

Evaluatie van NTMB-projecten langs de IJzer uitgevoerd door W&Z Luik visfauna - Studie in opdracht van W&Z, Afdeling Bovenschelde

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

INBO.R.2009.61

Auteurs:

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

Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

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

Vestiging:

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

e-mail:

Ans.Mouton@INBO.be

Wijze van citeren:

Mouton A., Gelaude E., Buysse D., Stevens M., Van den Neucker T., Martens S., Baeyens R., Jacobs Y., Coeck J. (2009). Evaluatie van NTMB-projecten langs de IJzer uitgevoerd door W&Z. Luik visfauna - Studie in opdracht van W&Z, Afdeling Bovenschelde. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2009 (INBO.R.2009.61). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

D2009/3241/523

INBO.R.2009.61

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Jurgen Tack

Druk:

Managementondersteunende Diensten van de Vlaamse overheid.

Foto cover:

De IJzer ter hoogte van de paaiplaats Mannekensvere, met de kerk van Keiem op de achtergrond.



Evaluatie van NTMB-projecten langs de IJzer uitgevoerd door W&Z

Luik visfauna

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

Rapport van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

INBO.R.2009.61

Studie in opdracht van W&Z, Afdeling Bovenschelde

Dankwoord

Dit rapport kwam tot stand met de hulp van een aantal personen en instanties, die we hierbij graag wensen te bedanken.

De mensen van BLOSO Nieuwpoort zorgden voor parkeergelegenheid, een verraderlijk gladde trailerhelling (met tewaterlatingstips!), reddingen in nood (wees gerust, niet van verdrinking maar van motorpech) en een vriendelijk woordje voor en na de werkdag. Bedankt!

Een “bedankstje” voor de sluismeesters van Fintele sluis voor de aanlegmogelijkheden en het gebruik van allerlei gereedschap.

Bedankt ook aan de mensen van vzw De Boot om onze caravan een zomer lang te adopteren, hij spreekt er nog alle dagen over..

De Dodengang zorgde voor opwarming na koude en afkoeling na warme werkdagen. Dank u!

Tot slot zorgde 't Hof van Commerce voor heel wat watertanden, wie weet geraken we ooit nog eens tot op dat Breugheliaans banket..

Samenvatting

Ondanks een jarenlange verbetering van de chemische waterkwaliteit, worden vele waterlopen in Vlaanderen nog steeds gekenmerkt door een ontoereikende ecologische toestand. Aangezien habitatverlies en -fragmentatie algemeen gekend zijn als oorzaak voor de achteruitgang van de ecologische toestand, zijn kleinschalige ingrepen nodig om de doelstellingen van de KRW te bereiken. Voorbeelden van dergelijke ingrepen zijn de aanleg van paaiplaatsen, herstel van de natuurlijke oevers, hermeandering en de opheffing van migratieknelpunten. Een efficiënte toepassing van inspanningen en middelen vereist dus een goede evaluatie van de verschillende herstelprojecten. Bovendien kan een voorspelling van de impact van deze herstelmaatregelen op de rivierecologie een leidraad vormen voor de uitvoering van toekomstige projecten, en zo het Vlaamse waterbeheer ondersteunen.

Deze studie evalueert de impact van verschillende oevertypes (natuurlijke oevers, verstevigde oevers, paaiplaatsen en plasbermen of palenrijen) op de visgemeenschap in de IJzer. Langs het zoetwatertraject van de IJzer tussen Elzendamme en Nieuwpoort werden deze 4 oevertypes op verschillende plaatsen bemonsterd. In totaal werden 26 trajecten afgevisd: 5 natuurlijke oevers, 5 paaiplaatsen, 11 palenrijen en 5 verticale, verstevigde oevers (VVO's). Voor de afvissingen werden 3 verschillende vangstechnieken gebruikt: elektrisch vissen, sleepnetten en fuiken.

De resultaten geven aan dat natuurlijke oevers de beste habitatmogelijkheden bieden voor juveniele en adulte vissen in de IJzer, terwijl VVO's het minst gunstige oevertype vormen. De habitatmogelijkheden voor vis in paaiplaatsen en palenrijen zijn lager dan deze in natuurlijke oevers maar toch voldoende om een aantal vispopulaties te herbergen. Hierbij is het cruciaal dat de palenrijen correct worden aangelegd en onderhouden, met als doel een maximale heterogeniteit in diepte en vegetatiebedekking. Opmerkelijk is de afwezigheid van gevoelige soorten ter hoogte van palenrijen, terwijl paaiplaatsen blijken te fungeren als ankerplaatsen waar meer gevoelige soorten voorkomen.

Algemeen werd in de IJzer een relatief hoog aantal soorten (22) aangetroffen, waarbij minstens 12 soorten een levensvatbare en gezonde populatie vertonen. De resultaten geven aan dat de populaties van de negen andere soorten (alver, bot, gibel, karper, kleine modderkruiper, riviergrondel, snoek, winde en zeelt) minder evenwichtig zijn uitgebouwd. Mogelijks zijn deze populaties minder duurzaam, zijn de bemonsterde habitats geen typehabitat voor deze soorten of worden deze soorten minder efficiënt gevangen met de gebruikte staalnamemethodes. Opmerkelijk is wel de vangst van gevoelige soorten zoals kleine modderkruiper, van de Habitatrichtlijnsoort bittervoorn en van de amphidrome soort bot. De resultaten wijzen op het belang van de bovenstroomse delen van de IJzer (stroomopwaarts van Fintele), maar geven ook de potenties aan van de meer stroomafwaarts gelegen gebieden.

Een aangepast, geïntegreerd waterbeheer zou enerzijds de bovenstroomse natuurlijke habitats zoveel mogelijk kunnen behouden en zelfs verbeteren, terwijl de vispopulaties in de benedenstroomse gebieden kunnen versterkt worden door aanleg van natuurlijke oevers en paaiplaatsen. Dergelijke oevertypes zijn ook naar onderhoud toe interessanter dan palenrijen aangezien de laatste enkel efficiënt zijn wanneer ze een hoge habitatheterogeniteit kennen (zowel qua diepte als qua vegetatiebedekking). Dergelijke habitatheterogeniteit kan enkel bekomen worden door (relatief intensief en kostelijk) actief beheer.

Aanbevelingen voor beheer en/of beleid

In dit rapport werd de impact van de verschillende habitattypes in de IJzer op de vispopulaties onderzocht. Hierbij werd gefocust op juveniele individuen en de rol van vier verschillende meso- (paaiplaatsen, verticaal verstevigde oevers, palenrijen en natuurlijke oevers) en microhabitattypes (kaal, grazig, houtig en riet). In dit luik worden de verschillende habitattypes besproken en worden beheersadviezen geformuleerd op basis van de resultaten.

Natuurlijke oevers

De resultaten geven aan dat natuurlijke oevers op dit moment het **beste habitatype** vormen in de IJzer. Ondanks de niet significante invloed van het microhabitatype op de vispopulaties in de IJzer, suggereren de resultaten toch dat de **variatie in microhabitats** een effect kan hebben. Naar **beheer** toe suggereren we dan ook om natuurlijke oevers zoveel mogelijk te **behouden** en waar mogelijk zelfs hun **ontwikkeling te stimuleren**, bijvoorbeeld door een nulbeheer van de huidige (natuurlijke of verstevigde) oevers. Hoewel de beschikbare literatuur geen richtlijnen vermeldt voor de stimulans of het behoud van natuurlijke oevers, is het belangrijk dat de **heterogeniteit** van natuurlijke oevers behouden of verhoogd wordt. Concreet kan de aanwezigheid van verschillende microhabitattypes bekomen worden door actieve afgraving (kale oevers), hakhoutbeheer (houtige oevers) of niets doen (houtige en grazige oevers). Momenteel zijn de riethabitats ter hoogte van de natuurlijke oevers voldoende heterogeen en komt extreme overwoekering door rietvegetatie nagenoeg niet voor. Beheersmatig is het dus aangewezen om de huidige heterogeniteit van de riethabitats te behouden, indien nodig in de toekomst door actief beheer.

Verticaal verstevigde oevers (VVOs)

VVOs kunnen op basis van de resultaten in dit rapport beschouwd worden als het **slechtst mogelijke oevertype** in de IJzer vanuit vispopulatieperspectief. Naar **beheer** toe kunnen we dus stellen dat VVOs een **te vermijden** oevertype vormen dat enkel op hoogst noodzakelijke locaties moet worden toegepast. Mogelijks kunnen ter hoogte van dit oevertype **vooroevers** worden aangelegd om de submerse habitat heterogeniteit en – kwaliteit te verhogen, zonder hierbij in conflict te komen met de minimaal vereiste breedte voor scheepvaart. Een duurdere en daardoor moeilijker haalbare optie is **vervanging** van VVOs door andere, meer geschikte oevertypes.

Natuurtechnische Milieubouw oevers (NTMB-oevers): palenrijen en paaiplaatsen

Deze twee verschillende oevertypes worden samen besproken omdat beide types door menselijke ingrepen zijn ontstaan. Bovendien vertonen de resultaten talrijke gelijkenissen tussen beide types. De resultaten suggereren dat paaiplaatsen geschiktere habitats vormen dan palenrijen voor juveniele vispopulaties in de IJzer. Naar **beheer** toe kan men bijgevolg stellen dat de **aanleg van paaiplaatsen de voorkeur verdient op palenrijen** waar mogelijk. Bovendien kan beheer de **habitat heterogeniteit** van de huidige paaiplaatsen behouden en nog verhogen. Specifiek zijn houtige microhabitats ondervertegenwoordigd in paaiplaatsen, terwijl de resultaten toch het belang van dit microhabitatype voor vispopulaties suggereren. Anderzijds zijn de paaiplaatsen relatief recent aangelegd en zal de habitat heterogeniteit in de toekomst hoogstwaarschijnlijk spontaan verbeteren bij een nulbeheer. Toch moet hierbij opgemerkt dat aangelegde paaiplaatsen steeds een onnatuurlijk systeem blijven, onderhevig aan aftakelingsprocessen zoals **verlanding**. Actief beheer zal zich bijgevolg mogelijks opdringen in de komende jaren om de paaiplaatsen te behouden. Ook hier moet dit beheer opnieuw gericht zijn op het verhogen van de habitat heterogeniteit in de paaiplaatsen. Hoe meer variabelen (diepte, stroomsnelheid, vegetatiebedekking, soorten oevervegetatie, oeverstructuur (begroeid/kaal), ...) gevarieerd

worden, hoe beter. Aangezien de oevers de hoogste habitatdiversiteit vertonen binnen de paaiplaatsen, is het aangewezen om de **oeverlengte te maximaliseren** bij aanleg van deze paaiplaatsen. Vanuit dit standpunt zijn de paaiplaatsen met een gekartelde, onregelmatige oever (Sint-Jorisputten/Oude IJzerarm) interessanter dan de ellipsvormige paaiplaatsen met een vrij strakke, rechte oever. Elke paaiplaats moet aangelegd worden in functie van de aanwezige randvoorwaarden, maar de resultaten van dit rapport tonen dat het streven naar habitatheterogeniteit een goede basis vormt voor de aanleg van efficiënte paaiplaatsen.

Tot slot vermelden we voor beide aangelegde habitattypes (palenrijen en paaiplaatsen) dat een **aangepast peilbeheer** cruciaal lijkt voor de efficiëntie van de herstelopties. Concreet werd tijdens deze studies een aantal keer waargenomen dat het waterpeil kunstmatig sterk werd verlaagd ten gevolge van hevige regenval. Deze plotse peilschommeling is nadelig voor de aanwezige fauna en flora, aangezien deze niet aangepast zijn aan dergelijke onverwachte dynamiek. Deze situatie kan mogelijks vermeden worden door aangepast spui-beheer, waarbij peildalingen hoger dan 0.3 m/d ten opzichte van het normpeil (3.14 m TAW) worden vermeden. Bij dergelijke peildalingen worden de palenrijen en paaiplaatsen bijvoorbeeld letterlijk leeggezogen, waardoor juveniele vissen noodgedwongen hun schuilplaats verlaten en blootgesteld worden aan predatoren in de vrije waterkolom. Een mogelijke oplossing is de aanleg van een slikken- en schorrensysteem, vergelijkbaar met een getijdenrivier en bestaande uit een netwerk van ondiepe kanalen die ook schuimogelijkheden bieden bij peildalingen. Wegens oppervlaktebeperkingen in het IJzerbekken is deze optie echter weinig realistisch. Mogelijks biedt aangepast peilbeheer tijdens de paai- en opgroei-periode al een significante verbetering, maar hieromtrent zijn geen literatuurgegevens bekend. Verder onderzoek kan dit bijgevolg uitwijzen en de toepassing van dit aangepast spui-beheer optimaliseren.

Indien de omstandigheden niet toelaten om natuurlijke oevers of paaiplaatsen aan te leggen, bieden **palenrijen** een mogelijke oplossing. Dergelijke oevers kunnen alle verschillende microhabitattypes bevatten en zo toch heterogene habitatsystemen vormen. **Aangepast beheer**, gericht op het behouden en verhogen van de habitatheterogeniteit, is hierbij echter **cruciaal**. Specifiek tonen de resultaten in dit rapport aan dat juveniele vissen binnen de palenrijen zones prefereren met een intermediaire diepte en vegetatiebedekking. Een heterogene diepte-verdeling en vegetatiebedekking kan enkel bekomen worden door actief beheer van de palenrijen. Momenteel zijn teveel palenrijen totaal overgroeid door rietvegetatie (100% bedekking) om nog efficiënt te zijn als vishabitat. Andere oevers zijn grotendeels verland door afkalving of sterk verdiept door uitschuring, wat de efficiëntie als herstelmaatregel niet ten goede komt.

Een aangepast, geïntegreerd water**beheer** zou enerzijds de bovenstroomse habitats zoveel mogelijk kunnen behouden en zelfs verbeteren, terwijl de vispopulaties in de benedenstroomse gebieden kunnen versterkt worden door aanleg van natuurlijke oevers en paaiplaatsen. Dergelijke oevertypes zijn ook naar onderhoud toe interessanter dan palenrijen aangezien de laatste enkel efficiënt zijn wanneer ze een hoge habitatheterogeniteit kennen (zowel qua diepte als qua vegetatiebedekking). Dergelijke habitatheterogeniteit kan enkel bekomen worden door (relatief intensief en kostelijk) actief beheer.

English abstract

Although the chemical water quality improved substantially during the last decades, many Flemish rivers still show a poor ecological quality. Since habitat loss and fragmentation have been widely accepted as the key factors affecting the ecological river status, small-scale efforts are needed to achieve the objectives of the Water Framework Directive. Such efforts may be the installation of spawning grounds, restoration of natural banks, remeandering and the removal of migration barriers. Efficient allocation of these efforts thus requires a sound evaluation of the different restoration projects. Moreover, predictions of the impact of these projects on river ecology may guide the implementation of future projects, and therefore contribute to integrated water management in Flanders.

This study evaluates the impact of different riparian habitat types (natural banks, artificial embankments, spawning grounds and foreshores or NTMB-banks) on the fish community in the IJzer River. These habitat types were sampled at different sites in the freshwater reach of the IJzer River between Elzendamme and Nieuwpoort. In total, 26 reaches were fished: 5 natural banks, 5 spawning grounds, 11 foreshores and 5 artificially embanked reaches. Three different sampling techniques were applied: electrofishing, stow nets and fike nets.

The results indicate that natural banks provide the best habitat for juvenile and adult fish in the IJzer River, whereas artificial embankments are the worst habitat type. Spawning grounds and foreshores provide less habitat potential for fish than natural banks but are still used by a number of fish populations. An appropriate construction and management of the foreshores, maximising heterogeneity in depth and cover, is a crucial factor for their efficiency. Surprisingly, rather sensitive species were not observed at foreshores, whereas spawning sites appear to fulfil the role of refugium for these species.

A relatively high number of species (22) was observed in the IJzer River, while at least 12 species developed a healthy and sustainable population. The results indicate that the populations of 9 other species (bleak, flounder, gibel carp, common carp, spined loach, gudgeon, pike, ide and tench) are less balanced. These populations may be less sustainable, the sampled habitat may not be a typical habitat for these species or they may be caught less efficiently with the applied sampling methods. Surprisingly, sensitive species such as spined loach, the Habitat Directive species bitterling and the amphidromous species flounder were caught. The results emphasize the importance of the headwater area of the IJzer River (upstream of Fintele), but also indicate the potential of the reaches further downstream.

Adjusted, integrated water management should conserve and even improve the natural headwater habitats, while the fish populations in the downstream areas could be supported by construction of natural banks and spawning grounds. Such river bank types also require less management than the foreshores since the latter are only efficient if they show a high habitat heterogeneity (based on both depth and cover). Such heterogeneity could only be obtained by (relatively intensive and expensive) active management.

Inhoud

Dankwoord	3
Samenvatting.....	4
Aanbevelingen voor beheer en /of beleid	5
English abstract	7
1 Inleiding en doelstelling.....	10
1.1 Situering	10
1.2 Oeverzones binnen het rivierecosysteem	10
1.3 Impact van oevertypes op de visgemeenschap	11
1.4 Doelstelling.....	13
2 Materiaal en Methoden	14
2.1 Studiegebied: de IJzer.....	14
2.2 Beschrijving van de oevertypes (mesohabitats) langs de IJzer	16
2.2.1 Inleiding.....	16
2.2.2 Verticale, verstevigde oevers (VVO's) zonder overhangende vegetatie	17
2.2.3 Palenrijen, vooroeververdedigingen of plasbermen	18
2.2.4 Paaiplaatsen	19
2.2.5 Natuurlijke oevers	20
2.3 Beschrijving van de verschillende microhabitats per oevertype	21
2.4 Andere habitatvariabelen	26
2.5 Bemonstering van de visgemeenschap	29
2.5.1 Elektrisch vissen.....	29
2.5.2 Sleepnetbevissingen.....	30
2.5.3 Fuikbevissingen (Buysse et al., 2003)	31
2.5.4 Voor- en nadelen van de verschillende staalnametechnieken	32
2.6 Juveniele zoetwatervissen	34
2.7 De historische en huidige visstand in de IJzer	34
2.8 Evaluatie van de visgemeenschappen in de IJzer	38
2.8.1 Soortenrijkdom en abundantie.....	38
2.8.2 Dynamiek.....	38
2.8.3 Functionele organisatie.....	39
2.8.4 Lengteverdeling.....	40
2.8.5 Rol van de verschillende habitattypes als paaihabitat	41
2.9 Statistische verwerking van de gegevens	42
3 Resultaten en bespreking	43
3.1 Wegwijs in de resultaten.....	43
3.2 Impact van het mesohabitatype op de vispopulaties in de IJzer	44
3.2.1 Soortenrijkdom per mesohabitatype	44
3.2.2 Abundantie per mesohabitatype	48
3.2.3 Dynamiek per mesohabitatype	50
3.2.4 Functionele organisatie per mesohabitatype	51
3.2.5 Lengteverdeling per mesohabitat	54
3.2.6 Rol van het mesohabitatype als paai- en opgroeihabitat	56
3.2.7 Algemene conclusie over de impact van het mesohabitatype.....	59
3.3 Impact van het microhabitat op de vispopulaties in de IJzer	60
3.3.1 Soortenrijkdom	60

3.3.2	Abundantie	62
3.3.3	Dynamiek	63
3.3.4	Functionele organisatie	64
3.3.5	Lengteverdeling	65
3.3.6	Rol van het microhabitatype als paai- en opgroeihabitat	66
3.3.7	Algemene conclusie over de impact van het microhabitatype	69
3.4	Impact van begroeiingspercentage en diepte op de effectiviteit van palenrijen	69
3.5	Analyse van de waargenomen vispopulaties	73
4	Besluit	74
5	Bijlagen	78
5.1	Ligging van de bemonsterde mesohabitats	78
5.2	Modelvoorspellingen van soortenrijkdom van gevoelige soorten	83
5.3	Modelvoorspellingen van soortenrijkdom van elektrisch gevangen soorten	84
5.4	Modelvoorspellingen van de abundantie van de waargenomen soorten	85
5.5	Modelvoorspellingen van de dynamiek voor de waargenomen soorten	87
5.6	Modelvoorspellingen van de functionele organisatie van de waargenomen vissoorten	88
5.7	Modelvoorspellingen van de lengteverdeling van de waargenomen soorten	90
5.8	Modelvoorspellingen van de soortenrijkdom voor de waargenomen vissoorten	92
5.9	Modelvoorspellingen van de abundantie van de waargenomen vissoorten	93
5.10	Modelvoorspellingen van de dynamiek van de waargenomen vispopulaties	94
5.11	Modelvoorspellingen van de functionele organisatie van de waargenomen vispopulaties	95
5.12	Algemene analyse van de vispopulaties in de IJzer	96
5.12.1	Voorkomen van de verschillende soorten langs de IJzer	96
5.12.2	Huet zonering en ecologische gildes	99
5.12.3	Evolutie van de abundantie per soort	101
5.12.4	Populatiesamenstelling per soort	101
5.12.5	Paaiperiode van de vispopulaties in de IJzer	104
	Literatuurlijst	107
	Lijst van figuren	112
	Lijst van tabellen	116

1 Inleiding en doelstelling

1.1 Situering

De **Europese Kaderrichtlijn Water** (KRW; 2000/60/EG) vormt een mijlpaal voor het Europese waterbeleid, dat zich jarenlang heeft gericht op de verbetering van de chemische oppervlaktewaterkwaliteit. De richtlijn stelt dat uiterlijk tegen 2015 niet enkel een goede chemische, maar ook een aanvaardbare ecologische oppervlaktewaterkwaliteit moet worden bereikt in alle Europese waterlopen. In Vlaanderen werden de krachtlijnen van de KRW vertaald in het Decreet Integraal Waterbeleid.

Ondanks een jarenlange verbetering van de chemische waterkwaliteit, worden vele **waterlopen in Vlaanderen** nog steeds gekenmerkt door een **ontoereikende ecologische toestand** (www.vmm.be). Aangezien **habitatverlies en -fragmentatie** algemeen gekend zijn als oorzaak voor de achteruitgang van de ecologische toestand (Nilsson et al., 2005), zijn **kleinschalige ingrepen nodig** om de doelstellingen van de KRW te bereiken. Voorbeelden van dergelijke ingrepen zijn de aanleg van paaiplassen, herstel van de natuurlijke oevers, hermeandering en de opheffing van migratieknelpunten. In Vlaanderen heerst er een duidelijk onevenwicht van de huidige investeringen voor ecologisch herstel. Bij de verdeling van de budgetten gaat bijna het gehele budget naar waterzuivering, en wordt slechts 0,3% aan echte herstelprojecten besteed. Naast de grotere inrichtingswerken kan nochtans een ecologisch beheer met beperkte inzet van middelen vaak ook positieve resultaten opleveren (Van Looy et al., 2006). Een efficiënte toepassing van inspanningen en middelen vereist dus een **goede evaluatie** van de verschillende herstelprojecten. Bovendien kan een voorspelling van de impact van deze herstelmaatregelen op de rivierecologie een leidraad vormen voor de uitvoering van toekomstige projecten, en zo het Vlaamse waterbeheer ondersteunen.

