Vocht A. (2015). Monitoring vispassages Daelemansloop nr. 8.17 in Geel & Loeijens Neetje nr. 8.21 in Kasterlee. Rapport i.o.v. de provincie Antwerpen, Dienst Integraal Waterbeleid.
- Pauwels I., Van Wichelen J., Vandamme L., Vught I., Van Thuyne, G., Auwerx J., Baeyens R., De Marteleire N., Gelaude E., Picavet B., Pieters S., Robberechts K., Belpaire C. & Coeck J. (2016). Wetenschappelijke onderbouwing en ondersteuning van het visserijbeleid en het visstandbeheer - onderzoeksprogramma visserij 2015: eindrapport. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2016. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.



- Stipek J. (1992). Experience in the raising of burbot (*Lota lota* L.) in the Czech Republic. *Fisher and Teichwirt* 10: 376-379.
- 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.
- Tesch F.-W. (2003). The eel. Translated from German by R.J. White, edited by J. E. Thorpe, 3rd ed. Blackwell Science Ltd., Oxford, UK, 408 pp.
- Travade F., Gosset C., Larinier M., Subra S., Durif C., Rives J. & Elie P. (2006). Evaluation of surface and bottom bypasses to protect eel migrating downstream at small hydroelectric facilities in France. *Int. Symp. on Hydropower, Flood control and Water Abstraction: Implications for Fish and Fisheries, 14–21 June 2006, Mondsee, Austria. Rome, Italy: FAO.*
- 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. (2013a). Wetenschappelijke ondersteuning herstelprogramma's kopvoorn, serpeling, kwabaal en beekforel in 2012. INBO.R.2013.21. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Van den Neucker T., Gelaude E., Baeyens R., Robberechts K., De Maerteleire N., Jacobs Y., Stevens M., Mouton A., Buysse D., Auwerx J., Vught I., De Charleroy D. & Coeck, J. (2013b). Wetenschappelijke ondersteuning herstelprogramma's kopvoorn, serpeling en kwabaal in 2013. INBO.R 2013.1007144. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. 124 pp.
- 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. (2009). Wetenschappelijke ondersteuning van de herstelprogramma's voor kopvoorn, serpeling, kwabaal en beekforel in 2008. INBO.R.2009.39, 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. (2010a). 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., Martens S., Baeyens R., Jacobs Y., Stevens M., Mouton A., Buysse D., Auwerx J., Vught I., De Charleroy D., Coeck J. & van Vessem J. (2010b), Wetenschappelijke ondersteuning herstelprogramma's kopvoorn, serpeling, kwabaal en beekforel in 2010. INBO.R.2010.68. 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. *Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek*, INBO.R.201(Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.), p.164 p.
- Van Kessel N.B., Niemeijer B. & Hoogerwerf G. (2012). Jaarrapportage Actieve Vismonitoring Zoete Rijkswateren. Samenstelling van de visstand in de grote rivieren gedurende het winterhalfjaar 2011-2012. *Natuubalans – Limes Divergens BV, Nijmegen.*
- Vandamme L., Van Wichelen J., Pauwels I., Auwerx J., Vught I., Buysse D., Baeyens R., De Maerteleire N., Gelaude E., Picavet B., Pieters S., Robberechts K., Coeck J. (2017). Wetenschappelijke onderbouwing en ondersteuning van het visserijbeleid en het visstandbeheer. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

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



Verhelst P., Buysse D., Reubens J., Pauwels I., Aelterman B., Van Hoey S., Goethals P., Coeck J., Moens T., Mouton A. (2017). Downstream migration of European eel (*Anguilla anguilla* L.) in an anthropogenically regulated freshwater system: Implications for management. Fisheries Research 199: 252-262.

Vollestad L.A., Jonsson B., Hvidsten N.A., Naesje T.F., Haraldstad Ø., Ruud-Hansen J. (1986). Environmental factors regulating the seaward migration of European silver eels (*Anguilla anguilla*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43 (10): 1909-1916.

Vrielynck S., Belpaire C., Stabel A., Breine J. & Quataert P. (2003). De visbestanden in Vlaanderen anno 1840-1950. IBW.Wb.V.R.2002.89, 474 pp.