Gedurende de laatste 10 jaar is door de Administratie Waterwegen en Zeewezen (AWZ), Afdeling Waterwegen Kust (WWK), nu Waterwegen en Zeekanaal NV (W&Z), Afdeling Bovenschelde, geïnvesteerd in verscheidene **herstelprojecten van de oeverzones langs de IJzer**, meer bepaald in de aanleg van natuurvriendelijke oeververdedigingen en paaiplassen. Deze projecten werden uitgevoerd conform de regels van de **Natuurtechnische Milieubouw (NTMB)**. Het was de wens van de vorige Vlaamse minister voor Mobiliteit, Openbare Werken en Energie en W&Z om een monitoring uit te voeren teneinde de uitgevoerde projecten en technieken te kunnen evalueren. In 2004 werd hiervoor een monitoringsplan opgemaakt (De Rycke, 2004), waarvan in 2005 en 2006 een eerste, respectievelijk tweede luik (waterkwaliteit, vegetatie en broedvogels) werd uitgevoerd (De Rycke et al., 2006; De Rycke et al., 2007). In 2008 werd het derde luik (**vissen**) uitgewerkt, waarvan dit document de resultaten weergeeft.

1.2 Oeverzones binnen het rivierecosysteem

De **oeverzone** omvat de riviergeul tussen de lage en hoge waterpeilen. Volgens het decreet integraal waterbeleid (18 juli 2003; B.S. 14 november 2003) is dit "de strook land vanaf de bodem van de bedding van het oppervlaktewaterlichaam die een functie vervult inzake de natuurlijke werking van het watersysteem of de bescherming tegen erosie of inspoeling van sedimenten, bestrijdingsmiddelen of meststoffen". In natuurlijke of halfnatuurlijke systemen omvat dit ook het terrestrische gedeelte tot en met het winterbed, waar aanwezige vegetaties beïnvloed worden door hoge watertafels of overstromingen en door de capaciteit van de bodems om water te weerhouden (Aanen et al., 1990; Naiman et al., 1993). Oeverzones bezitten diverse mozaïeken van landvormen, levensgemeenschappen en milieus binnen een breder landschap (Gregory et al., 1991; Naiman et al., 1993).

Om de natuurlijke functies van de oeverzone te behouden of herstellen, wordt in het kader van het integraal waterbeleid steeds meer aandacht besteed aan **natuurvriendelijke oevers**. Een natuurvriendelijke oever is een oever waarbij naast de waterkerende functie expliciet rekening gehouden wordt met natuur en landschap en mogelijke andere functies in ontwerp, aanleg, inrichting en beheer (Duijn, 1994). Of een oever meer of minder natuurvriendelijk is, hangt af van de omstandigheden ter plaatse. Men zou een oever natuurvriendelijker kunnen noemen, naarmate meer groepen planten en dieren en processen uit de ter plaatse thuis horende oeverlevensgemeenschap er voordeel van ondervinden (CUR, 1999).

In een **natuurlijk rivierecosysteem** zijn **diverse oevertypes** aanwezig waaronder slikplaten en zandbanken, steile oevers, zachthellende begroeide oevers, en alle mogelijke stadia ertussenin. Deze worden in stand gehouden door een waaier aan natuurlijke dynamische processen (waaronder erosie/sedimentatie, overstromingen, ...), die resulteert in een gradiënt aan ruimtelijke en tijdsgebonden natuur- en landschapskenmerken. In een natuurlijk rivierecosysteem zijn deze dynamische processen grotendeels in evenwicht. De variatie aan oevertypes die hierdoor ontstaat, beïnvloedt oa. de habitatbeschikbaarheid, de debietafvoer en de migratiemogelijkheden van een riviersysteem. Bijgevolg vervullen oeverzones in een natuurlijk rivierecosysteem naast natuurfuncties ook belangrijke maatschappelijke en economische functies (CUR, 1999).

1.3 Impact van oevertypes op de visgemeenschap

Elk aquatisch organisme is aangepast aan een bepaald habitat of aan een beperkt aantal verschillende habitats, wat tot uiting komt in de specifieke **habitatpreferenties** van een soort (Gorman & Karr, 1978; Statzner et al., 1988; Poff & Allan, 1995). In natuurlijke rivieren zorgt deze habitatdiversiteit voor de verdeling van de beschikbare voedsel- en andere bronnen (Schoener, 1974), waardoor verschillende soorten en levensstadia van dezelfde soort kunnen samenleven (Heggenes & Saltveit, 2002). De meeste natuurlijke rivieren bestaan uit verschillende zones, waarbij fysische habitatvariabelen zoals diepte, stroomsnelheid, beddingssubstraat en vegetatiebedekking gelijkaardig zijn binnen eenzelfde zone, maar significant verschillend tussen twee verschillende zones (Heggenes & Saltveit, 1990; Parasiewicz & Dunbar, 2001). De relatie tussen de aanwezigheid van vis en deze fysische habitatvariabelen is reeds uitgebreid onderzocht en aangetoond (Armstrong et al., 2003). Bijgevolg is niet enkel een goede chemische waterkwaliteit, maar ook voldoende **heterogeniteit van het aanwezige habitat** een kernvereiste voor een diverse visfauna in rivieren (Bovee, 1986; Schiemer & Zalewski, 1992).

Oeverzones beïnvloeden het vishabitat direct en indirect door hun impact op de watertemperatuur, de voedselvoorzieningen, de beddingstructuur en de sedimentbalans van de waterloop (Wilzbach, 1985; Budd et al., 1987; Gillilan and Brown, 1997). Temperatuursverschillen veroorzaakt door de aanwezigheid van oevervegetatie kunnen bijvoorbeeld leiden tot variabiliteit in forelpopulaties (Barton et al., 1985; Wesche et al., 1987), terwijl voor sommige vissoorten kritische koudwaterhabitats kunnen ontstaan door ondergrondse uitwisseling tussen de grondwatertafel en de waterloop (Stanford & Ward, 1993). De rol van oeverzones in de nutriëntencyclus van een rivierecosysteem werd reeds uitgebreid onderzocht en aangetoond. In beboste gebieden is meer dan 99 % van de energie en organische koolstof in de voedselketens van bronlopen afkomstig uit de omringende bosccosystemen (Fisher & Likens, 1973). Deze terrestrische voedselbronnen kunnen de groei en abundantie van visgemeenschappen significant beïnvloeden (Chapman, 1965; Chapman, 1966). Door haar impact op beschaduwning van een rivier kan oevervegetatie de efficiëntie van predatie bij vissen wijzigen (Wilzbach & Hall, 1985), terwijl beschaduwning ook de aanwezigheid van aquatische macrofyten en dus schuilhabitat kan beïnvloeden (Gowns et al., 2003).

Volgens het River Continuüm Concept (Vannote et al., 1980) neemt de procentuele bijdrage van oeverzones tot de primaire productie van rivieren stroomafwaarts af, maar toch blijven deze oeverzones een substantiële rol spelen in de energiebalans van laaglandrivieren (Minshall, 1988). Bovendien heeft de **oeverzone een substantiële**, volgens sommige auteurs zelfs dominante, **invloed op de habitatkwaliteit binnen een rivier** (Opperman & Merenlender, 2004). Als grenszone tussen land en water omvat de **oeverzone** immers **vaak de meest diverse habitats** die dienst doen als schuilplaats voor tal van organismen en zo fungeren als *hotspots* voor de aquatische biodiversiteit. Meer diverse oevervegetatiegemeenschappen leiden hierbij tot diversere aquatische gemeenschappen zoals macroinvertebraten, een primaire voedselbron voor vissen (Newbold et al., 1980). Rhoads et al. (2003) toonden verder aan dat de diepte- en stroomsnelheidsverdeling binnen een riviersysteem significant worden beïnvloed door de aanwezige oevervegetatie, wat ook werd bevestigd in eerdere studies (Gorman & Karr, 1978). Bovendien bieden oeverzones belangrijke mogelijkheden voor de mobiliteit en de migratie van talrijke vissoorten (Gillilan & Brown, 1997). Deze resultaten benadrukken het belang van oeverzones voor het integraal waterbeheer en dus voor het behalen van de doelstellingen van de Kaderrichtlijn Water.

Talrijke auteurs bevestigen dat een **goede toestand van de rivieroever de aanwezige visgemeenschap positief beïnvloedt** (Murphy et al., 1981; Copp & Bennetts, 1996; Wichert & Rapport, 1998; Naiman et al., 2000; Meador & Goldstein, 2003; Pinto et al., 2006; Roy et al., 2006). Een 'goede toestand' wordt hier meestal gedefinieerd in termen van heterogeniteit, structuur en schuilmogelijkheden van het habitat. Meador en Goldstein (2003) toonden aan dat een dalende toestand van de visgemeenschap gerelateerd was met verminderde heterogeniteit van het oeverhabitat, terwijl Pinto et al. (2006) een positieve correlatie vonden tussen de index van biologische integriteit (IBI; ook wel de visindex genoemd) en de toestand van de rivieroever. In Noordwest Amerika bleken habitatdegradatie van de oeverzone verantwoordelijk voor 90 % van de waargenomen afname en verdwijning van anadrome salmoniden (Nehlsen et al., 1991). Wichert en Rapport (1998) suggereerden bovendien dat het verhogen van de habitatdiversiteit door herstel van oevers en oevervegetatie leidt tot een verhoogde integriteit van de visgemeenschap. Omgekeerd kan de verwijdering van oevervegetatie leiden tot dalende visabundanties en tot een visgemeenschap met kleinere, lichtere individuen (Copp & Bennetts, 1996). Het **behoud en herstel van goed functionerende oeverzones** is bijgevolg een kerntaak voor het geïntegreerd beheer van rivierecosystemen (Schiemer & Zalewski, 1992).

Desondanks bestaat nog **geen eenduidigheid over welk oevertype nu precies de meest positieve invloed heeft op de aanwezige visgemeenschap**. Een studie van 3 Nieuw-Zeelandse rivieren toonde aan dat in twee rivieren de abundantie en biomassa van beekforel (*Salmo trutta* L.) significant hoger waren ter hoogte van oevers die met wilgen (*Salix* spp.) waren begroeid. De resultaten van de derde rivier toonden een vergelijkbare trend maar er konden geen significante verschillen worden aangetoond. Bovendien bleek de distributie van andere vissoorten in de 3 bestudeerde rivieren niet gerelateerd aan de aanwezigheid van wilgen (Glova & Sagar, 1994). Andere auteurs bevestigen het positieve effect van houtige oevervegetatie op de visgemeenschap (Jones et al., 1999; Stauffer et al., 2000; Lee et al., 2001b). (Jones et al., 1999) observeerden een algemene daling van de visabundantie met een stijgende lengte van de onbegroeide oevers. In 20 waterlopen van het Minnesota rivierbekken bleek de samenstelling van de visgemeenschap significant verschillend tussen de onbegroeide oevers en de oevers die met houtige vegetatie waren begroeid. Bijgevolg beïnvloeden lokale factoren de aanwezige visgemeenschap mogelijk sterker dan factoren op bekkenniveau (Stauffer et al., 2000; Lee et al., 2001a). Voorgaande studies toonden dan wel het positief effect van houtige oevervegetatie aan, maar vergeleken enkel houtige met onbegroeide oevers. Gowns et al. (2003) vergeleken de visgemeenschappen ter hoogte van oevers begroeid met houtige en grazige vegetatie. Habitats ter hoogte van grazige oevers bleken meer individuen en vissoorten te bevatten dan houtige oevers. Deze verschillen bleken gerelateerd aan de grotere abundantie van aquatische macrofyten ter hoogte van

grazige oevers, wat waarschijnlijk een gevolg was van de hogere beschaduwing van de houtige oevers.

Mogelijks zijn de resultaten uit voorgaande studies te verklaren door de aanwezigheid van **schuilhabitat** waar vissen en andere aquatische organismen zich kunnen verschuilen voor predatoren. Collarespereira et al. (1995) toonden aan dat kleinere vissen meestal ondiepe habitats met submerse macrofytenbegroeiing prefereren, terwijl grotere vissen dominant waren in diepere habitats langs intensief begroeide oevers. De submerse macrofytenbegroeiing vormt hierbij een geschikt schuilhabitat dat kleinere individuen bescherming biedt tegen predatie. Bijgevolg verandert met de afstand tot de bron mogelijks de impact van verschillende oeverzonehabitats op de visgemeenschappen. In smalle, kleine bronbeken zal de oevervegetatie vaak gedomineerd worden door houtige gewassen, die zorgen voor beschaduwing en schuilhabitat onder de vorm van holle oevers en submerse wortelstructuren. Door het relatief lage debiet en de hoge breedte/diepteverhouding heeft de beschaduwing vaak een substantiële invloed op de watertemperatuur van deze bronbeken. Hierdoor bieden deze waterlopen een geschikt habitat voor soorten die lagere temperaturen prefereren en zijn ze mogelijks minder kwetsbaar voor toekomstige klimaatwijzigingen. Verder stroomafwaarts verhoogt het debiet en verkleint de breedte/diepteverhouding, vooral op locaties waar de rivier rechtgetrokken is of binnen een kunstmatige bedijking wordt geleid. Hierdoor vermindert het areaal aan “*in-stream*” habitat zoals pools en riffles met specifieke beddingssubstraten die bescherming bieden aan talrijke vissoorten. In dergelijke systemen kunnen we verwachten dat de submerse oevervegetatie, onder de vorm van waterplanten, rietstengels etc., belangrijker wordt als schuilhabitat voor de visgemeenschap (Opperman & Merenlender, 2004).

1.4 Doelstelling

Deze studie evalueert de impact van verschillende oevertypes (natuurlijke oevers, verstevigde oevers, paaiplaatsen en plasbermen of palenrijen) op de visgemeenschap in de IJzer. Hiervoor zullen verschillende onderzoekshypotheses getest worden:

- het oevertype heeft een significante invloed op het voorkomen van adulte (1+ en ouder) vissen;
- het oevertype heeft een significante invloed op de recrutering van juveniele (0+) vissen;
- het microhabitattype (onbegroeid, riet, houtige of grazige begroeiing) binnen elk oevertype heeft een significante invloed op het voorkomen van adulte (1+ en ouder) vissen;
- het microhabitattype binnen elk oevertype heeft een significante invloed op de recrutering van juveniele (0+) vissen;

Op basis van de bekomen resultaten zullen bovendien suggesties geformuleerd worden voor de aanleg van efficiënte natuurherstelmaatregelen.

2 Materiaal en Methoden

2.1 Studiegebied: de IJzer

De totale oppervlakte van het **stroomgebied** van de IJzer bedraagt 1.101 km², waarvan 1/3 in Frankrijk is gelegen (Heylen, 1997). Ten westen vormt een heuvelrug de scheiding met het stroomgebied van de Aa. Ten noorden wordt het bekken begrensd door de strand- en duinstrook van de Noordzeekust en ten zuiden vormt een keten van heuvels de scheiding met het Leiebekken. De totale lengte van de stroom zelf is 76 km waarvan 44 km op Belgisch grondgebied ligt (De Roo and Hindryckx, 1995). Het brongebied van de IJzer bevindt zich een tiental kilometer ten noorden van Saint-Omer in Frankrijk. Tot Lo-Fintele stroomt de IJzer in noordoostelijke richting. Net voor Diksmuide buigt de gekanaliseerde IJzer af in noordelijke en noordwestelijke richting en komt geen enkele waterloop nog uit in de IJzer. Ter hoogte van de Franse grens is de IJzer eerder smal met een breedte van 8 tot 10 m. De stroom verbreedt zeer langzaam om in Nieuwpoort een breedte van 20-25 m. te bereiken (De Roo & Hindryckx, 1995). Het rivierbekken is zeer asymmetrisch ontwikkeld: stroomopwaarts van Elzendamme strekt de relatief smalle vallei (± 500 m) zich uit op beide oevers en stroomafwaarts, tussen Elzendamme en Diksmuide, is er enkel een valleigebied (Westbroek, broeken van Reninge-Noordschote, Merkembroek, Rillebroek, broeken van Woumen) op de rechteroever. Het deel van de IJzer stroomopwaarts Elzendamme volgt nog zijn relatief natuurlijk verloop. Tussen Lo-Fintele en Diksmuide is de linkeroever bedijkt en vanaf Diksmuide zijn beide oevers bedijkt (Nagels et al., 1992).

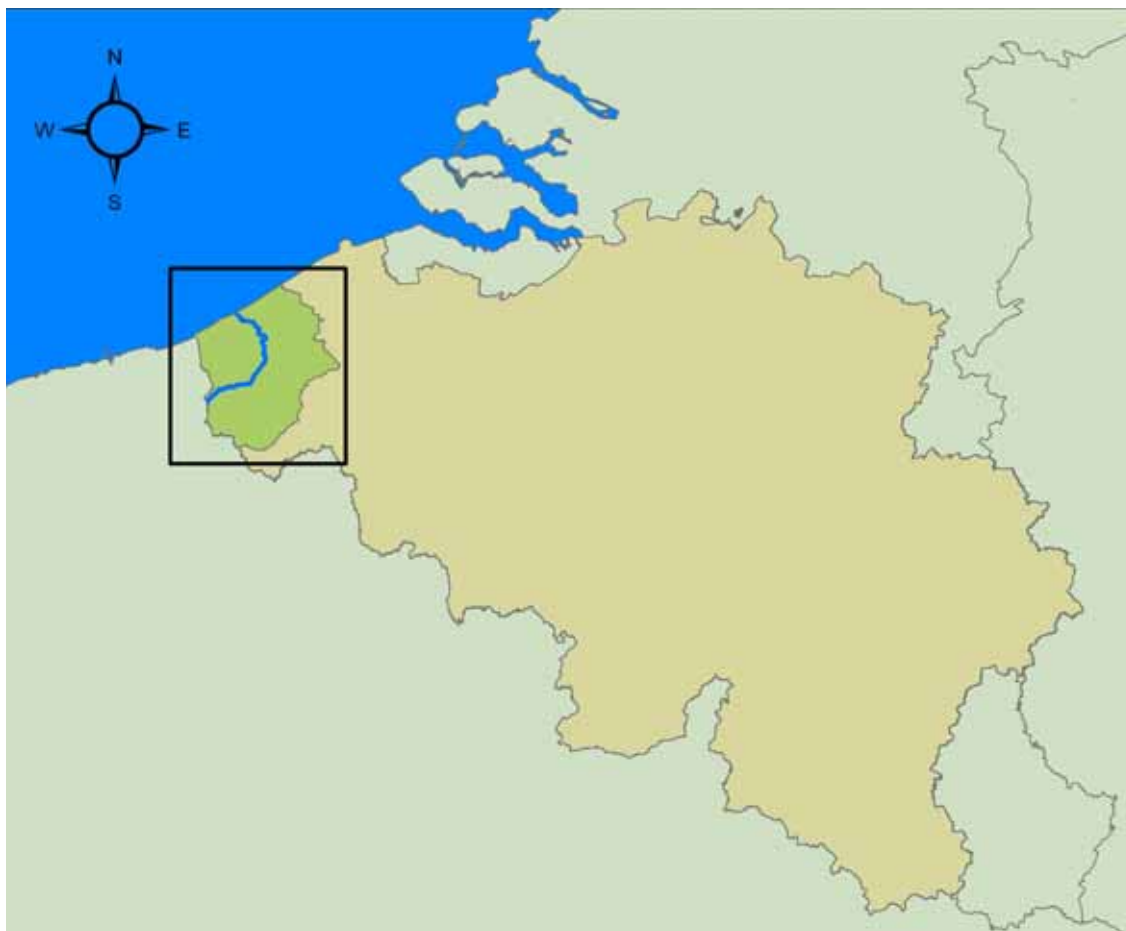


Fig. 1. Situering van het IJzerbekken in België

Het **waterpeil** wordt geregeld via de Iepersluis van het stuw-sluizencomplex 'de Ganzenpoot' te Nieuwpoort, waar de IJzer uitmondt via de IJzermonding in de Noordzee. De afwatering wordt bepaald door de getijdenwerking op zee. Het gehanteerde streefpeil is 3,14 m TAW in Lo-Fintele, hoofdzakelijk in functie van de scheepvaart. De IJzer is een typische regenrivier, waarbij in perioden van grote neerslag het waterpeil snel kan stijgen en waarbij het valleigebied stroomopwaarts Diksmuide (de IJzerbroeken) kan overstromen. Zo is bv. het gemiddelde winterdebiet (december t.e.m. februari) in Roesbrugge-Haringe 5,7 m³/s, terwijl in de zomer (juni t.e.m. augustus) dit daalt tot gemiddeld 0,8 m³/s (Heylen, 1997). Het gemiddelde debiet op jaarbasis bedraagt circa 1,44 m³ (AWZ Afdeling Waterwegen Kust, 1999).

De lengte van de bedijkte **oevers** (inclusief talud tussen Fintele en Roesbrugge) bedraagt circa 66 km of 76% van de totale lengte van de IJzer. Enkel het deel stroomopwaarts Roesbrugge bezit een volledig natuurlijke structuur. Aan de linkeroever tussen Roesbrugge en Fintele, bevindt zich een grotendeels onverdedigd talud met daarop een jaagpad van ongeveer 1 m breed in asfalt. Plaatselijk werden hier in de loop der tijd wel verdedigingen aangebracht door bv. metselwerk of schanskorven (mond. med. J. Vuylsteke, VLM) ter bescherming van het jaagpad. Recent (2005) werden hier vooroevers geconstrueerd en het jaagpad gedeeltelijk vernieuwd. Het achtergelegen valleigebied staat echter wel in verbinding met de IJzer via beken en grachten. De rechteroever tussen Roesbrugge en Diksmuide is grotendeels onbedijkt en onverstevigd (behalve ter hoogte van de dorpskommen). De overige oevers (de linkeroever stroomafwaarts Fintele en beide oevers stroomafwaarts Diksmuide) werden bedijkt en over grote afstanden werden oeververdedigingen geplaatst. Voor een verdere beschrijving van de IJzer wordt verwezen naar De Rycke et al. (2006).



Fig. 2. De belangrijkste waterlopen in het IJzerbekken.

2.2 Beschrijving van de oevertypes (mesohabitats) langs de IJzer

2.2.1 Inleiding

Langs de IJzer zijn **verschillende oevertypes** aanwezig: 11 types harde oeververdedigingen, 7 types NTMB-oevertypes en onverdedigde, natuurlijke oevers. Deze onverdedigde oevers maken nog steeds 41,7% uit van de totale lengte van de IJzeroevers, wat leidt tot een hoge natuurwaarde van de IJzer. NTMB-toepassingen maken reeds 15,3% uit van de totale oeverlengte, terwijl harde oeververdedigingen beslaan 43% beslaan en hoofdzakelijk (19,3%) bestaan uit betonkoppbalken. Voor een uitgebreid overzicht van de verschillende oevertypes langs de IJzer verwijzen we naar De Rycke et al. (2006).

In het kader van dit onderzoeksproject werden **4 verschillende oevertypes (mesohabitats) geselecteerd**: natuurlijke oevers, paaiplaatsen, palenrijen (zowel enkel als dubbel) en harde oeververdedigingen bestaande uit betonkoppbalken of betonpalen. Deze selectie is gebaseerd op het habitat dat de verschillende oevertypes mogelijks bieden aan de aanwezige visgemeenschap. Hierbij wordt verondersteld dat een oever bestaande uit betonkoppbalken een vergelijkbaar habitat vormt als een oever uit stalen damplanken, betonpalen of metselwerk, aangezien het hier telkens om een verticale, verstevigde oever zonder overhangende begroeiing gaat. In totaal werden 27 verschillende oevers bemonsterd: 5 paaiplaatsen, 5 natuurlijke oevers, 5 verticale, verstevigde oevers (VVO's) en 12 palenrijen. De ligging van de bemonsterde oevers is weergegeven in Bijlage 5.1.

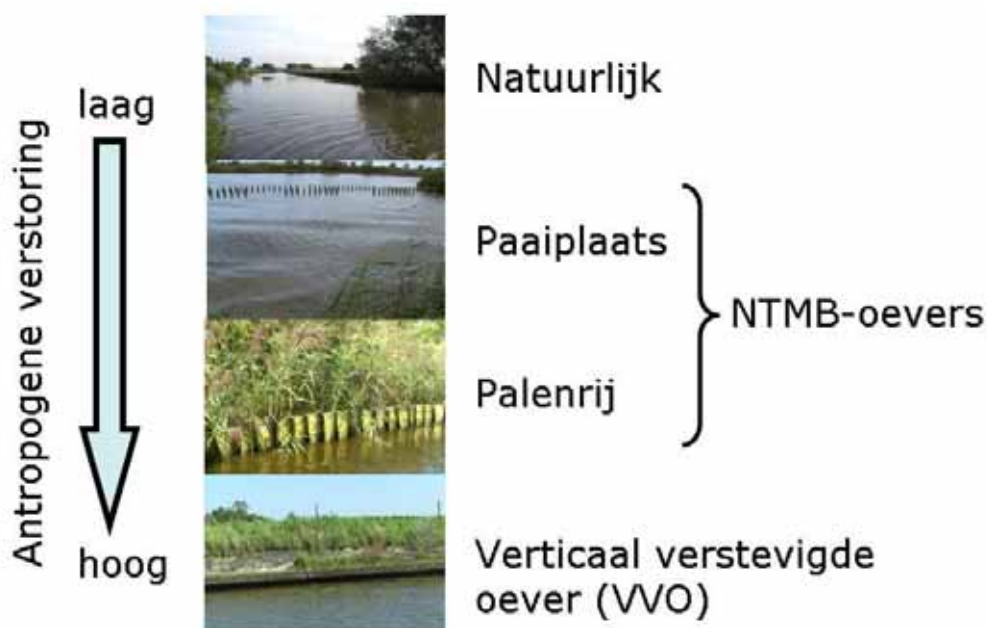


Fig. 3. De verschillende oevertypes volgens een gradiënt van antropogene verstoring.

2.2.2 Verticale, verstevigde oevers (VVO's) zonder overhangende vegetatie

Dit oevertype omvat verschillende oeeververdedigingstechnieken die leiden tot een verticale, verstevigde oever zonder overhangende oeervervegetatie (Fig. 4). Specifiek werden in het kader van dit onderzoeksproject betonkopbalken en verticale betonpalen bemonsterd. Betonkopbalken bestaan uit lange betonpalen die voor de oeverten in de grond worden geheid. Bovenop deze palen komen horizontale kopbalken waarbij ook circa 1/3 van het talud ingenomen wordt door een schuine betonnen wand. Verticale betonpalen zijn zeer analoog aan betonkopbalken, maar hier werd de kopbalk achterwege gelaten uit landschappelijk-ecologische en financiële overwegingen (mond. med. M. Vanhoucke, W&Z). Bijgevolg zijn enkel de verticale betonpalen zichtbaar die circa 0,5 m boven gemiddeld waterpeil uitsteken.



Fig. 4. Verticaal verstevigde oever zonder overhangende vegetatie langs de IJzer.

2.2.3 Palenrijen, vooroeververdedigingen of plasbermen

Dit oevertype bestaat uit een enkele of dubbele palenrij van dennenhout met diameter 20 cm die op een afstand van 0,8 en 3 meter van de oever wordt geplaatst (Fig. 5). De afstand tussen de palen varieert tussen 0 en 0,2 m, terwijl achter de palen een plasberm wordt gevormd die met riet kan begroeid zijn. De bedekkingsgraad van submerse vegetatie in de plasberm kan dus variëren tussen 0 en 100 %. De palenrij moet de golfslag veroorzaakt door scheepvaart breken en kan mogelijk beschutting bieden aan diverse vogels, vegetatie en aquatische organismen. In dit werk worden de termen palenrij, vooroeververdediging en plasberm als synoniemen gebruikt.



Fig. 5. Palenrij, vooroever of plasberm langs de IJzer. De afstand tussen de palen en de densiteit van de rietbegroeiing kan variëren.

2.2.4 Paaiplaatsen

Een paaiplaats is eigenlijk een brede oeverzone met verlegging van de dijk landinwaarts en probeert een natuurlijk overstromingsgebied van een rivier te benaderen (Fig. 6). Hierbij wordt tussen de aanwezige oever en de nieuwe dijk een ondiepe, natte zone gecreëerd waarin zich water- en moerasvegetaties kunnen ontwikkelen. Deze plasberm, al dan niet in open verbinding met de IJzer, wordt ervan gescheiden door een vooroever. Deze vooroever is noodzakelijk voor het opvangen van de erosiekracht van het water en kan worden aangelegd door het afgraven van de huidige oude dijk tot op een niveau dat het gemiddelde waterpeil benadert. In tegenstelling tot natuurlijke overstromingsgebieden van een rivier, ontbreekt bij aangelegde paaiplaatsen vaak de dynamiek van uitspoeling en sedimentatie, waardoor deze paaiplaatsen na verloop van tijd dreigen te verlanden.



Fig. 6. Paaiplaats langs de IJzer. De bemonsterde paaiplaatsen verschillen onderling in oevervegetatie, diepte en oorsprong.

2.2.5 Natuurlijke oevers

Dit oevertype omvat alle oevers waar nooit kunstmatige oeerverdediging of verharding is aangebracht (Fig. 7). Mogelijks gaat het hier wel om oevers die in de loop der tijden (her)aangelegd zijn om de loop van de rivier te beïnvloeden. Door hun natuurlijke structuur en hun hoge heterogeniteit bieden deze oevers echter uitgebreide habitatmogelijkheden aan de visgemeenschap. In dit onderzoek werden enkel trajecten geselecteerd waar de beide oevers natuurlijk waren. Deze trajecten bevinden zich allen stroomopwaarts van Diksmuide.



Fig. 7. Natuurlijke oevers langs de IJzer. Ter hoogte van dit mesohabitattype komt zowel houtige, grazige als rietbegroeiing voor.

2.3 Beschrijving van de verschillende microhabitats per oevertype

Voor dit onderzoek werden in elk oevertype (mesohabitat) uit één of meerdere microhabitats gedefinieerd op basis van de habitatmogelijkheden die deze microhabitats bieden aan de visgemeenschap. **Vijf verschillende microhabitattypes** werden onderscheiden: riet, houtige begroeiing, grazige begroeiing, kaleoever en afkalvende oevers.

Het microhabitattype '**riet**' omvat alle habitats gevormd door submerse, niet houtige macrofyten die in de rivierbodem geworteld zijn (Fig. 8). Concreet gaat het hier meestal om riet en sporadisch andere macrofyten die enkel met hun wortels en onderste stengeldeel onder water leven. Volledig aquatische macrofyten werden in de IJzer niet aangetroffen. De submerse plantendelen van de rietvegetatie biedt schuilhabitat voor vissen en andere aquatische organismen, en kan bijgevolg ook dienst doen als voedings- en paaihabitat. Wanneer de rietstengels echter te dicht op elkaar staan, daalt de oppervlakte van het beschikbare habitat voor de vissen. Mogelijks bestaat er dus een optimale rietdensiteit waarbij een evenwicht wordt gevonden tussen schuilmogelijkheden en de oppervlakte aan beschikbaar habitat. Dit is vooral van belang voor de rietvegetatie in de plasbermen van de palenrijen. Daarom werd bij de afvissingen van deze palenrijen telkens de procentuele bedekking van riet in 1 m² rond het bemonsteringspunt geschat aan de hand van 5 klassen: 0%, 25%, 50%, 75% en 100%. Langs de IJzer is dit het meest voorkomende microhabitattype; het werd bemonsterd in 80% van de paaiplaatsen, alle palenrijen en alle natuurlijke oevers.



Fig. 8. Het microhabitattype 'riet' langs de IJzer. Dit microhabitattype kan ook voorkomen in combinatie met een palenrij.



Fig. 9. Het microhabitattype 'houtige begroeiing' langs de IJzer.

Het microhabitattype '**houtige begroeiing**' omvat alle habitats waarbij overhangende houtige oevervegetatie aanwezig is (Fig. 9). Hierbij is het belangrijk dat een deel van deze overhangende vegetatie (wortels of takken) onder het wateroppervlak zit en zo mogelijks habitatmogelijkheden voor de visgemeenschap biedt. Dit microhabitattype werd bemonsterd in 60% van de natuurlijke oevers en in de 2 meest stroomopwaarts gelegen palenrijen (40%).

‘Grazige begroeiing’ omvat alle habitats waar overhangende grazige oevervegetatie aanwezig is die niet wortelt onder het wateroppervlak (Fig. 10). Hierbij is het belangrijk dat een deel van deze overhangende vegetatie (wortels, bladeren of stengels) onder het wateroppervlak zit en zo mogelijks habitatmogelijkheden voor de visgemeenschap biedt. Dit microhabitattype werd bemonsterd in alle paaiplaatsen en in 80% van de natuurlijke oevers.



Fig. 10. Het microhabitattype 'grazige begroeiing' langs de IJzer. Dergelijke begroeiing onderscheidt zich van rietbegroeiing door de afwezigheid van submers gewortelde vegetatie.

'Kale' oevers omvatten de habitats waar onder het wateroppervlak geen schuilmogelijkheden (plantendelen, stenen, kunstmatige structuren, zacht substraat...) voor aquatische organismen aanwezig zijn (Fig. 11). Dit microhabitattype komt enkel voor aan alle verticale, verstevigde oevers.



Fig. 11. Het microhabitattype 'kale oevers' langs de IJzer.

'Afkalvende' oevers bieden net als kale oevers weinig schuilmogelijkheden onder het wateroppervlak, maar worden gekenmerkt door een submerse 'zandbankstructuur' gevormd door het fijnkorrelig substraat van de afkalvende oevers. Mogelijks vormt dit fijne substraat een geschikt habitat voor enkele vissoorten. In het kader van dit onderzoek werd slechts 1 site met dit microhabitattype bemonsterd, aangezien dit microhabitattype slechts in beperkte mate voorkwam in de geselecteerde mesohabitats. Dit microhabitattype werd bijgevolg niet in de analyses opgenomen. Tabel 1 geeft de verschillende mesohabitats en de microhabitats die voorkomen in elk mesohabitat. De relatie tussen de verschillende micro- en mesohabitattypes wordt weergegeven in Fig. 12.

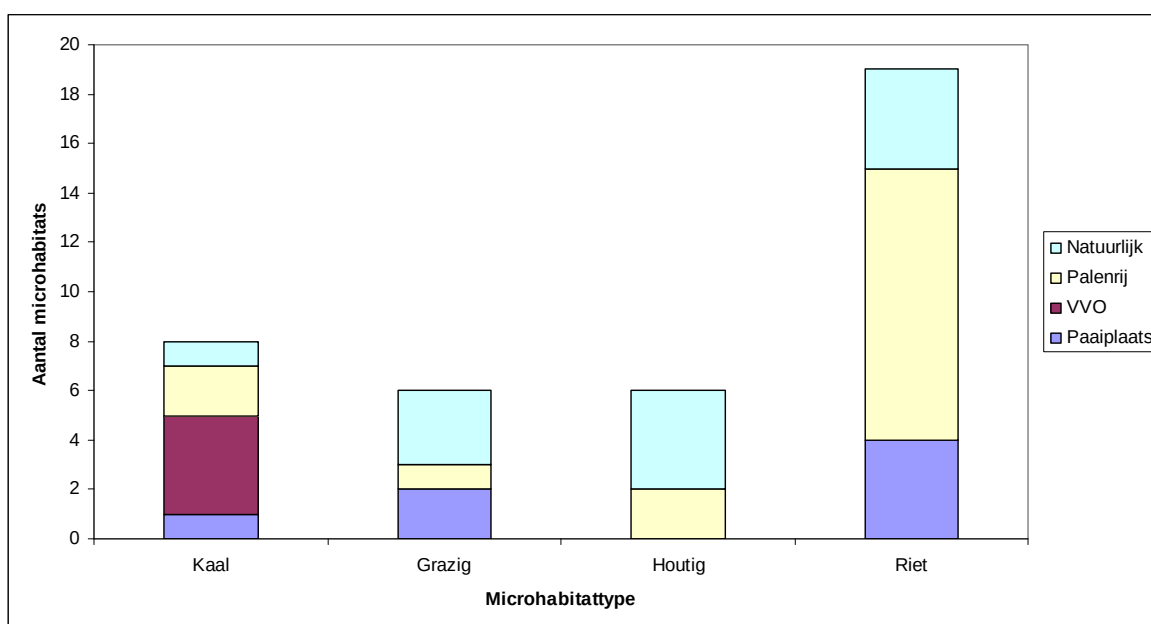


Fig. 12. De verdeling van de verschillende microhabitat types over de mesohabit types. Het afkalvende microhabitat werd niet in de analyses opgenomen aangezien dit microhabitat slechts in één mesohabitat aanwezig was.

Tabel 1. De geselecteerde mesohabitats en de bemonsterde microhabitats binnen elk mesohabitat. LO = linkeroever, RO = rechteroever, afkalv. = afkalvend. De monding is hier het spuicomplex thv. de Ganzepoot.

NAAM	OEVER	BEMONSTERDE MICROHABITATS					AFSTAND TOT MONDING (km)
		Riet	Grazig	Houtig	Kaal	Afkalv.	
Paaiplaats Sint Jorisputten	LO	x	X				0.6
Palenrij Uniebrug	LO	x					0.99
Paaiplaats Mannekensvere	RO	x	x				1.64
Palenrij Schoorbakke 1	RO	x					2.22
Palenrij Schoorbakke 2	RO	x					2.55
Paaiplaats Stuivekenskerke	LO	x	x				3.18
Palenrij Oud Haantje 1	RO	x					4.23
Paaiplaats Oud Haantje	RO		x				4.49
Palenrij Oud Haantje 2	RO	x					4.85
VVO Tervate	LORO				x		5.43
Palenrij Kleiputten	RO	x					6.29
VVO Kleiputten	LORO				x		7.4
VVO Bloothoek	LORO				x		9.02
Palenrij Beerstblote	RO	x					10.88
VVO Dodengang	LORO				x		12.96
Natuurlijk Diksmuide	LORO	x		x			13.97
Paaiplaats Oude IJzerarm	RO	x	x				15.09
VVO Blankaart	LORO				x		16.73
Palenrij Blankaart	RO	x					19.32
Natuurlijk Lo 1	LORO	x	x	x			22.93
Natuurlijk Lo 2	LORO	x	x			x	27.65
Natuurlijk Elzendamme 1	LORO	x	x	x			33.42
Natuurlijk Elzendamme 2	LORO	x	x	x			39.79
Palenrij Broekmolen	LO		x				40.43

Palenrij Gatebeek	LO	x		x			41.28
Palenrij Beveren	LO	x		x			42.42

2.4 Andere habitatvariabelen

Naast het oevertype en microhabitattype hebben andere variabelen mogelijks een invloed op de habitatgeschiktheid voor vissen in het IJzerbekken. Hieronder worden deze kort besproken en wordt gemotiveerd waarom deze al dan niet in het onderzoek werden opgenomen.

De **diepte** van de rivier kan de habitatgeschiktheid voor bepaalde vissoorten sterk beïnvloeden (Bovee et al., 1986). In natuurlijke rivieren zijn, zoals eerder vermeld, habitats aanwezig voor de verschillende aquatische organismen en levensstadia door de heterogene verdeling van dieptes en stroomsnelheden over de rivierbedding. In de IJzer is de natuurlijke rivierdynamiek grotendeels verdwenen door het effect van de stuw te Nieuwpoort. De IJzer is bijgevolg een sterk geregelde, traagstromende rivier die weinig invloed ondervindt van de getijdenwerking. Deze situatie heeft 3 belangrijke gevolgen voor de IJzer en de aquatische organismen die er in leven:

- stroomopwaarts de stuw in Nieuwpoort ontvangt de IJzer geen zout water (hooguit wat brak water in het meest stroomafwaartse gedeelte);
- de diepte- en stroomsnelheidsverdeling in de IJzer is relatief homogeen, waarbij de bedding een U-vorm benadert;
- het waterpeil van de IJzer fluctueert met de getijden: bij hoogtij wordt de stuw gesloten en stijgt het water, bij laagtij wordt deze opengezet en daalt het water. Deze spuicyclus wordt geregeld in functie van de verwachte debieten om overstroming te voorkomen, aangezien de IJzer een neerslagrivier is en de omliggende velden vaak lager liggen dan het waterpeil in de rivier. Wanneer dus in de bovenlopen zware neerslag werd waargenomen, wordt het waterpeil sterker verlaagd om het bufferend vermogen van de IJzer te verhogen. Hierdoor kan het waterpeil in de IJzer tot 1.5 m fluctueren in minder dan 12 u tijd (HIC, pers. med.).

Aangezien de diepte in de meeste mesohabitats vrij homogeen verdeeld was, werd deze niet opgenomen in de analyse. Bovendien werd meestal ter hoogte van de oevers bemonsterd, waardoor de diepte van de staalnamepunten in meer dan 90% van de punten vergelijkbaar was. Twee mesohabitattypes vormen hierop een uitzondering: paaiplaatsen en palenrijen. De diepteverdeling in de (aangelegde) paaiplaatsen was heterogener dan deze in de rivierbedding en werd daarom ook opgemeten. Deze opmeting gebeurde reeds in het kader van een vorig onderzoek (De Rycke et al., 2006). De diepteverdeling achter de palenrijen was voor meer dan 90 % van de palenrijen ook sterk heterogeen. Om deze diepteverdeling beter te karakteriseren werd de diepte telkens gemeten voor elk staalnamepunt in een palenrij. Tijdens de staalnames was er geen significant verschil in de diepte van de mesohabitats en in de stromingskarakteristieken van de IJzer.

Door de homogene verdeling van de **stroomsnelheid** binnen de rivierbedding werd deze ook niet gemeten per mesohabitat in het kader van dit onderzoek. De stroomsnelheid ter hoogte van de bemonsterde oevers bedroeg nagenoeg 0 m.s^{-1} , terwijl in het midden van de bedding stroomsnelheden tot 0.3 m.s^{-1} werden waargenomen (INBO, ongepubl. data). Algemeen kunnen we dus stellen dat het hier om een traagstromend tot stilstaand systeem gaat, waarbinnen stroomsnelheid slechts een beperkte invloed zal hebben op de aanwezige aquatische organismen.

De **beschadwing** oefent mogelijks ook een invloed uit op de geschiktheid van een vishabitat (Jorde et al., 2000). Deze variabele werd echter niet gemeten in het kader van dit

onderzoek omdat we veronderstellen dat deze sterk gecorreleerd is met de aanwezige microhabitatvegetatie. Meestal wordt de beschaduwing opgemeten aan de hand van verscheidene klassen die de oppervlakte en de tijdsduur van de beschaduwing uitdrukken (Jorde et al., 2000):

- geen beschaduwing (i.e. continu in de zon); dit komt overeen met kale oevers op voorwaarde dat de hellingsgraad van deze oevers klein genoeg is om te vermijden dat de oevers op zich beschaduwing bieden
- gedeeltelijke en veranderlijke beschaduwing (i.e. gedeeltelijk in de zon, maar variërend gedurende de dag); dit beschaduwingsstype wordt meestal teruggevonden bij oevers met grazige oevervegetatie
- gedeeltelijk en continue beschaduwing (i.e. gedeeltelijk in de zon en geeft quasi continu hetzelfde beeld); dit beschaduwingsstype vinden we vaak terug bij afkalvende, steile oevers, bij verticale, verstevigde oevers of bij rietvegetaties
- complete en continue beschaduwing (i.e. altijd en volledig in de schaduw): dit beschaduwingsstype vinden we vaak terug bij oevers met houtige vegetatie.

Een analoge redenering werd aangenomen voor de aanwezigheid van **holle oevers**, hoewel de correlatie tussen deze aanwezigheid en het microhabitattype mogelijks lager is. Bij verticale, verstevigde oevers ontbreken uiteraard alle holle oevers, terwijl afkalvende oevers en oevers begroeid met rietvegetatie meestal slechts flauw uitgeschuurd zijn. Goed ontwikkelde holle oevers kunnen voorkomen bij oevers begroeid met grazige of houtige vegetatie, maar dergelijke vegetatie impliceert niet noodzakelijk dat holle oevers ook aanwezig zijn.

In het bestudeerde traject werden geen **migratieknelpunten** sensu stricto (stuwen of andere fysische barrières voor vismigratie) waargenomen. Mogelijks kunnen trajecten met een zeer lage habitatgeschiktheid voor vissen een migratieknelpunt (sensu lato) vormen, maar dergelijke trajecten waren niet aanwezig in het studiegebied.