Vught I., Buysse D., De Charleroy D., Jansen I., Mouton A., Papadopoulos I., Pauwels I., Auwerx J., Baeyens R., De Maerteleire N., Gelaude E., Picavet B., Pieters S., Robberechts K. & Coeck J. (2015). Wetenschappelijke onderbouwing en ondersteuning van het visserij-beleid en het visstandbeheer-Onderzoeksprogramma visserij 2014: Eindrapport. INBO.R.2015.11373725. Instituut voor Natuur-en Bosonderzoek. 208p.

Walsh C.T. & Pease B.C. (2002). The use of clove oil as an anaesthetic for the longfinned eel, *Anguilla reinhardtii* (Steindachner). Aquaculture Research 33: 627-635.

Witteveen & Bos (2016). Potentiebepaling kwartelkoning- en porseleinhoenhabitat. Sigmacluster 'Vallei van de Grote Nete'. Conceptrapport in opdracht van Agentschap voor Natuur en Bos.

Wolman (1954). A method of sampling coarse river-bed material. EOS 35 (6): 951-956.

Wright G.V., Wright R.M. & Kemp P.S. (2015). Impact of tide gates on the migration of adult European Eels, *Anguilla anguilla*. Estuaries and Coasts, 38 (6): 2031-2043.



## Bijlagen

Bijlage 1 Overzicht van de waargenomen macro-invertebraten taxa die werden waargenomen in schepmonsters genomen tijdens de habitatevaluaties op 2 verschillende locaties (potentieel larvaal en paaihabitat) per beek. Met behulp van deze lijst werd voor elke beek een BBI-beoordeling uitgevoerd.

Soortgroep	Taxon	Bosbeek	Bruelbeek	Dalemansloop	Dommel	Dorenbosbeek	Molenbeek/Bollaak	Nellebeek	Rode Loop	Trogbeek	Warmbeek
Ephemeroptera	Ephemera sp.					x			x		x
	Baetis sp.	x	x	x	x	x		x	x	x	
	Heptagenia sp.					x					
Trichoptera	Hydropsychidae	x		x	x	x	x		x		x
	Brachycentridae	x								x	
	Polycentropodidae					x					
	Glossomatidae										x
	Psychomiidae		x			x	x				
	Phryganeidae	x									
	Lepidostomatidae	x									
	Trichoptera sp.			x	x						
Odonata	Calopteryx	x		x	x		x		x		x
	Aeschnia							x			
	Cercion lindeni								x		
Hemiptera	Notonectidae			x							
	Nepa cinerea					x					
Coleoptera	Dytiscidae	x		x							
	Gyrinidae			x							x
	Scirtidae					x					
	Noteridae							x			
Megaloptera	Sialidae							x			
Diptera	Simuliidae			x	x					x	
	Chironimidae thummi plumosus			x	x			x			

	Chironomidae non t.p.	x	x	x		x	x	x	x	x	x
	Tabanidae					x	x				
	Syrphidae									x	
	Ephydriidae		x							x	
	Tupilidae					x					
	Stratiomyidae					x	x				
Plathelminthes	Plathelminthes sp.					x			x		x
Hirudinea	Piscicola geometra									x	
	Glossiphonia	x							x		
	cf. Helobdella					x			x	x	
	Hirudinea sp.						x				
Mollusca	Lymnaea trunculata		x	x					x		
	Lymnaea auricularia	x									
	Lymnaea peregra								x		x
	Physa acuta			x					x		
	Physa fontinalis					x					
	Gyraulus			x	x	x			x		
	Planorbis								x		
	Sphaerium	x							x	x	
	Pisidium								x		
	Ancylus fluviatilis	x									
	Hipleutis complanatus	x									
Crustacea	Gammarus	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	Asellidae	x	x		x	x	x	x	x	x	
	Cladocera sp.		x								
Oligochaeta	Lumbriculidae					x					
	Oligochaeta sp.	x							x		
Hydrachnidae	Hydrachnidae sp.			x	x				x		