In dit rapport werd geen rekening gehouden met de **fysico-chemische waterkwaliteit**, aangezien analyse van de waterkwaliteitsgegevens binnen de IJzer (www.vmm.be) uitwees dat de kwaliteit niet significant verschilde binnen het studiegebied. Mogelijks is dit resultaat te verklaren door het beperkte aantal puntbronnen (overstorten, industriële lozingen) dat in de IJzer aanwezig is. De meeste vervuillingsbronnen in de IJzer hebben een diffuus karakter (landbouw, verspreide huishoudens). Een analoge redenering werd gevolgd voor de **biologische waterkwaliteit op basis van macro-invertebraten**. Specifiek werd geen significant verschil in de Belgische Biotische Index (BBI) waargenomen binnen het studiegebied (INBO, niet gepubliceerde data).

Tot slot werden ook het **debiet** en waterpeil niet in de analyse opgenomen aangezien het effect van deze factoren op de vispopulaties buiten het kader van deze studie viel. De invloed van het debiet is vermoedelijk beperkt aangezien de debietsverschillen tussen de meest stroomop- en stroomafwaarts gelegen punten relatief klein zijn. Bovendien hadden deze debietsverschillen weinig invloed op de stromingspatronen; de IJzer is in het volledige studiegebied een traagstromende rivier met vergelijkbaar substraat en beperkte dieptevariatie. Mogelijks is er een significant **waterpeileffect** op de vispopulaties in de meest stroomafwaarts gelegen locaties (tot ca. 7 km stroomopwaarts de IJzermonding). Specifiek werden tijdens de staalnameperiode waterpeilfluctuaties van > 1 m waargenomen ten gevolge van spuieregimes bij extreme neerslag. Hierdoor kwamen de oeverhabitats en een grote procentuele oppervlakte van de paaiplaatsen droog te liggen. Dit kan leiden tot verlies van juveniele vissen door predatie en uitspoeling, en tot verschuivingen in de visgemeenschapssamenstelling. Aangezien onderzoek van deze effecten buiten het kader

van deze studie vielen, konden hieromtrent geen conclusies getrokken worden op basis van de verzamelde gegevens.

2.5 Bemonstering van de visgemeenschap

2.5.1 Elektrisch vissen

De visgemeenschap ter hoogte van de verschillende micro- en mesohabitats werd bemonsterd aan de hand van elektrische afvissingen. Het basisprincipe van deze vistechiek is het opwekken van een elektrisch veld in het water tussen twee erin ondergedompelde elektroden, met de bedoeling een zwemreactie uit te lokken bij de vissen die zich in de buurt van de elektroden bevinden, of deze tenminste te verdoven om ze bij het bovendrijven met een net op te scheppen (Coeck, 1996). De elektrische stroom, opgewekt door een generator, wordt via geleiders (elektroden) in het water verspreid. Het water fungeert als weerstand en als geleider. Bij gebruik van gelijkstroom is sprake van één of meerdere positieve handelektroden (anode) en een negatieve elektrode (kathode). We maken gebruik van een 230 V wisselstroomgenerator, die via controlebox verbonden is met de elektroden. De controlebox, die wisselstroom omzet in een vlakke gelijkstroom, werd steeds ingesteld op 200 V. Afhankelijk van de geleidbaarheid van het water werd op deze manier een stroom van 2-9 A opgewekt tussen de elektroden. Er werd steeds in stroomopwaartse richting gewerkt, omdat de bedwelmde vissen dan met de stroming van het water meedrijven in de richting van de schepnetten en omdat de vertroebeling van het water zo achter de werkplek plaatsvindt, waardoor de verdoofde vissen zichtbaar blijven. Er werd gevisst vanuit een boot ter hoogte van 25 verschillende oevers. Enkel de paaipplaatsen Stuivekenskerke en Oud Haantje werden wadend bevisst aangezien deze ontoegankelijk waren voor de boot. In totaal werden 45 verschillende microhabitats bemonsterd binnen de 25 verschillende mesohabitats.

Elektrisch vissen is een vangstmethode met een vrij lage vangstefficiëntie (Coeck, 1996). Om dit probleem te compenseren, werden tien willekeurig gekozen puntend bemonsterd per microhabitat in elk mesohabitat. Bij standaard elektrische bevissingen wordt gebruik gemaakt van een cirkelvormige anode met een diameter van ca. 0.3 m. In dit onderzoek werd echter gefocust op juveniele (0+) vissen. Aangezien voor deze levensstadia is aangetoond dat anodes met een kleinere diameter (ca. 0.1 m) een veel hogere vangstefficiëntie vertonen (Copp, 1990; Copp et al., 1991; Copp, 1992; Copp, 1993; Baras & Nindaba, 1999) werd dit type anode gebruikt in dit onderzoek. De gevangen adulte vissen werden op het veld gedetermineerd en gemeten. De juveniele vissen en de individuen waarbij het onderscheid adult/juveniel niet duidelijk waarneembaar was, werden verzameld en in het labo gedetermineerd en gemeten aan de hand van een stereomicroscoop. Voor de determinatie van de juveniele individuen werd een determineersleutel voor juveniele vis gebruikt (Pinder, 2001). De elektrische afvissingen werden maandelijks uitgevoerd tussen juni en oktober 2008.

2.5.2 Sleepnetbevissingen

Om de vrij rondzwemmende juvenielen in de waterkolom ter hoogte van een mesohabitat te kwantificeren, werd gebruik gemaakt van twee konische sleepnetten. Deze netten werden net onder het wateroppervlak tegen de stroming in getrokken om de rondzwemmende juvenielen te vangen. De twee netten werden bevestigd aan een frame op de voorkant van een boot en worden langs beide zijden van de boot gesleept. De netten hangen op ongeveer 0.5 m diepte, zijn 2 m lang en hebben een opening van 0.5 m diameter. In een van de netten werd een stroomsnelheidsmeter bevestigd om het gefilterde volume te meten. De sleepnetbemonsteringen werden maandelijks herhaald ter hoogte van elk mesohabitat. Wegens technische problemen met de boot konden in juli echter geen sleepnetbemonsteringen worden uitgevoerd.



Fig. 13. Bemonstering m.b.v. de sleepnetten. De twee konische netten worden bevestigd aan het frame op de voorkant van de boot en worden langs beide zijden van de boot gesleept tegen de stroming in. De netten hangen op ongeveer 0.5 m diepte, zijn 2 m lang en hebben een opening van 0.5 m diameter.

2.5.3 Fuikbevissingen (Buysse et al., 2003)

Ter hoogte van de verschillende mesohabitats werd op het einde van de bemonsteringscampagne (oktober 2008) een eenmalige schietfuikbevissing uitgevoerd om een schatting te maken van de aanwezige visgemeenschap. Schietfuiken bestaan uit cilindrische of kegelvormige zakken (maaswijdte 9-13 mm) die op ringen of hoepels bevestigd zijn en die volledig omgeven zijn door een netstructuur. Ze worden op de bodem geplaatst en in ondiep water gebruikt (Nédélec and Prado, 1990).

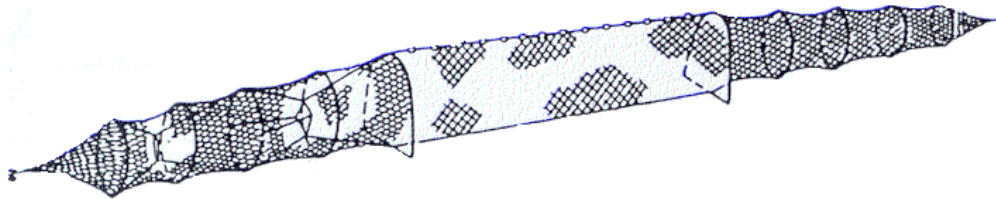


Fig. 14. Een dubbele schietfuik (van der Land, 1993)

Schietfuiken (Fig. 14) bevissen meestal slechts de onderste (halve) meter van de waterkolom terwijl bij gewone fuiken het schutnet meestal tot aan de oppervlakte reikt (van der Land, 1993). Gezien de grote variatie in fuiken zullen de efficiënties ook sterk verschillen. Van der Land (1993) beschrijft een aantal karakteristieken van fuiken die de vangst kunnen beïnvloeden:

- lengte van het schutnet: deze kan variëren van enkele meters tot negen meter of langer;
- maaswijdte: in Nederland wordt een maaswijdte van 18 mm gebruikt voor het vangen van maatse paling. Een belangrijke tekortkoming van populatiestudies met fuiken is dat kleinere lengteklassen minder of helemaal niet vertegenwoordigd zijn in de vangsten;
- afmetingen van onderdelen van het net: de exacte diameter van de fuikopening heeft waarschijnlijk weinig nut. Het is echter wel denkbaar dat grote vis minder snel een fuik met een kleine inzwemopening betreedt;
- plaatsing van de netten ten opzichte van de stroomrichting: gewone fuiken worden loodrecht op de oever geplaatst, terwijl schietfuiken parallel met de oever worden gezet;
- tijd tussen verschillende lichten: er wordt aangeraden de fuiken dagelijks te lichten. Dit niet alleen uit praktisch oogpunt, omdat er anders teveel vuil kan instromen, maar ook omdat vissen mogelijk afgeschrikt worden door reeds in het net aanwezige vis. Bij het vissen met fuiken werd immers verscheidene malen vastgesteld dat vangsten na de eerste dag dramatisch terugliepen.

2.5.4 Voor- en nadelen van de verschillende staalnametechnieken

De beschreven staalnametechnieken bemonsteren **verschillende habitats** binnen het rivierecosysteem. De sleepnetten bemonsteren hoofdzakelijk de vrije waterkolom en dus de pelagische vispopulaties, terwijl fuiken en elektrische bevissingen zowel bentische als pelagische vissen kunnen vangen. Bovendien bemonsteren de staalnametechnieken ook **verschillende levensstadia**: sleepnetten en elektrische bevissingen (met kleine anode) vangen vooral juveniele vissen, terwijl fuiken door hun relatief grote maaswijdte vooral adulte (1+ en ouder) vissen vangen. Deze eigenschappen worden bevestigd door de gegevens die tijdens dit onderzoek verzameld werden (Tabel 2).

De fuik- en sleepnetbevissingen kunnen als reproduceerbaar worden beschouwd voor de verschillende habitattypes. In de elektrische bevissingen kan echter een onderscheid worden gemaakt tussen de bevissingen ter hoogte van VVO's en deze ter hoogte van andere mesohabitattypes. Aangezien de elektrische bevissingen met behulp van een boot en een generator worden uitgevoerd, zorgen deze mogelijks voor afschrikking en verstoring van de aanwezige vissen. Vermoedelijk is dit afschrikkingseffect omgekeerd evenredig met de grootte van de vissen: kleinere juveniele vissen zullen minder mobiel zijn en zich in grotere scholen voortbewegen dan grotere vissen en dus makkelijker gevangen worden, ondanks afschrikkingen. Ter hoogte van VVO's kunnen vissen zich veel moeilijker verschuilen in de oever dan ter hoogte van de andere mesohabitattypes. De elektrische bevissingstechniek laat echter toe om vissen die zich in de oever verschuilen ook te vangen. Hierdoor wordt het aantal aanwezige vissen bij elektrische bevissingen ter hoogte van VVO's mogelijks sterker onderschat dan ter hoogte van andere mesohabitattypes.

Bijgevolg kan vergelijking van de totale vangstgegevens met de elektrische vangstgegevens een indicatie geven van de schuilmogelijkheden die een habitatype biedt. Wanneer ter hoogte van een bepaald habitatype de meeste soorten enkel met niet-elektrische methodes worden gevangen, kan worden besloten dat dit habitatype weinig schuilmogelijkheden biedt. Dit veronderstelt dat de gevangen soorten zowel elektrisch als met andere methoden kunnen worden gevangen. Uit Tabel 2 blijkt dat de juvenielen van slechts 3 van de 22 waargenomen soorten (13 %) enkel elektrisch werden gevangen (kolblei, paling en snoek).

Tabel 2. Vangstgegevens van de volledige staalnameperiode voor de verschillende vangsttechnieken (elektrische, fuik- en sleepnetbevissingen) en levensstadia (adult en juveniel).

	Elektrisch		Fuik		Sleepnet	
	Adult	Juveniel	Adult	Juveniel	Adult	Juveniel
alver	2	11			6	183
baars	34	206	8	25		16
bermpje	6	13				1
bittervoorn	11	143				3
blankvoorn	89	1250	12	12	2	1211
blauwbandgrondel	12	44	1			6
bot	3		2			
brasem	19	2853	17	1		354
driedoornige stekelbaars	5	28			3	1114
giebel	5		5			
karper	4	36		1		
kleine modderkruiper	4					
kolblei	26	54	30			
paling	43	32	26			0
pos	8	70	6	172		
rietvoorn	5	34	1		6	3
riviergrondel	4	363		1		
snoek	2	14	1			
snoekbaars		3	2	48		2
tiendoornige stekelbaars	2	17			3	15
winde	1					
zeelt			1			

2.6 Juveniele zoetwatervissen

In dit onderzoek werd gefocust op juveniele (0+) vissen omdat deze goede indicatoren zijn van de voortplantingsmogelijkheden die het aanwezige habitat biedt aan de visgemeenschap. De aanwezigheid van juveniele individuen van residente vissoorten wijst op de aanwezigheid van geschikt habitat om te paaïen en te schuilen, maar ook op de aanwezigheid van geschikt voedsel- en groeihabitat. Bovendien kan voor residente vissoorten ook verondersteld worden dat geschikt habitat aanwezig is voor adulte individuen op plaatsen waar juvenielen voorkomen.

Juveniele vissen blijken nuttige functionele indicatoren te zijn in verschillende Europese rivieren, vooral omdat de ontogenie van de Europese vissen sterk weerspiegeld wordt in het habitattypen dat wordt gekozen voor reproductie (Copp et al., 1991). De milieueisen van een vis gedurende zijn volledige ontwikkeling zijn bijgevolg gerelateerd aan zijn reproductiestijl en -behoeften. Bovendien zijn juveniele vissen relatief eenvoudig te determineren en te tellen (Copp et al., 1991). Het bemonsteren van juveniele vissen is dus een compromis tussen de complexiteit en gevoeligheid van de invertebratenrespons op milieuveranderingen en de lange tijdsspanne nodig om dergelijke respons bij adulte visindividue te meten (Copp et al., 1991).

2.7 De historische en huidige visstand in de IJzer

Op basis van Vandelannoote et al. (1999) kwamen er in 1996 in het zoetwatergedeelte van de IJzer 20 vissoorten voor. Deze soorten werden tijdens de bemonsteringen in deze studie op één na (zeelt) allen teruggevonden. Tabel 3 geeft een overzicht van de visgemeenschap in de IJzer die werd waargenomen in 1996 of die werd vermeld in literatuurgegevens (Vandelannoote et al., 1999). Soorten die op slechts één locatie in de IJzer werden teruggevonden, staan vermeld als geobserveerd én in de literatuur beschreven.

Recentere (1996-2008) bemonsteringen van de visgemeenschap in de IJzer toonden aan dat pos wel degelijk voorkomt in de IJzer terwijl harder en grote modderkruiper tot op heden (december 2008) niet werden geobserveerd (vis.milieuinfo.be). De vangst van kroeskarper lijkt ons mogelijk foutief aangezien het hier slechts een eenmalige waarneming betreft en deze voor Vlaanderen uiterst zeldzame soort makkelijk kan verward worden met andere karperachtigen. De resultaten van de visstandsmonitoringen van het meetnet Zoetwatervis beschrijven de vispopulaties tussen 1996 en 2008. Verschillende trajecten in de IJzer werden tijdens deze periode gemiddeld 4 keer bemonsterd. Aangezien sommige trajecten minder dan gemiddeld werden bemonsterd, werden alle trajecten gegroepeerd volgens de gemeente waarin ze zich bevinden. De resultaten voor elektrische en fuikbevissingen tussen 1996 en 2008 zijn weergegeven in Tabel 4.

Tabel 3. De visstand in de IJzer tot en met 1996.

Soort	Geobserveerd in 1996	Vermeld in literatuur
Paling	X	
Bermpje	X	
Blankvoorn	X	
Alver	X	
Bittervoorn	X	
Rietvoorn	X	
Giebel	X	
Karper	X	
Vetje	X	X
Blauwband	X	
Grondel	X	
Grote Modderkruiper		X
Kleine Modderkruiper	X	X
Zeelt	X	X
Brasem	X	
Kolblei	X	
Snoek	X	
Driedoornige Stekelbaars	X	
Tienddoornige Stekelbaars	X	
Harder		X
Bot	X	
Snoekbaars	X	
Baars	X	
Pos		X

Tabel 4. De waargenomen soorten in het IJzerbekken tussen 1996 en 2008 aan de hand van elektrische en fuikbevissingen. De bovenste rij (zwarte cellen) geeft de elektrisch bemonsterde vissen weer, de onderste (grijze cellen) de vissen gevangen met schietfuiken.

Soort	Locatie							
	Nieuwpoort	Diksmuide	Houthulst	Lo	Vleteren	Alveringem	Poperinge	Frans grens
Alver								
								nvt.
Baars								
								nvt.
Bermpje								
								nvt.
Bittervoorn								
								nvt.
Blankvoorn								
								nvt.
Blauwband								
								nvt.
Brasem								
								nvt.
Bot								
								nvt.
Giebel								
								nvt.
Grondel								
								nvt.
Kleine Modderkruiper								
								nvt.
Karper								

								nvt.
Kolblei								
								nvt.
Kroeskarper								
								nvt.
Paling								
								nvt.
Pos								
								nvt.
Rietvoorn								
								nvt.
Snoek								
								nvt.
Snoekbaars								
								nvt.
Driedoornige stekelbaars								
								nvt.
Tienddoornige stekelbaars								
								nvt.
Vetje								
								nvt.
Winde								
								nvt.
Zeelt								
								nvt.

2.8 Evaluatie van de visgemeenschappen in de IJzer

Ter hoogte van de verschillende mesohabitats werd de visgemeenschap in de IJzer bemonsterd. De toestand van deze gemeenschap kan aan de hand van een aantal criteria worden geëvalueerd. In dit werk worden vijf criteria gebruikt om de toestand van de waargenomen gemeenschap te evalueren: soortenrijkdom, abundantie, dynamiek, functionele organisatie, lengteverdeling. Tot slot wordt ook de rol van de verschillende habitattypes als paai- en opgroeihabitat geanalyseerd.

2.8.1 Soortenrijkdom en abundantie

De **soortenrijkdom** wordt logischerwijze uitgedrukt door het aantal soorten van een gemeenschap en is positief gecorreleerd met de draagkracht en de natuurwaarde van een gemeenschap. Bij de evaluatie van de visgemeenschappen werd gebruik gemaakt van de waargenomen **abundantie** van de vissoorten. Aangezien enkel semi-kwantitatieve vangstmethodes werden toegepast in dit onderzoek, zijn de waargenomen abundanties dus strikt genomen eerder probabilistisch te interpreteren. De resultaten zijn bijgevolg eerder gebaseerd op de kans op een bepaalde abundantie ter hoogte van een bestudeerd habitat, dan op de absolute abundantie in dit habitat.

2.8.2 Dynamiek

De **dynamiek** beschrijft de verschuiving in diversiteit van een visgemeenschap. Algemeen wordt aangenomen dat visgemeenschappen evolueren langs een continuüm in de tijd, eerder dan te leiden tot een climaxgemeenschap (Clements, 1916; Gleason, 1926). De visgemeenschap is continu in verandering door in- en uitstroom van individuen en populaties van verschillende soorten onder invloed van reproductie, mortaliteit en migratie. Elke bemonstering van de visgemeenschap is bijgevolg een momentopname van een continu evoluerend gebeuren, en vergelijking van opeenvolgende bemonsteringen kan inzicht verschaffen in de dynamiek van deze gemeenschap. Deze dynamiek wordt gedefinieerd als het aantal soorten dat gemiddeld significant dominant wordt binnen een gegeven habitat en een bepaald tijdsinterval. Hoe meer soorten de gemeenschap uitbreiden, per tijdseenheid en in verhouding tot het aantal reeds aanwezige soorten, hoe meer de oorspronkelijke visgemeenschap kan veranderen, en hoe dynamischer de gemeenschap dus kan zijn. Optimaal wordt een gemiddelde dynamiek nagestreefd, waarbij een evenwicht is tussen de aangroei (reproductie en immigratie) en de afname (mortaliteit en emigratie) van vispopulaties binnen een gemeenschap. Extreem hoge of lage dynamiek wijst op een minder duurzame gemeenschap. Specifiek zal bij een hoge dynamiek de samenstelling van de visgemeenschap constant zeer sterk veranderen, waarbij nagenoeg geen enkele soort er in slaagt een duurzame populatie uit te bouwen. Bij een lage dynamiek zullen slechts een aantal soorten een stabiele populatie uitgebouwd hebben, en zal de instroom van nieuwe soorten nagenoeg nihil zijn. Deze situatie kan bijvoorbeeld voorkomen bij zeer sterk geïsoleerde gemeenschappen.

De dynamiek van een populatie kan gekwantificeerd worden aan de hand van de procentuele verandering van een gemeenschap (% verandering). Hierbij is dit percentage gedefinieerd als:

$$\% \text{ verandering} = 100 - \% \text{ gelijkenis}$$

waarbij de procentuele gelijkenis van twee gemeenschappen (gescheiden in de tijd) berekend wordt op basis van de relatieve dominantie van een soort. Eerst wordt, op basis van een referentietijdstip, de procentuele verandering van de gemeenschap berekend voor de verschillende bemonsteringstijdstippen. Deze verandering wordt berekend door het aantal gewijzigde soorten (ten opzichte van maand 2) van een habitat in maand 1 te delen door het totaal aantal soorten van dit habitat in maand 1. Een habitat dat in maand 1 bijvoorbeeld

enkel zeelt en karper bevat en waar in maand 2 enkel snoek, gibel en bot worden gevangen, kent een procentuele verandering van 100%. Vervolgens wordt de veranderingsratio (Δ_i) berekend als het gemiddelde van deze procentuele veranderingen. In deze studie was de bemonstering van de maand juni de referentie en werd de veranderingsratio berekend als het gemiddelde van de procentuele gemeenschapsverandering van de maanden juli, augustus en september.

2.8.3 Functionele organisatie

De **functionele organisatie** F_o is een derde criterium dat de toestand van een visgemeenschap kan beoordelen. Deze organisatie wordt bepaald door de organismen die het best passen in de heersende interactiestructuur tussen organismen en hun omgeving. Hierdoor neigen deze organismen tot dominantie binnen de structuur van de visgemeenschap. De functionele organisatie kan gekwantificeerd worden door de Shannon-Weaver entropie (Shannon and Weaver, 1963). Een andere methode kwantificeert de functionele organisatie op basis van Pareto-Lorenz (PL) curves, die de structuur van een visgemeenschap grafisch kunnen weergeven. Eerst worden de soorten gerangschikt volgens aflopende abundantie, vervolgens wordt het genormaliseerde cumulatief aantal soorten uitgezet in de X-as, en de overeenkomstige genormaliseerde cumulatieve abundantie op de Y-as. Hoe meer de PL curve afwijkt van de 45° diagonaal, hoe kleiner het evenwicht binnen de gemeenschap. Dit betekent dat een kleine fractie van de aanwezige soorten dominant aanwezig is.

Dergelijke curves werden al gerelateerd aan de functionaliteit van microbiële gemeenschappen (Dejonghe et al., 2001; Mertens et al., 2005; Marzorati et al., 2008). Fernandez et al. (2000) concludeerden op basis van de studie van microbiële gemeenschappen dat stabiliteit van de functionaliteit niet noodzakelijk stabiliteit van de gemeenschap impliceert. Het behoud van een bepaalde functionaliteit wordt volgens hen verzekerd door de flexibiliteit van de gemeenschap. Soorten die slechts in de minderheid zijn binnen een bepaalde gemeenschap, kunnen bijvoorbeeld dominant worden na een sterke verstoring en zo de functionaliteit van de gemeenschap garanderen. Dergelijk mechanisme van functionele redundantie (verschillende soorten die dezelfde functionaliteit kunnen vervullen wanneer nodig) verzekert een snel herstel van een stresssituatie (Fernandez et al., 2000). Bijgevolg kan de F_o gedefinieerd worden als de mogelijkheid van de gemeenschap om zich te organiseren volgens een gepaste verdeling van dominante en veerkrachtige organismen. Dergelijke organisatie moet toelaten om snel te anticiperen op het effect van een plotse blootstelling aan stress.

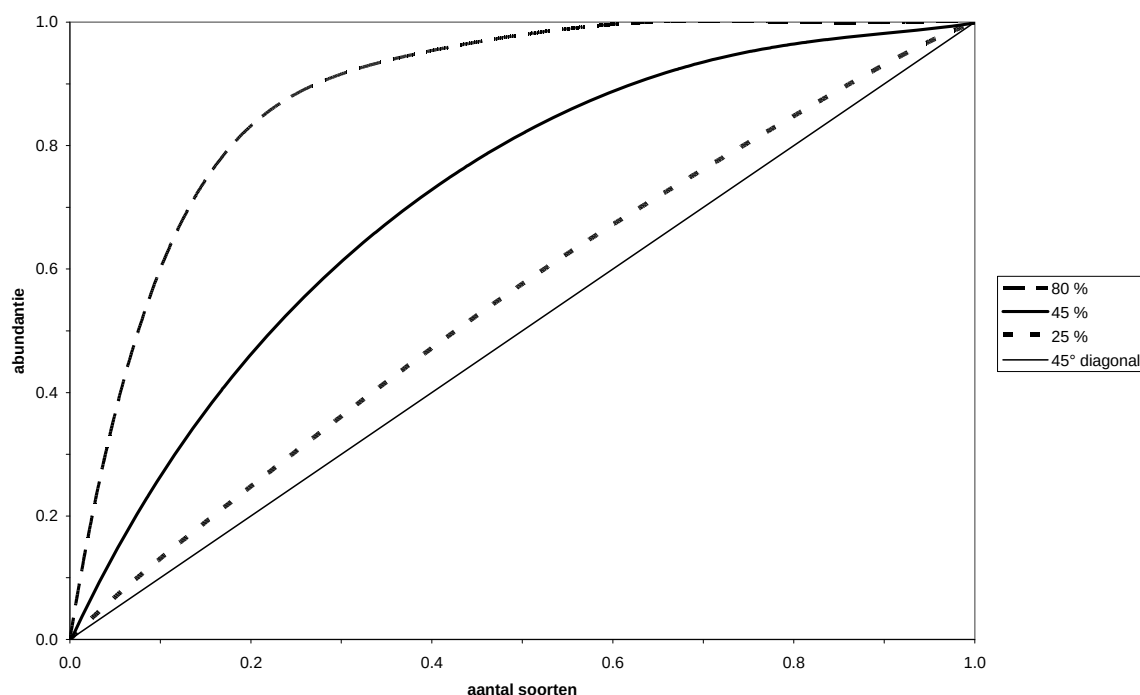


Fig. 15 Pareto-Lorenz curves van 3 hypothetische visgemeenschappen. De 25 %, 45 % en 80% curves weerspiegelen een gemeenschap met respectievelijk een lage, gemiddelde en hoge functionele organisatie. De 45° diagonaal geeft een gemeenschap weer in perfect evenwicht.

Fig. 15 toont 3 mogelijke PL curves: de 25%, 40% en 80% curve, waarbij deze percentages gebaseerd zijn op de projectie op de Y-as van de snijpunten met de 20% x-as lijn. De **25% PL curve** stelt een gemeenschap voor met een sterk evenwicht. Dergelijke situatie kan wijzen op een gebrek aan selectiedruk en vertegenwoordigt een zwakkere interne structuur op vlak van soortendominantie. Aangezien geen soorten dominant aanwezig zijn, heeft de gemeenschap mogelijks een lange periode nodig om te herstellen van een plotse verstoring. Daarom wordt aangenomen dat deze gemeenschap een lage functionele organisatie heeft.

De **45% PL curve** en het gebied er rond omvatten gemeenschappen met een lager evenwicht dan de vorige gemeenschap. De best aangepaste soorten zijn hier dominant terwijl de meerderheid (de overige 80% van de gemeenschap op de X-as) aanwezig is in lagere abundanties. Door de hoge abundantie van sommige soorten en de beschikbaarheid van vele anderen kan de gemeenschap mogelijks veranderende omgevingscondities verwerken en haar functionaliteit behouden. Bijgevolg worden dergelijke gemeenschappen beschouwd als gebalanceerde gemeenschappen met een gemiddelde Fo. Dergelijke gemiddelde Fo wordt bijgevolg beschouwd als de optimale situatie.

De **80% PL curve** geeft een gespecialiseerde gemeenschap weer waarbinnen een klein aantal soorten dominant is en alle anderen slechts met lage abundanties aanwezig zijn, met een groot verschil tussen beide groepen. Dergelijke gemeenschap kan sterk functioneel georganiseerd zijn, maar is gevoelig aan externe veranderingen aangezien verstoring langere herstelperiodes kan vergen.

2.8.4 Lengteverdeling

Door de sterke relatie met de leeftijd kan de **lengteverdeling** van de gevangen vissoorten een indicatie geven van de kwaliteit van de bemonsterde populaties. Hierbij wordt

verondersteld dat gezonde populaties bestaan uit individuen van alle lengteklassen binnen het lengtebereik voor een bepaalde soort. Analooq zullen minder gezonde populaties enkel individuen uit een beperkt aantal lengteklassen bevatten. In dit onderzoek werd enkel het juveniele habitat bemonsterd, en kan bijgevolg enkel een uitspraak worden gedaan over de juveniele populaties. Bovendien kunnen enkel populaties worden vergeleken waarvoor de vangstefficiëntie vergelijkbaar is. Specifiek werden bijvoorbeeld slechts enkele juveniele snoeken gevangen, wat eerder wijst op de inefficiëntie van de vangstechnieken voor deze soort dan op een slechte toestand van de juveniele snoekpopulaties. Om dergelijke artefacten in de gegevens te vermijden, werd in dit luik enkel de gemiddelde lengtescore per mesohabitat (voor alle waargenomen soorten) berekend.

Om de lengteverdeling van de gevangen vissoorten te kwantificeren, werd per mesohabitat, maand en soort het lengteverschil tussen het kleinste en de grootste juveniele individu gemeten. Vervolgens werd dit **lengtebereik** LB_{meso} vergeleken met het lengtebereik van deze soort dat werd waargenomen over het hele staalnamegebied en tijdens de volledige staalnameperiode, LB_{tot} . Hoe hoger de verhouding tussen beide bereiken (de **bereikscore** **Bs**), hoe groter de kans dat een gezonde juveniele populatie aanwezig is ter hoogte van het bemonsterde mesohabitat.

De bereikscore **Bs** geeft echter geen informatie over de verdeling van de gevangen individuen over de verschillende lengteklassen binnen het bereik. Wanneer bijvoorbeeld enkel een zeer kleine en een zeer grote vis gevangen worden, zal een hoge **Bs** worden toegekend aan de populatie van deze soort, terwijl eigenlijk slechts twee lengteklassen voorkomen. De bemonsterde populatie kan dus niet als gezond beschouwd worden aangezien niet alle leeftijdsklassen vertegenwoordigd zijn. Deze situatie kan veroorzaakt worden door chemische waterkwaliteitsdaling of habitatverlies, maar grote individuen kunnen ook kunstmatig in de waterloop voorkomen als gevolg van uitzettingen. Daarom wordt de lengtespreiding van de waargenomen individuen over de verschillende leeftijds-/lengteklassen ook in rekening gebracht bij het beoordelen van de lengteverdeling. De **spreidingsscore** **Ss** geeft het percentage van de lengteklassen weer die waargenomen worden ter hoogte van een bepaald habitatype. In dit rapport werden voor elke soort 4 uniforme lengteklassen gedefinieerd op basis van het kleinste en het grootste waargenomen juveniele individu. Wanneer ter hoogte van een bepaald habitat individuen uit 3 lengteklassen worden gevangen, scoort dit habitat een **Ss** van $3/4 = 0.75$.

Uiteindelijk wordt de finale **lengtescore** **Ls** berekend als het product van **Bs** en **Ss**. Bijgevolg worden enkel populaties met een hoge **Bs** en een hoge **Ss** als gezond beschouwd. Voor de analyse van de lengteverdeling kunnen alle staalnames afzonderlijk worden beschouwd, of kunnen de verschillende bemonsteringen per locatie gegroepeerd worden om het maandeffect uit te sluiten. Boxplot- en modelanalyse gaven aan dat de staalnamemaand het meest significante effect had op de waargenomen trends in de lengtescore. Bijgevolg werd gekozen voor de laatste aanpak, nl. de groepering van waarnemingen per locatie.

2.8.5 Rol van de verschillende habitatypes als paaihabitat

Om het **paaihabitat** van de vispopulaties in de IJzer te lokaliseren, werd per soort het habitatgebruik geanalyseerd van de juvenielen die maximaal 5% van het totale lengtebereik groter waren dan de minimum waargenomen lengte. Aangezien totale abundanties een vertekend beeld kunnen geven van de rol van het mesohabitatype als paaihabitat, werd enkel de aanwezigheid van de juvenielen beschouwd. Specifiek kan bijvoorbeeld een school van 100 juvenielen gevangen worden in een paaiplaats en kunnen 4 juvenielen waargenomen worden ter hoogte van 4 verschillende VVOs, wat onterecht zou aangeven dat paaiplaatsen meer gebruikt worden als paaihabitat dan VVOs. Om de paaihabitats met 100% zekerheid te lokaliseren, zouden eigenlijk eieren of larven moeten bemonsterd worden. Aangezien deze aanpak praktisch moeilijk haalbaar bleek, werd het paaihabitat in dit rapport

gelokaliseerd op basis van de aanwezigheid van de jongste juvenielen. Deze methode veronderstelt dat de jongste juvenielen slechts over een beperkte afstand migreren in de eerste dagen na hun geboorte.

Om het **opgroeihabitat** van de vispopulaties in de IJzer te lokaliseren, werd per soort het habitatgebruik geanalyseerd van de juvenielen die minimaal 5% van het totale lengtebereik groter waren dan de minimum waargenomen lengte. Aangezien totale abundanties een vertekend beeld kunnen geven van de rol van het mesohabitattype als opgroeihabitat, werd enkel de aanwezigheid van de juvenielen beschouwd. Specifiek kan bijvoorbeeld een school van 100 juvenielen gevangen worden in een paaiplaats en kunnen 4 juvenielen waargenomen worden ter hoogte van 4 verschillende VVOs, wat onterecht zou aangeven dat paaiplaatsen meer gebruikt worden als opgroeihabitat dan VVOs.

2.9 Statistische verwerking van de gegevens

Door het lage aantal waarnemingen per mesohabitatcategorie kunnen gangbare statistische test een vertekend beeld geven van de trends in de data. Om dit te vermijden, wordt in dit rapport niet gekozen voor de klassieke aanpak van de hypothesetest. Een betrouwbaardere methode fit een lineair mixed-effect model aan de data op basis van een restricted maximum likelihood. Hierbij wordt rekening gehouden met temporele en spatiale autocorrelatie: punten die dichter bij elkaar liggen of binnen een kortere tijdsspanne worden bemonsterd, worden niet beschouwd als onafhankelijke punten. Wanneer in een rivier bijvoorbeeld locatie A wordt bemonsterd, bestaat de kans dat de vispopulatie 10m stroomopwaarts deze locatie sterk overeenkomt met de vispopulatie op locatie A. In een eerste stap werd nagegaan of dergelijke spatiale autocorrelatie wel degelijk aanwezig was in de dataset. Hiervoor werden twee modellen opgesteld, respectievelijk met en zonder correlatiestructuur. Het model met de correlatiestructuur werd enkel weerhouden wanneer de correlatiestructuur significant bleek. In de andere gevallen werd de analyse uitgevoerd op basis van het model zonder correlatiestructuur.

Vervolgens kan een model ontwikkeld worden aan de hand van een stepwise backward modelselectiemethode op basis van het Akaike Information Criterion AIC (Akaike, 1974). De step backward methode start van het meest uitgebreide model (met alle variabelen en interacties), en verwijdert systematisch de termen die de hoogste daling in AIC opleveren na eliminatie uit het model. Aangezien de uitkomst van dit algoritme kan afhangen van het startmodel, werden in dit rapport alle mogelijke combinaties van variabelen getest en werd de combinatie met de laagste AIC geselecteerd als het beste model. Dit was praktisch haalbaar omdat slechts een beperkt aantal variabelen (en dus een beperkt aantal mogelijke combinaties van variabelen) in het model werden opgenomen. Als vuistregel werd verondersteld dat modellen significant verschilden als de AIC waarden meer dan 2 verschilden. Wanneer geen significant verschil tussen de modellen werd waargenomen, werd het eenvoudigste model geselecteerd.

We merken hierbij op dat de absolute waarden van de modelvoorspellingen van ondergeschikt belang zijn aangezien deze sterk afhangen van de kwaliteit van de modelfit. Specifiek zou men op basis van nieuwe gegevens uit een andere staalnamecampagne andere voorspelde waarden kunnen bekomen, en mogen de voorspelde waarden dus ook niet als exact worden geïnterpreteerd. Belangrijker zijn de trends die het model aangeeft. Deze trends zijn minder gevoelig aan de verzamelde data en aan de kwaliteit van de modelfit en geven dus een beter beeld van de algemene relaties tussen habitats en de aanwezige soorten.

3 Resultaten en bespreking

3.1 Wegwijs in de resultaten

Om het overzicht te behouden in het uitgebreide resultatenluik, geeft Fig. 16 de structuur van de gegevensverwerking met de nummers van de paragraaf waarin een bepaald resultaat wordt besproken.

Impact habitatype	Mesohabitatype	Microhabitatype
	3.2	3.3
Soortenrijkdom		
Aantal soorten	3.2.1	3.3.1
Aantal gevoelige soorten	3.2.1	
Aantal elektrisch gevangen soorten	3.2.1	id.
Abundantie		
Abundantie alle vissen	3.2.2	3.3.2
Abundantie elektrisch gevangen vissen	3.2.2	id.
Dynamiek		
	3.2.3	3.3.3
Functionele organisatie Fo		
Fo van de elektrisch gevangen populaties	3.2.4	3.3.4
Fo van de met sleepnetpopulaties	3.2.4	3.3.4
Lengteverdeling		
	3.2.5	3.3.5
Rol van het habitatype als paai- en opgroeihabitat		
	3.2.6	3.3.6
Impact % begroeiing & diepte palenrijen		
		3.4
Algemene analyse vispopulaties in de IJzer		
		3.5

Fig. 16. Structuur van de gegevensverwerking met de nummers van de paragraaf waarin een bepaald resultaat wordt besproken. id. = de analyse is identiek aan de eerder vermelde analyse aangezien het aantal soorten per microhabitat overeenkomt met het aantal elektrisch gevangen soorten per microhabitat en daarom niet apart besproken.

3.2 Impact van het mesohabitattype op de vispopulaties in de IJzer

Tijdens de staalnameperiode werden 22 vissoorten waargenomen in het IJzerbekken: alle soorten uit Tabel 4, behalve kroeskarper en vetje. Geen enkele Rode Lijstsoort werd waargenomen. Bittervoorn is de enige soort die onder de Conventie van Bern valt (Bijlage III) en is bovendien ook opgenomen in de Habitatrichtlijn (Bijlage II). Verder geniet enkel bierpje volledige bescherming onder de Wet op de Riviervisserij.

Voor 17 van de 22 vissoorten werden zowel juveniele (0+) als adulte (1+ en ouder) individuen waargenomen. Van bot, gibel, kleine modderkruiper, winde en zeelt werden geen 0+ juvenielen aangetroffen. Tenzij expliciet vermeld, zijn de analyses gebeurd op basis van de waargenomen juveniele vissen.

3.2.1 Soortenrijkdom per mesohabitattype

Over de totale staalnameperiode verschilt de gemiddelde soortenrijkdom significant tussen de verschillende mesohabitats. Specifiek werden significante verschillen waargenomen tussen de soortenrijkdom van VVO en natuurlijke oevers, en van NTMB en natuurlijke oevers. De soortenrijkdom van paaiplaatsen, VVOs en NTMB oevers bleek niet significant te verschillen.

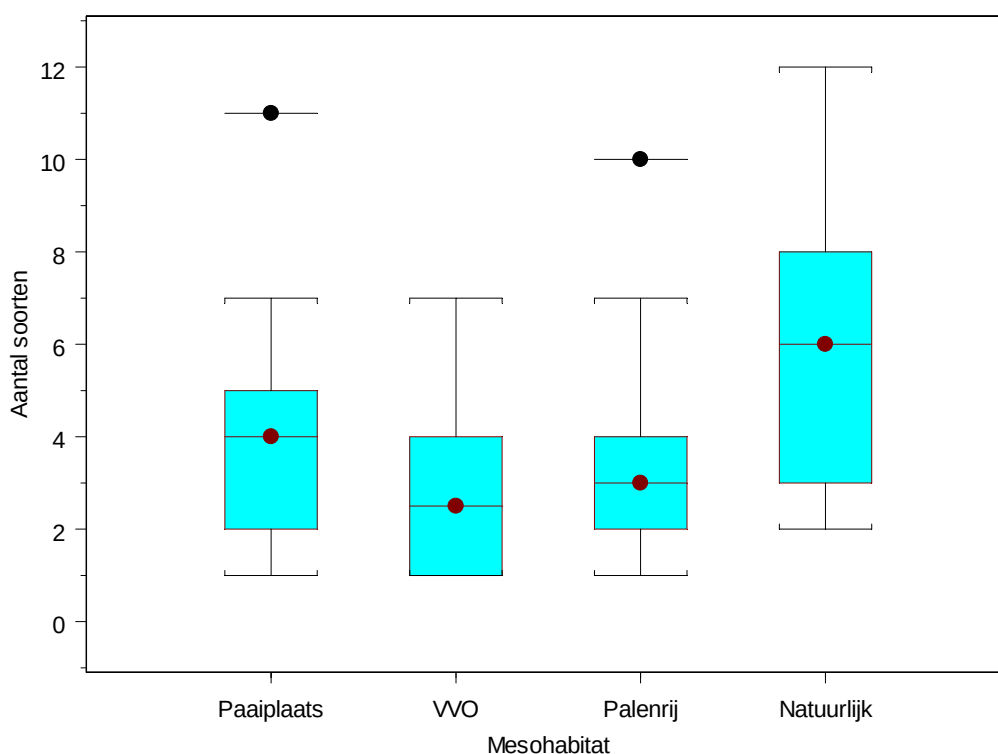


Fig. 17. Boxplots van het aantal soorten per mesohabitat voor de volledige staalnameperiode (mediaan, betrouwbaarheidsintervallen en outliers). VVO = verticale verstevigde oever, natuurlijk = natuurlijke oever.

Het model zonder correlatiestructuur bleek significant beter dan het model met spatiale autocorrelatie ($p = 1$), wat aangeeft dat de ruimtelijke correlatie verwaarloosbaar is in deze situatie. Uiteindelijk werd een model gefit waarin de hoofdeffecten van en de interactie tussen het mesohabitat en de maand werden opgenomen. Dit model bleek de waargenomen trends significant te verklaren, wat aangeeft dat dit model de waargenomen variantie in de dataset (deels) beschrijft.

Het model voorspelt de soortenrijkdom voor de verschillende mesohabitats per maand (Fig. 18) en onderscheidt zo de aanwezige trends van de ruis in de dataset. De voorspellingen geven aan dat de soortenrijkdom significant lager is ter hoogte van de VVOs voor de maanden juli, augustus en september. De soortenrijkdom is vergelijkbaar in de paaiplassen en de palenrijen in juni, augustus en september, maar in juli werden meer soorten waargenomen in de paaiplassen dan aan de palenrijen. Gedurende de hele staalnameperiode kwamen meer soorten voor ter hoogte van natuurlijke oevers dan aan de palenrijen (Fig. 18).

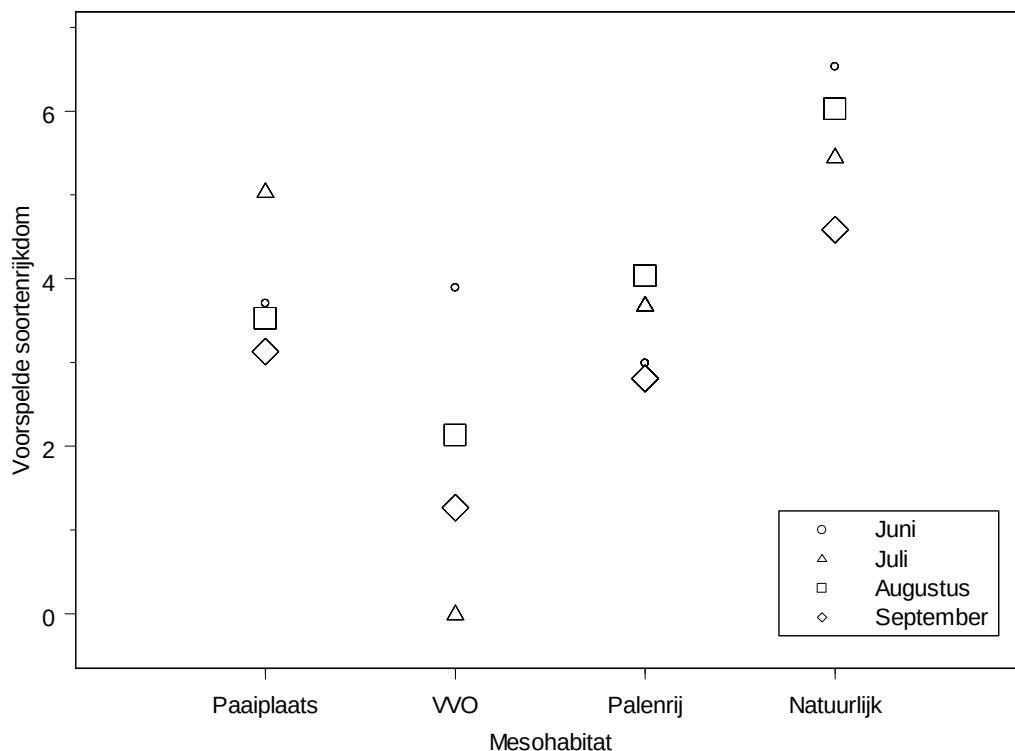


Fig. 18. Voorspelde soortenrijkdom voor de verschillende mesohabitats en maanden. VVO = verticale verstevigde oever, natuurlijk = natuurlijke oever.

Bovenstaande analyse gebeurde op basis van **alle soorten** die in het IJzerbekken werden aangetroffen. Zeer algemene soorten zoals blankvoorn en brasem hebben echter lage habitateisen en komen op alle staalnamelocaties voor. Bijgevolg geven deze soorten weinig informatie over de invloed van het mesohabitat. Om deze 'achtergrondruis' te verwijderen, werd bovenstaande analyse opnieuw uitgevoerd op de '**gevoelige**' soorten: soorten die tijdens de staalnameperiode op minder dan 80 % van de staalnamelocaties voorkwamen. Hiervoor werden volgende soorten verwijderd (het percentage voorkomen wordt tussen

haakjes vermeld): blankvoorn (100%), brasem (100%), driedoornige stekelbaars (92 %), pos (88%), baars (85 %) en paling (81%). Analyse van de boxplots (Fig. 19) toont aan dat ter hoogte van de natuurlijke oevers het meeste gevoelige soorten voorkomen. Op enkele outliers na komen nagenoeg evenveel gevoelige soorten voor ter hoogte van VVOs als ter hoogte van palenrijen. Paaiplassen scoren iets beter, maar herbergen significant minder gevoelige soorten dan de natuurlijke oevers. Deze trends werden bevestigd door de modelvoorspellingen (Bijlage 5.2).

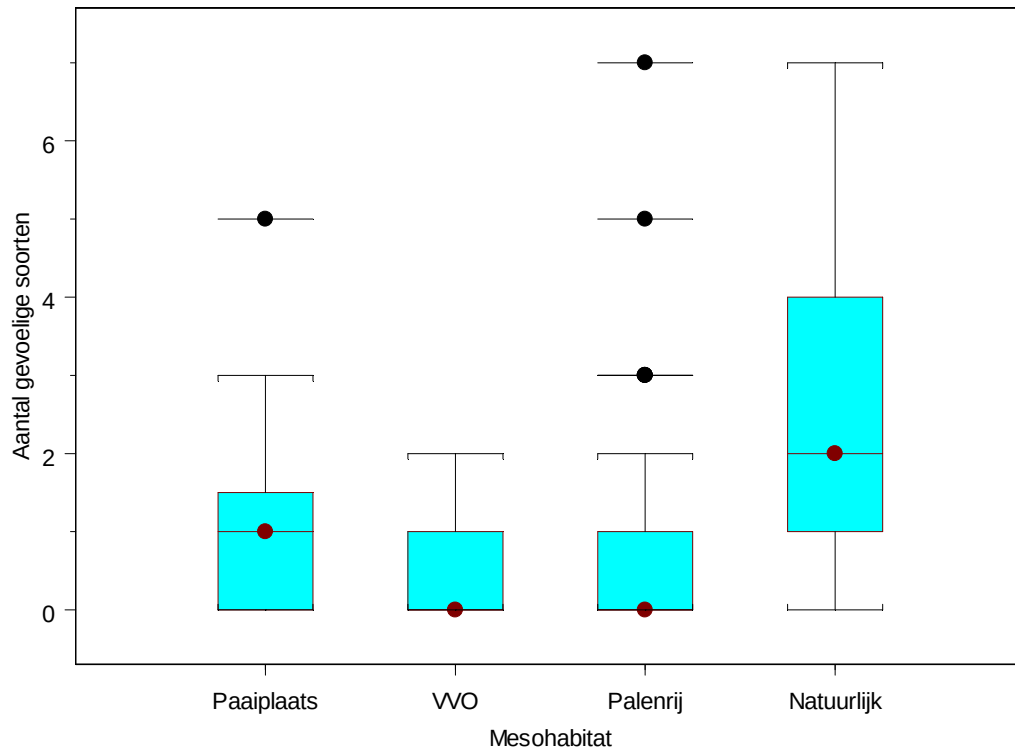


Fig. 19. Boxplots van het aantal gevoelige soorten per mesohabitat voor de volledige staalnameperiode. VVO = verticale verstevigde oever, natuurlijk = natuurlijke oever.

Bovenstaande analyses gebeurden op basis van vissen die **zowel elektrisch als met sleepnetten** werden gevangen. Zoals eerder vermeld, kan analyse van de **elektrisch gevangen vissoorten** een indicatie geven van het belang van het bemonsterde oevertype als schuilhabitat voor deze vissoorten.

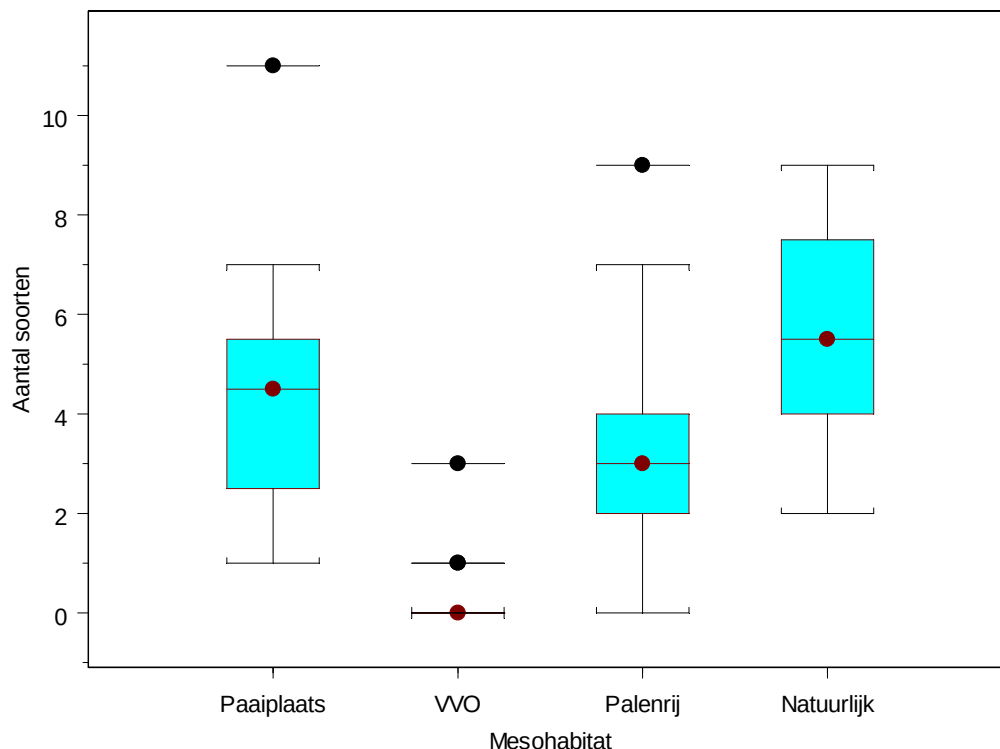


Fig. 20. Boxplots van het aantal soorten gevangen tijdens elektrische bevissingen per mesohabitat voor de volledige staalnameperiode. VVO = verticale verstevigde oever, natuurlijk = natuurlijke oever.

Op enkele outliers na worden tijdens de elektrische bevissingen geen soorten gevangen ter hoogte van de VVO's, terwijl het aantal soorten van de paaiplaatsen iets hoger is dan het soortenaantal van de palenrijen (Fig. 20). Ter hoogte van de natuurlijke oevers werden significant meer soorten gevangen dan aan de andere oevertypes. Deze trends werden bevestigd door de modelvoorspellingen (Bijlage 5.3).

Conclusies voor de soortenrijkdom per mesohabitattype

Natuurlijke oevers vertonen de hoogste soortenrijkdom in het IJzerbekken en bevatten significant meer soorten dan de andere oevertypes. In de paaiplaatsen werden meer soorten gevonden dan ter hoogte van de palenrijen, terwijl deze oevers op hun beurt meer soorten herbergen dan de VVO's. Het verschil in soortenrijkdom is groter tussen de paaiplaatsen en de palenrijen dan tussen de VVO's en de palenrijen. De verschillen worden echter sterker uitgesproken wanneer enkel de gevoeliger soorten worden geanalyseerd en wanneer de elektrisch gevangen soorten worden beschouwd. Bijgevolg bieden VVO's nagenoeg geen schuilmogelijkheden aan de juveniele vissen.

3.2.2 Abundantie per mesohabitatype

De abundantie per mesohabitatype werd **voor alle waargenomen soorten** op dezelfde manier geanalyseerd als de soortenrijkdom. Analoge trends konden worden waargenomen als bij de soortenrijkdom, maar de boxplots tonen aan dat meer vissen werden gevangen ter hoogte van palenrijen dan ter hoogte van VVOs.

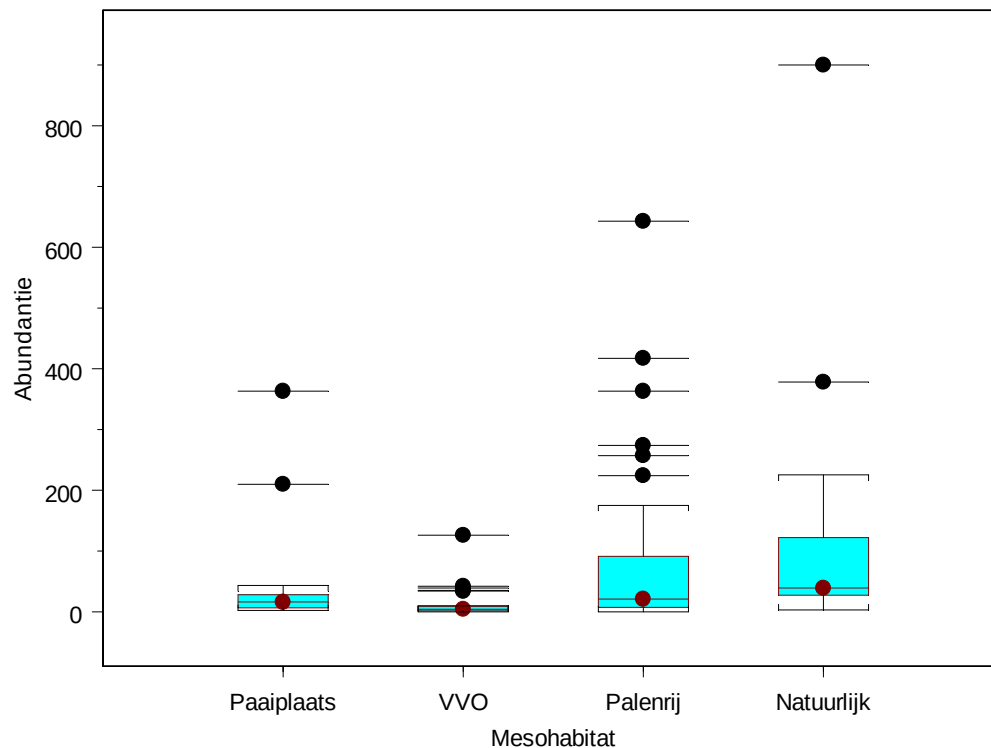


Fig. 21. Boxplots van de abundantie per mesohabitat voor de volledige staalnameperiode. VVO = verticale verstevigde oever, natuurlijk = natuurlijke oever.

De abundantie werd ook geanalyseerd voor de **soorten die elektrisch werden gevangen** om het belang van de verschillende mesohabitats als schuilhabitat te onderzoeken. Analoge relaties tussen het mesohabitat en de abundantie werden waargenomen (Fig. 54), maar het mesohabitat-effect was meer uitgesproken voor de elektrisch gevangen vissen. Deze trends werden bevestigd door de modelvoorspellingen (Bijlage 5.4).

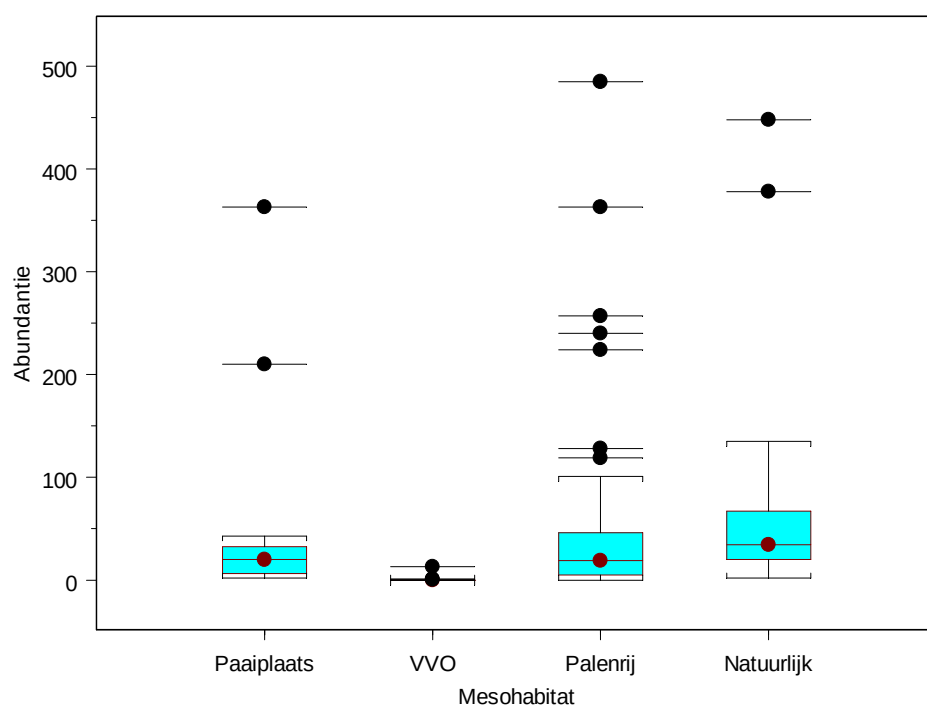


Fig. 22. Boxplots van de abundantie van de soorten gevangen tijdens elektrische bevissingen per mesohabitat voor de volledige staalnameperiode. VVO = verticale verstevigde oever, natuurlijk = natuurlijke oever.

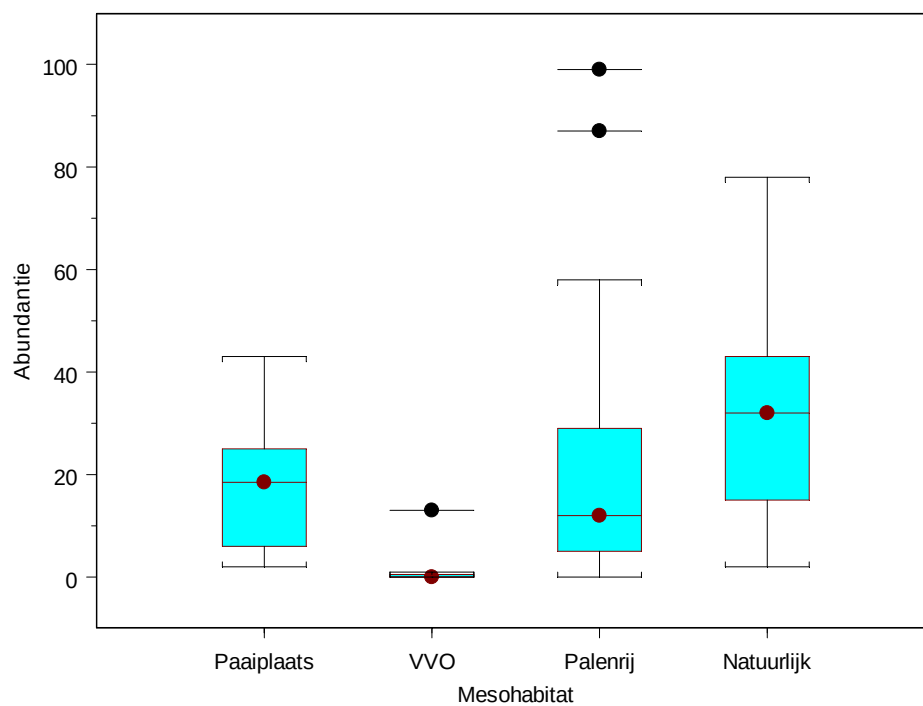


Fig. 23. Detail van Fig. 22: boxplots van de abundantie van de soorten gevangen tijdens elektrische bevissingen per mesohabitat voor de volledige staalnameperiode. VVO = verticale verstevigde oever, natuurlijk = natuurlijke oever.

Conclusie voor de abundantie per mesohabitatype

De resultaten bevestigen de trends die werden waargenomen voor de soortenrijkdom per mesohabitat. Bovendien zijn de trends hier nog sterker uitgesproken en wordt het onderscheid tussen de verschillende mesohabitats nog versterkt wanneer enkel de elektrisch gevangen soorten worden geanalyseerd. De VVOs worden gekenmerkt door de laagste abundantie, terwijl vergelijkbare, intermediaire abundanties worden waargenomen in paaipplaatsen en ter hoogte van palenrijen. Natuurlijke oevers herbergen de meeste visindividuen.

3.2.3 Dynamiek per mesohabitatype

Drie mesohabitattypes hebben een vergelijkbare dynamiek: de paaipplaatsen, de palenrijen en de natuurlijke oevers. De VVOs hebben als enige een zeer hoge dynamiek, die vermoedelijk ook te wijten is aan de eerder besproken staalname-inefficiëntie. De boxplots (Fig. 24) tonen lichte verschuivingen in de dynamiek voor de verschillende periodes (juni/juli, juli/augustus en augustus/september), maar modelanalyse (Fig. 55) wees uit dat zowel het temporeel effect als de ruimtelijke autocorrelatie (p-waarde 0.08) niet significant zijn (Bijlage 5.5).

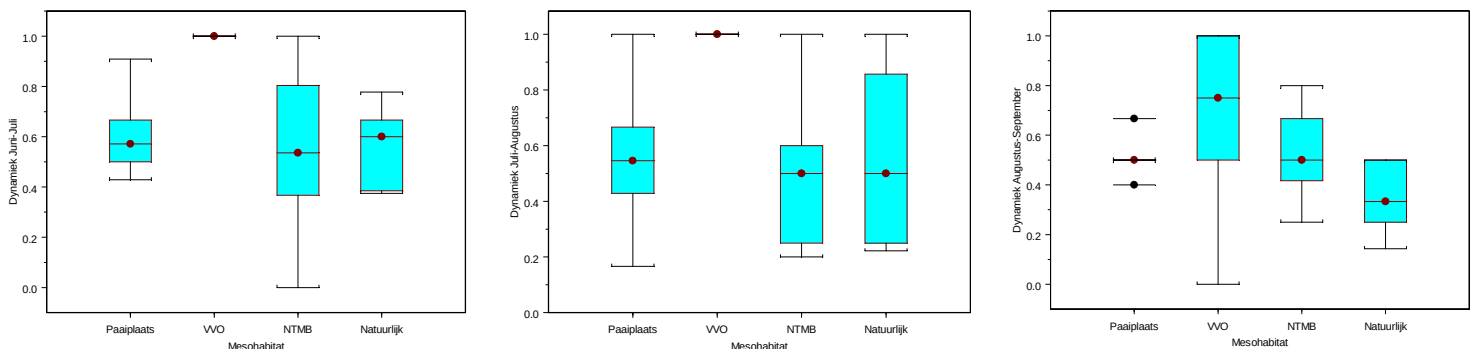


Fig. 24. Boxplots van de dynamiek op basis van de verschillen in soortensamenstelling tussen de eerste 4 maanden van de staalnameperiode: juni/juli, juli/augustus en augustus/september. Het verschil tussen september en oktober werd niet geanalyseerd aangezien verschillende staalnamemethodes werden gebruikt. VVO = verticale verstevigde oever, NTMB = palenrij, natuurlijk = natuurlijke oever.

Conclusie voor dynamiek per mesohabitatype

Op basis van deze resultaten zou men dus kunnen besluiten dat de palenrijen een relatief constante vispopulatie kunnen herbergen (ten opzichte van de natuurlijke referentie-oevers) en bijgevolg voldoende habitatmogelijkheden bieden voor de aanwezige vissoorten. Hierbij moet wel worden opgemerkt dat de dynamiek enkel rekening houdt met de verschuivingen van de aanwezige soorten, en gevoelige soorten die bijvoorbeeld ontbreken in een bepaald mesohabitatype negeert. Bovendien is verder onderzoek vereist van de relatie tussen de staalname-efficiëntie en de dynamiek, aangezien een lage staalname-efficiëntie de kans op een hoge dynamiek aanzienlijk verhoogt.

3.2.4 Functionele organisatie per mesohabitatype

De functionele organisatie per mesohabitat werd gekwantificeerd op basis van de Pareto-Lorenz curves voor juveniele vissen. Hiervoor werd onderscheid gemaakt tussen de juvenielen die elektrisch en met sleepnetten gevangen werden. De boxplots van de **elektrisch gevangen vissen** tonen aan dat zowel paaiplaatsen, palenrijen als natuurlijke oevers een gemiddelde functionele organisatie en een gebalanceerde visgemeenschap vertonen, terwijl VVOs gekenmerkt worden door een lage functionele organisatie waarbij geen soorten dominant aanwezig zijn (Fig. 25).

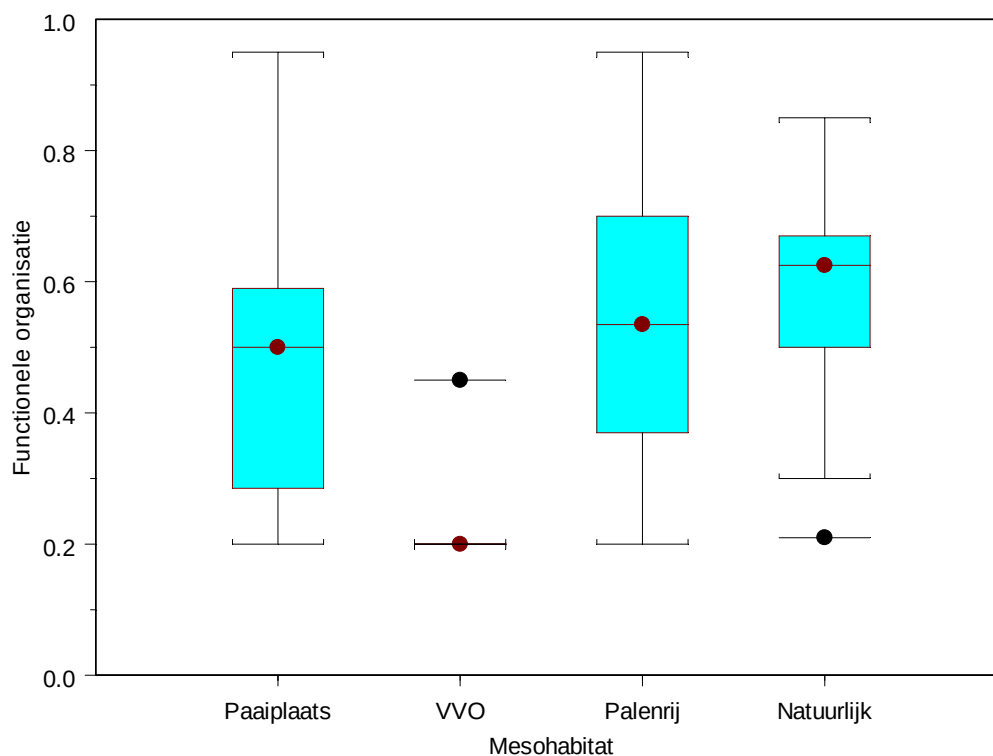


Fig. 25. Boxplots van de functionele organisatie van de elektrisch bemonsterde vispopulaties in de verschillende mesohabitattypes, afgeleid van de Pareto-Lorenz curves zoals eerder beschreven. VVO = verticale verstevigde oever, natuurlijk = natuurlijke oever.

De functionele organisatie van de vissen die **met sleepnetten** werden bemonsterd, toont analoge trends als deze voor de elektrisch gevangen vissen (Fig. 26). Paaiplaatsen werden niet bemonsterd met sleepnetten omdat dit technisch niet haalbaar was door de diepgang van de sleepnetten. Deze trends werden bevestigd door de modelvoorspellingen (Bijlage 5.6).

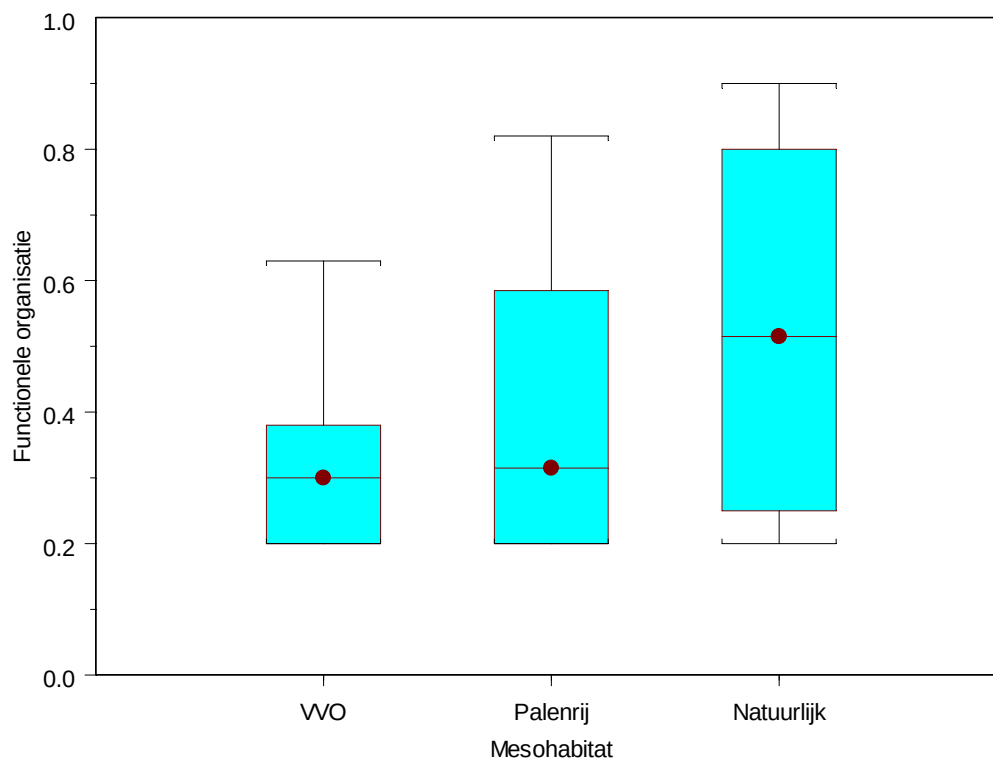


Fig. 26. Boxplots van de functionele organisatie van de met sleepnetten bemonsterde vispopulaties in 3 van de 4 verschillende mesohabitattypes, afgeleid van de Pareto-Lorentz curves zoals eerder beschreven. Paaiplaatsen werden niet bemonsterd met sleepnetten aangezien dit technisch onhaalbaar was door de diepgang van de netten. WVO = verticale verstevigde oever, natuurlijk = natuurlijke oever.

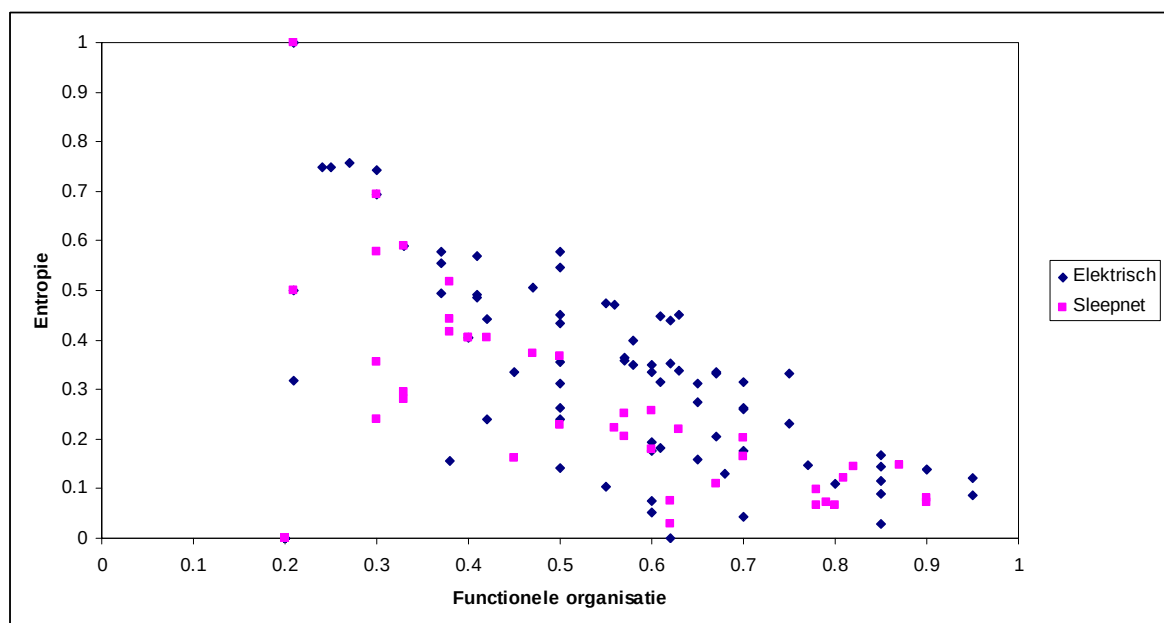


Fig. 27. Relatie tussen de entropie en de functionele organisatie, afgeleid uit de Pareto-Lorentz curves, voor de bemonsterde vispopulaties in de verschillende mesohabitattypes. Het punt (0.2,0) is een artefact inherent aan de afleidingsmethode voor functionele organisatie.

De functionele organisatie werd ook gekwantificeerd door de **Shannon-Weaver entropie** (Shannon en Weaver, 1974). Aangezien deze entropie negatief gecorreleerd bleek met de functionele organisatie afgeleid uit de Pareto-Lorenz curves (Fig. 27), werden analoge resultaten gevonden voor beide benaderingen. De resultaten op basis van de entropie werden dan ook niet weergegeven in dit rapport.

Conclusies voor de functionele organisatie per mesohabitatype

Paaiplaatsen, palenrijen en natuurlijke oevers in de IJzer vertoonden tijdens de staalnameperiode een vergelijkbare, gemiddelde functionele organisatie. Dit vertaalt zich naar een gebalanceerde visgemeenschap waarbij sommige soorten domineren en relatief veel andere soorten aanwezig zijn. De VVOs werden gekenmerkt door een lage functionele organisatie wat kan wijzen op een gebrek aan selectiedruk en een zwakker interne structuur op vlak van soortendominantie. Aangezien geen soorten dominant aanwezig zijn, heeft de gemeenschap mogelijks een lange periode nodig om te herstellen van een plotse verstoring.

3.2.5 Lengteverdeling per mesohabitat

De boxplots geven aan dat populaties ter hoogte van natuurlijke en palenrijen de hoogste lengtescore vertonen, terwijl de populaties van de VVOs gemiddeld de laagste Ls hebben. In de paaipplaatsen werd een intermediaire Ls waargenomen die dichter aanleunt bij de lengtescore van de VVOs (Fig. 28). Er werden geen significante verschillen waargenomen in de trend van de Bs en de Ss. Bijgevolg werden weinig extreme situaties waargenomen waarin enkel de twee uiterste lengteklassen werden waargenomen voor een bepaalde soort. De modelanalyse bevestigt de waargenomen trends in de boxplots, maar geeft aan dat natuurlijke oevers zelfs nog iets hoger scoren dan de palenrijen (Fig. 58). Deze resultaten werden bevestigd door de modelvoorspellingen (Bijlage 5.7).

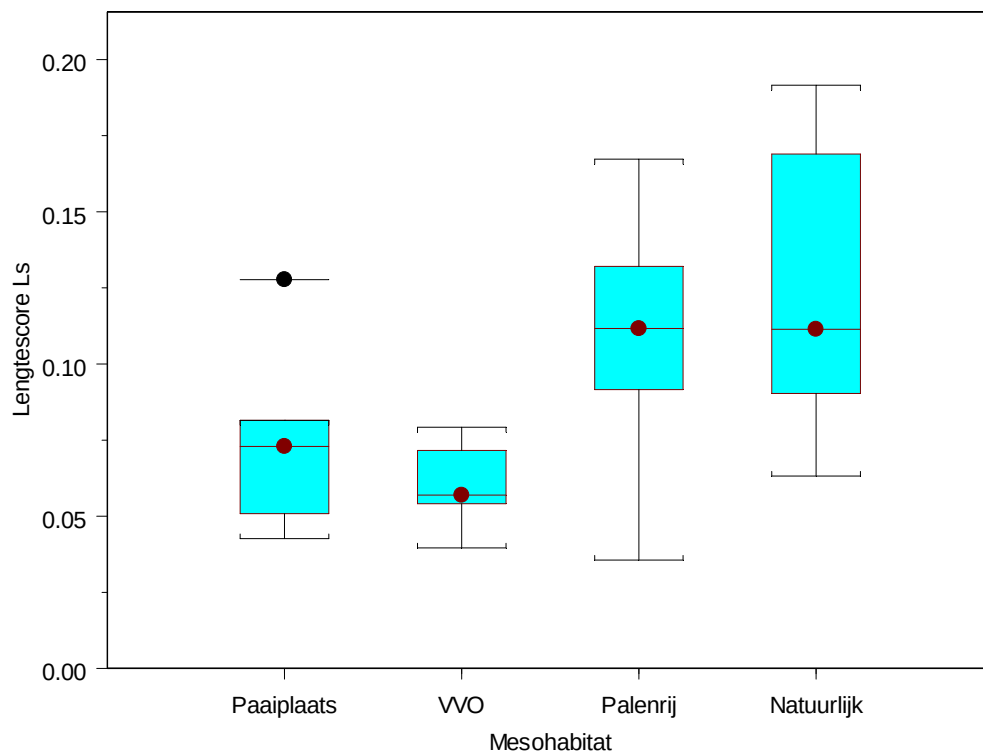


Fig. 28. Boxplots van de lengtescore voor de verschillende mesohabitattypes over de volledige staalnameperiode in het IJzerbekken. De lengtescore Ls werd bekomen als het product van de bereikscore Bs en de spreidingsscore Ss.

Mogelijks wordt de lage lengtescore van paaipplaatsen verklaard door de afwezigheid van grotere juveniele individuen in dit mesohabitattype. Daarom werd de **genormaliseerde lengte** berekend per soort en per mesohabitattype. Hierbij werd voor lengte van elk individu als volgt omgerekend: $\text{genormaliseerde lengte} = (\text{gemeten lengte} - \text{waargenomen minimumlengte}) / (\text{waargenomen maximumlengte} - \text{waargenomen minimumlengte})$. Analyse van de gemiddelde genormaliseerde lengte per mesohabitattype toont aan dat in paaipplaatsen iets minder grote juveniele individuen werden gevangen dan ter hoogte van natuurlijke oevers en palenrijen, waar zowel grote als kleinere individuen werden gevangen.

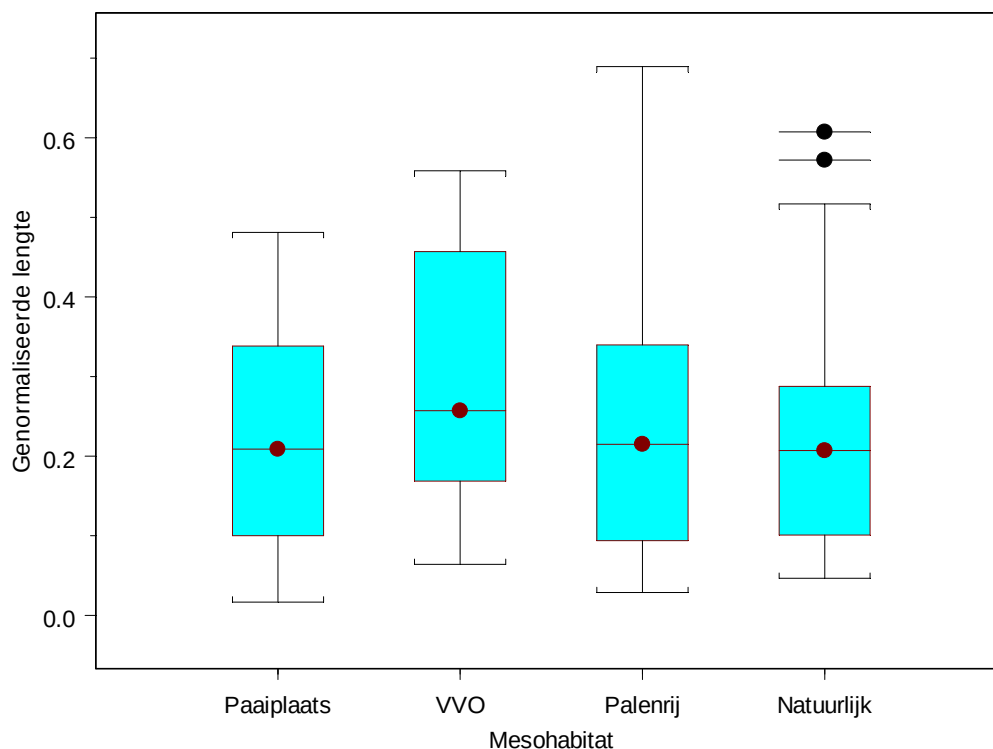


Fig. 29. Boxplots van de genormaliseerde lengte voor de verschillende mesohabitattypes over de volledige staalnameperiode in het IJzerbekken.

Conclusies voor de lengteverdeling per mesohabitatype

palenrijen en natuurlijke oevers vertonen een hogere lengtescore dan paaiplaatsen en VVO's. Ter hoogte van de paaiplaatsen werden echter niet meer juvenielen gevangen dan ter hoogte van de andere oevertypes. Wel werden ter hoogte van palenrijen en natuurlijke oevers meer grote individuen gevangen, wat mogelijks de betere lengtescore verklaart. Bovendien gaat het hier enkel om de lengtescore van de juveniele populaties; analyse van de volledige populatie zou een beter beeld geven van de lengtescore en dus van de vitaliteit van de populatie. In het kader van dit onderzoek werd echter specifiek op juveniele vis gefocust.

3.2.6 Rol van het mesohabitattype als paai- en opgroeihabitat

De resultaten geven aan dat 4 soorten palenrijen prefereren als **paaihabitat** (baars, blankvoorn, brasem en riviergrondel), terwijl 11 soorten meest paaïen ter hoogte van natuurlijke oevers: alver, baars, biermpje, bittervoorn, blankvoorn, blauwbandgrondel, brasem, dieldoornige stekelbaars, karper, rietvoorn en tiendoornige stekelbaars. Drie van deze soorten (baars, blankvoorn en brasem) hebben naast een sterke voorkeur voor natuurlijke oevers ook een voorkeur voor paaïplaatsen en palenrijen. Drie soorten (pos, snoek, snoekbaars) prefereren paaïplaatsen als paaihabitat (Tabel 5). Riviergrondel maakt geen onderscheid tussen paaïplaatsen, natuurlijke oevers of palenrijen. Geen enkele soort prefereert VVOs als paaihabitat. Paling en bot werden niet in de analyse meegenomen aangezien deze soorten in zout water paaïen. Kleine modderkruiper, kolblei en gibel werden eveneens niet in de analyse opgenomen aangezien geen 0+ juvenielen werden gevonden van deze soorten.

Tabel 5. Habitatgebruik (%) van de juvenielen die maximaal 5% van het totale lengtebereik groter waren dan de minimum waargenomen lengte per soort, gebaseerd op aan- en afwezigheid. Paling en bot werden niet in de analyse meegenomen aangezien deze soorten in zout water paaïen. Kleine modderkruiper, kolblei en gibel werden eveneens niet in de analyse opgenomen aangezien geen 0+ juvenielen werden gevonden van deze soorten.

	Mesohabitattype			
Naam	Paaïplaats	VVO	NTMB	Natuurlijk
alver	0	0	2	7
baars	4	0	5	7
bermpje	0	0	0	4
bittervoorn	0	0	0	11
blankvoorn	21	20	21	30
blauwbandgrondel	0	0	2	15
brasem	54	24	53	59
driedoornige stekelbaars	0	0	0	7
karper	13	4	4	22
pos	4	0	0	0
rietvoorn	0	0	2	7
riviergrondel	4	0	4	4
snoek	8	0	2	4
snoekbaars	4	0	0	0
tiendoornige stekelbaars	0	0	0	4

Op basis van Tabel 5 kan afgeleid worden hoeveel soorten een bepaald mesohabitattype als paaihabitat selecteren (Tabel 6). Hieruit blijkt dat natuurlijke oevers het meest worden geselecteerd als favoriete paaihabitat, gevolgd door paaïplaatsen en palenrijen. Palenrijen

worden wel meer als 2^e keuze geselecteerd dan paaiplaatsen. VVOs worden door alle soorten het minst geselecteerd als paaihabitat.

Tabel 6. Aantal keer dat een mesohabitattype als 1^e tot 4^e keuze wordt geselecteerd als paaihabitat voor de waargenomen vissoorten in de IJzer. De optimale keuze wordt weergegeven door categorie 1, de minst geprefereerde keuze als categorie 4. Bij gelijk aantal keuzes voor twee categorieën werd de laagste rang toegekend aan beide categorieën.

	Keuze			
Mesohabitattype:	1	2	3	4
Paaiplaats	3	2	3	7
VVO	0	0	0	15
NTMB	0	4	4	7
Natuurlijk	11	1	1	2

De resultaten geven aan dat baars palenrijen prefereert als **opgroeihabitat** terwijl 11 soorten bij voorkeur opgroeien ter hoogte van natuurlijke oevers: alver, biermpje, bittervoorn, blankvoorn, blauwband, brasem, karper, rietvoorn, snoek, snoekbaars en tiendoornige stekelbaars. Voor blankvoorn, blauwband, brasem en snoekbaars is deze preferentie wel minder sterk uitgesproken. Snoekbaars prefereert nagenoeg alle mesohabitattypes om op te groeien. Driedoornige stekelbaars prefereert zowel natuurlijke oevers als VVOs, maar vermoedelijk heeft deze soort net als snoekbaars geen specifieke opgroeihabitatvoorkeur aangezien de lage waarden voor de paaiplaatsen mogelijks verklaard worden door een lagere vangstefficiëntie. Opgroeierende paling, pos en riviergrondel werden het meest aangetroffen in paaiplaatsen. Verder wordt ook het belang van paaiplaatsen voor bot (100 %) en kleine modderkruiper (50% in paaiplaatsen, 50% ter hoogte van natuurlijke oevers) onderstreept, ondanks het feit dat hoogstwaarschijnlijk geen opgroeierende 0+ juvenielen werden aangetroffen.

Elf soorten groeien op in hun geprefereerde paaihabitat (alver, biermpje, bittervoorn, blankvoorn, blauwband, brasem, driedoornige stekelbaars, karper, pos, rietvoorn, tiendoornige stekelbaars), maar deze preferentie wordt minder sterk voor 5 soorten (blauwband, driedoornige stekelbaars, pos, rietvoorn, tiendoornige stekelbaars). Algemeen wordt een minder sterke opgroei- dan paaihabitatpreferentie waargenomen. Zowel natuurlijke oevers als palenrijen blijken geschikte paai- en opgroeihabitats voor riviergrondel. Snoek en snoekbaars lijken te paaieren in paaiplaatsen en te migreren naar respectievelijk natuurlijke en alle mesohabitattypes om op te groeien.

Tabel 7. Habitatgebruik (%) van de juvenielen die minimaal 5% van het totale lengtebereik groter waren dan de minimum waargenomen lengte per soort, gebaseerd op aan- en afwezigheid.

	Mesohabitattype			
Naam	Paaiplaats	VVO	NTMB	Natuurlijk
alver	4	4	9	26
baars	58	20	60	56
bermpje	8	0	4	19
bittervoorn	4	0	16	37
blankvoorn	38	36	68	78
blauwbandgrondel	8	4	11	22
brasem	21	8	28	56
driedoornige stekelbaars	21	48	37	48
karper	0	0	2	4
paling	50	4	6	18
pos	50	16	21	19
rietvoorn	8	4	2	15
riviergrondel	29	0	9	22
snoek	0	0	7	11
snoekbaars	17	20	9	22
tiendoornige stekelbaars	13	12	5	26

Op basis van Tabel 7 kan afgeleid worden hoeveel soorten een bepaald mesohabitattype als opgroeihabitat selecteren (Tabel 8). Hieruit blijkt dat natuurlijke oevers het meest worden geselecteerd als favoriete opgroeihabitat, gevolgd door paaiplaatsen. Palenrijen worden wel het meest als tweede keuze geselecteerd, waardoor het relatieve belang van palenrijen als opgroeihabitat toeneemt. VVOs worden door alle soorten het minst geselecteerd als opgroeihabitat.

Tabel 8. Aantal keer dat een mesohabitatype als 1^e tot 4^e keuze wordt geselecteerd als opgroeihabitat voor de waargenomen vissoorten in de IJzer. De optimale keuze wordt weergegeven door categorie 1, de minst geprefereerde keuze als categorie 4. Bij gelijk aantal keuzes voor twee categorieën werd de laagste rang toegekend aan beide categorieën.

	Keuze			
Mesohabitatype:	1	2	3	4
Paaiplaats	3	4	5	4
VVO	0	2	2	12
NTMB	1	8	4	3
Natuurlijk	11	3	2	0

3.2.7 Algemene conclusie over de impact van het mesohabitatype

Natuurlijke oevers scoren het best in de vergelijking van de verschillende mesohabitatypes. Ze herbergen het hoogst aantal verschillende soorten en ook het meeste visindividuen. Bovendien zijn de populaties ter hoogte van deze oevertypes relatief stabiel en vertonen ze een gemiddelde en dus gunstige functionele organisatie. De populaties ter hoogte van natuurlijke oevers hebben ook de hoogste lengtescore, wat aangeeft dat deze populaties gevarieerd zijn samengesteld. Tot slot wordt dit mesohabitatype geprefereerd als paai- en opgroeihabitat.

Als natuurtechnische oevers bevatten **paaiplaatsen en palenrijen** significant minder verschillende soorten en minder visindividuen dan de natuurlijke referentie-oevers. Hierbij valt op dat paaiplaatsen meer soorten herbergen dan palenrijen, maar dat dit verschil kleiner wordt wanneer enkel de gevoelige soorten worden beschouwd. In beide oevertypes werden vergelijkbare abundanties, dynamiek en functionele organisatie waargenomen. De lengteverdeling van palenrijen bleek een stuk beter dan die van paaiplaatsen, wat op een betere verdeling van de leeftijdsklassen binnen de populatie wijst. Toch blijft de waargenomen maximale lengte voor veel soorten nog steeds significant lager dan de maximale lengte die in de literatuur wordt beschreven. Zowel palenrijen als paaiplaatsen worden relatief weinig geprefereerd als paai- en opgroeihabitat, maar de juvenielen vertonen een grotere voorkeur voor paaiplaatsen dan voor palenrijen.

Ter hoogte van de **VVO's** werden het laagste aantal soorten en de laagste abundanties waargenomen. Bovendien bleek dit oevertype sterk dynamisch en zwak functioneel georganiseerd. VVO's worden nagenoeg niet als paaihabitat en slechts sporadisch als opgroeihabitat gekozen.

De resultaten van de elektrische bevissingen tonen ook het belang van de verschillende oevertypes als **schuilhabitat** aan. Hierbij valt op dat VVOs nagenoeg geen schuilmogelijkheden bieden.

In nagenoeg alle analyses bleek de ruimtelijke autocorrelatie van ondergeschikt belang ten opzichte van de waargenomen trends in de gegevens. Dit zou er op kunnen wijzen dat de **locatie van de verschillende NTMB-projecten** langs de IJzer geen invloed heeft op de effectiviteit van deze projecten voor vissen. Verder onderzoek moet echter aantonen of de verschillende locaties in de IJzer werkelijk geen ruimtelijke autocorrelatie vertonen, of dat deze autocorrelatie niet in de verzamelde dataset is vervat. De beperkte invloed van de staalnamemaand op de analyseresultaten kan aangeven dat de bestudeerde

mesohabitattypes niet enkel een functie vervullen als paaihabitat, maar ook als opgroeihabitat voor de juveniele vissen. Wanneer bepaalde mesohabitats enkel voor één van deze twee functies zou instaan, zouden wel significante effecten van de staalnamemaand waargenomen zijn, wat nu niet het geval was.

3.3 Impact van het microhabitat op de vispopulaties in de IJzer

Uit de voorgaande resultaten bleek dat het mesohabitattype een significant effect heeft op de vispopulaties in de IJzer. Vervolgens wordt nagegaan of dit effect te wijten is aan de verschillende microhabitattypes die binnen de verschillende mesohabitats worden teruggevonden. De hoofdhypothese hierbij is dus: "het microhabitattype heeft een significant effect op de vispopulaties in de IJzer". Op basis van deze resultaten kunnen aanbevelingen voor aanleg en onderhoud van de natuurtechnische oevers geformuleerd worden. De analyses voor het microhabitat gebeurden op basis van de **elektrisch gevangen juveniele vissen**, aangezien enkel deze staalnametechniek toeliet om onderscheid te maken tussen de verschillende microhabitats per mesohabitat.

3.3.1 Soortenrijkdom

De boxplots van de soortenrijkdom per microhabitat tonen dat grazige microhabitats het grootst aantal soorten bevatten, terwijl kale microhabitats het minste soorten herbergen, op enkele outliers na. De soortenrijkdom van houtige en met riet begroeide microhabitats bevindt zich tussen deze twee uitersten (Fig. 30). De vrij sterke spreiding op het waargenomen aantal soorten in de verschillende microhabitats is vermoedelijk te wijten aan de efficiëntie van de elektrische bevissingen.

Opsplitsing van de soortenrijkdom per microhabitattype en per mesohabitattype geeft aan dat het mesohabitattype weinig effect heeft op de relatie tussen soortenrijkdom en microhabitat (Fig. 31), behalve voor kale habitats. Bij dit laatste habitattype worden ter hoogte van palenrijen gemiddeld 4 soorten gevonden, tegenover geen enkele (VVOs) of slechts één (paaiplaatsen en natuurlijke oevers) soort gemiddeld in de andere mesohabitattypes. Deze trends werden bevestigd door de modelvoorspellingen (Bijlage 5.8).

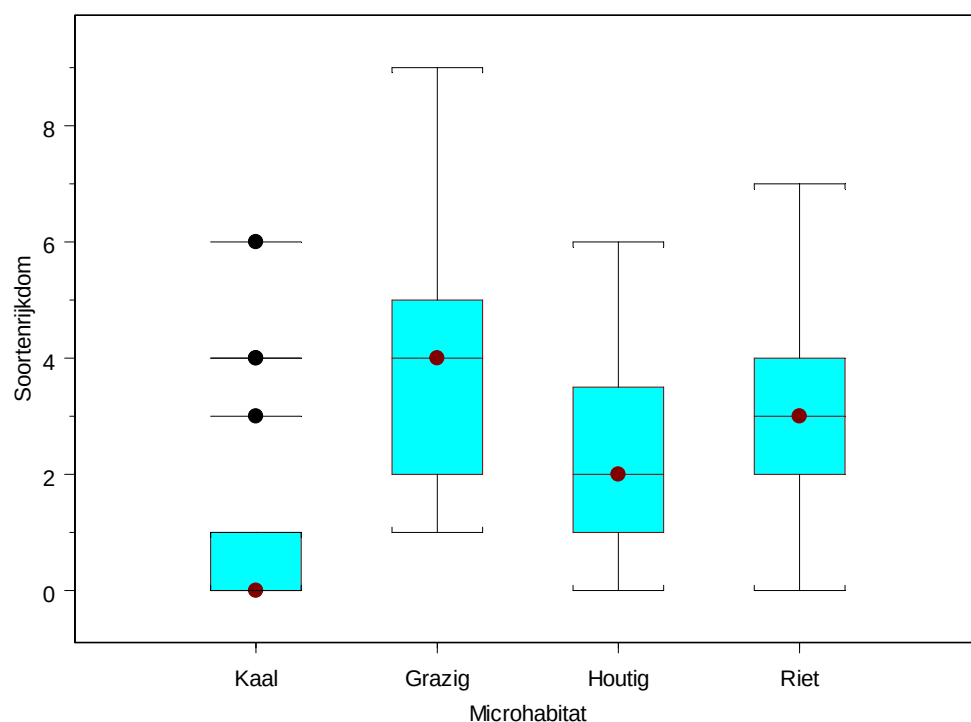


Fig. 30. Boxplots van de soortenrijkdom van de verschillende microhabitattypes voor de volledige staalnameperiode.

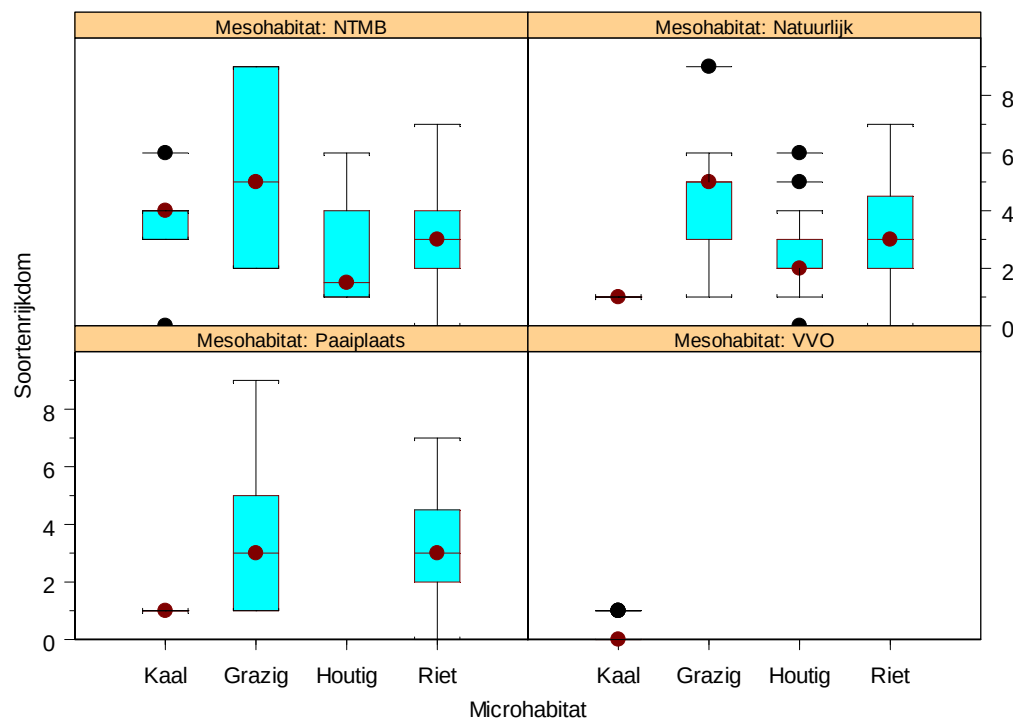


Fig. 31. Opsplitsing van de soortenrijkdom per microhabitat- en mesohabitatype. Zoals eerder vermeld, werden niet alle microhabitattypes waargenomen binnen elk mesohabitatype (Fig. 12). VVO = verticale verstevigde oever, NTMB = palenrij, natuurlijk = natuurlijke oever.

Conclusies voor de soortenrijkdom per microhabitattype

De soortenrijkdom bleek het hoogst voor grazige microhabitats, intermediair voor houtige en riethabitats en het laagst voor kale microhabitats. Bovendien was de soortenrijkdom per microhabitattype onafhankelijk van het mesohabitattype. De hogere soortenrijkdom ter hoogte van grazige microhabitats wijst mogelijks toch op een relatie tussen het microhabitat- en mesohabitattype aangezien grazige habitats vooral voorkomen in paaiplaatsen en ter hoogte van natuurlijke oevers (Fig. 12). Bovendien tonen de boxplots aan dat het mesohabitat invloed heeft op de soortenrijkdom van de kale microhabitats.

3.3.2 Abundantie

De kale microhabitats vertonen de laagste abundantie, terwijl de andere 3 microhabitattypes een gelijkaardige abundantie vertonen (Fig. 32). Hogere abundanties (>150 individuen) werden enkel waargenomen ter hoogte van rietvegetaties. De boxplots tonen slechts een beperkt effect van het mesohabitat op de relatie tussen abundantie en microhabitattype (Fig. 33). Dit effect is het meest uitgesproken voor de kale microhabitats. Ter hoogte van kale habitats in palenrijen werden gemiddeld 40 individuen gevangen, terwijl gemiddeld geen individuen worden gevangen ter hoogte van kale habitats in de andere mesohabitattypes. Deze trends werden bevestigd door de modelvoorspellingen (Bijlage 5.9).

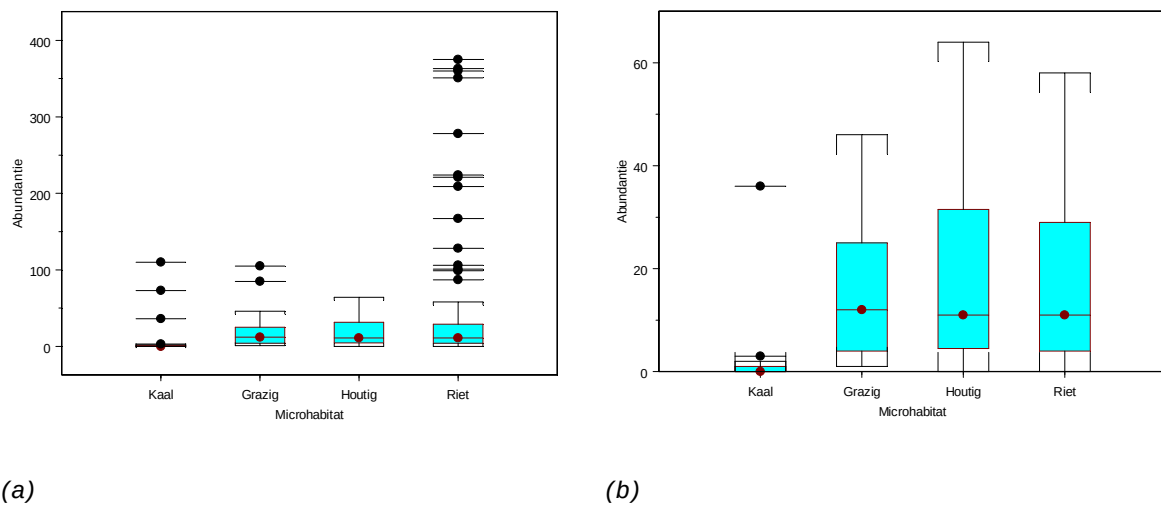


Fig. 32. Boxplots van de abundantie van juveniele vis in de verschillende microhabitattypes voor de volledige staalnameperiode (a) en detail van (a) voor de laagste abundanties (b).

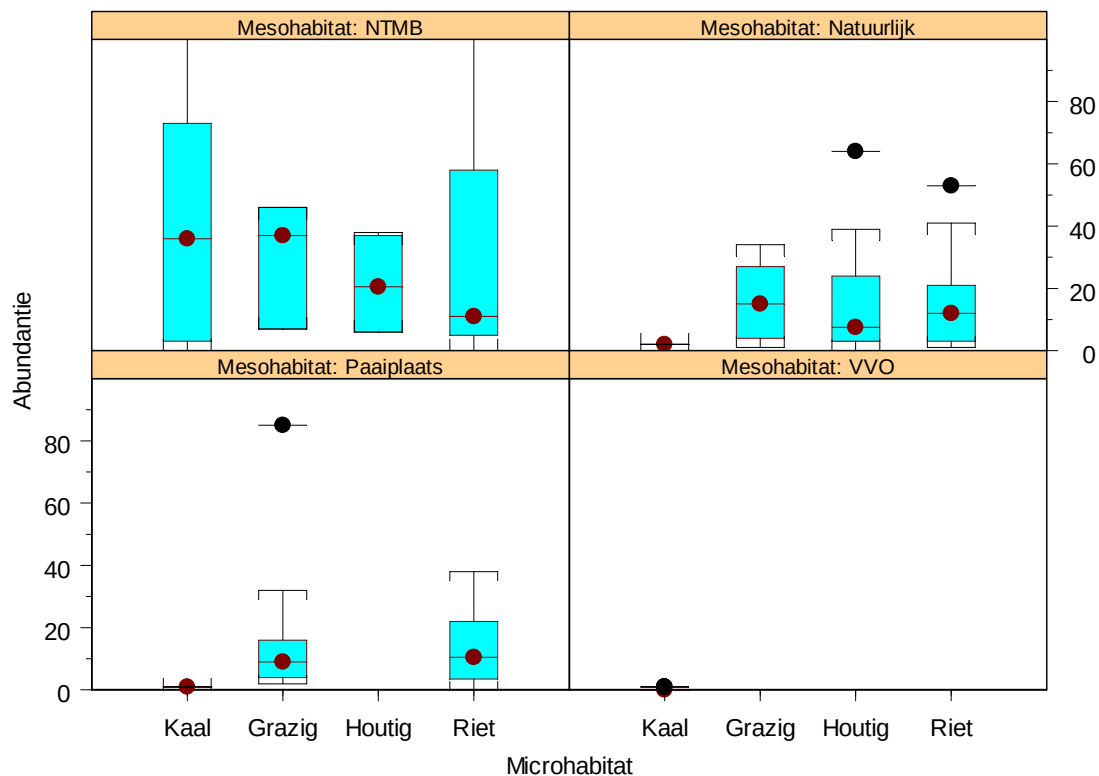


Fig. 33. Opsplitsing van de abundantie per microhabitat- en mesohabitatype. Zoals eerder vermeld, werden niet alle microhabitattypes waargenomen binnen elk mesohabitatype (Fig. 12). De figuur toont een detail van de laagste abundanties (<100 individuen). VVO = verticale verstevigde oever, NTMB = palenrij, natuurlijk = natuurlijke oever.

Conclusie voor de abundantie per microhabitattype

Rietmicrohabitats vertonen significant meer juveniele vissen dan de andere microhabitattypes. Grazige en houtige habitats bevatten een gelijkaardig, intermediaire hoeveelheid vis, terwijl de kale oevers zeer lage vis aantallen (<5 individuen) herbergen. Ter hoogte van kale microhabitats in palenrijen werd wel beduidend meer vis waargenomen dan in de andere mesohabitattypes.

3.3.3 Dynamiek

De boxplots tonen aan dat kale en houtige microhabitats gemiddeld een hoge dynamiek vertonen, terwijl grazige en met riet begroeide microhabitats een gemiddelde dynamiek kennen (Fig. 34). Tijdens de staalnameperiode werden slechts beperkte verschuivingen in de dynamiek waargenomen, behalve voor de kale microhabitats. De dynamiek van dit microhabitattype is sterk gespreid, mogelijks door de eventuele lage staalname-efficiëntie ter hoogte van dit microhabitattype (zoals eerder besproken). Deze trends werden bevestigd door de modelvoorspellingen (Bijlage 5.10).

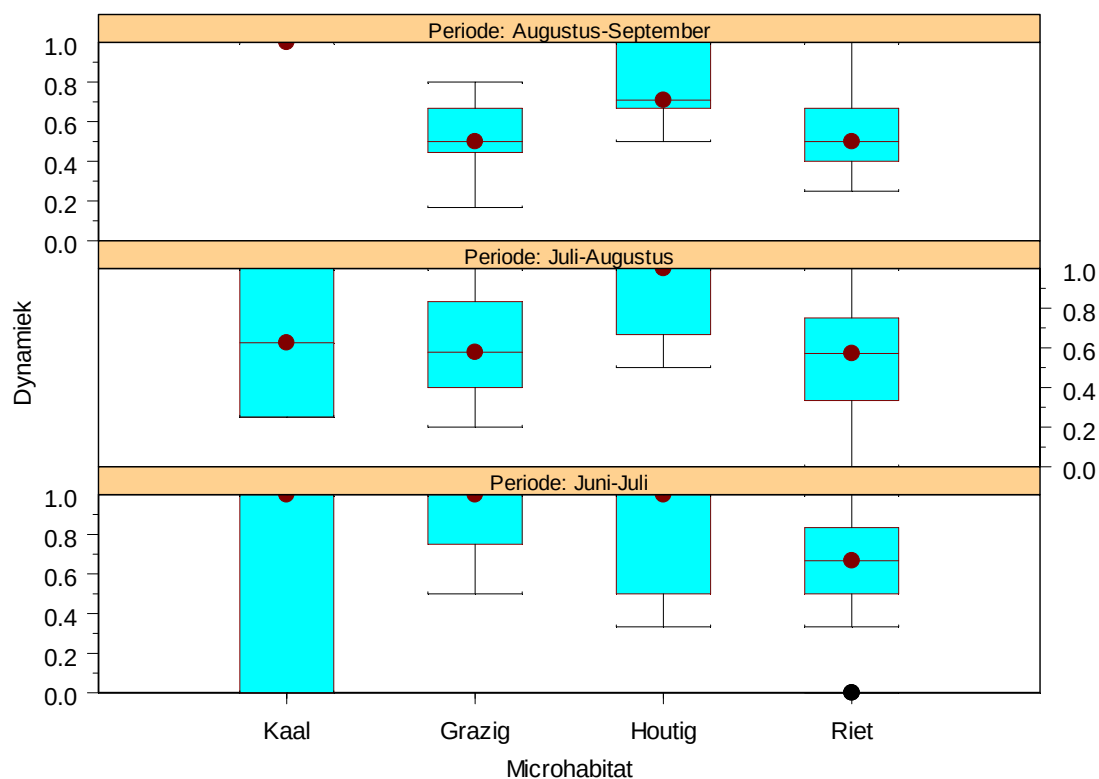


Fig. 34. Dynamiek van de verschillende microhabitattypes in de IJzer voor de volledige staalnameperiode.

Conclusies voor de dynamiek per microhabitattype

De houtige microhabitats vertonen de hoogste dynamiek, gevolgd door de kale en de grazige habitats. Met riet begroeide oevers worden gekenmerkt door een lagere, gemiddelde dynamiek. Dit kan mogelijks verklaard worden door de schuilmogelijkheden die de verschillende microhabitattypes bieden. Houtige, kale en grazige oevers bieden minder schuilmogelijkheden dan riethabitats (op enkele holle oevers ter hoogte van houtige en grazige microhabitats na) en kennen bijgevolg dynamischer visgemeenschappen. De dynamiek van de verschillende oevertypes was relatief constant over de volledige staalnameperiode.

3.3.4 Functionele organisatie

Grazige, houtige en met riet begroeide microhabitats vertonen een vergelijkbare, gemiddelde functionele organisatie. Kale microhabitats herbergen zwak functioneel georganiseerde visgemeenschappen, met uitzondering van de microhabitats die ter hoogte van palenrijen zijn gelegen (Fig. 35). Voor de andere microhabitattypes heeft het mesohabitat slechts een beperkte invloed op de relatie tussen de functionele organisatie en het microhabitat. Deze trends werden bevestigd door de modelvoorspellingen (Bijlage 5.11).

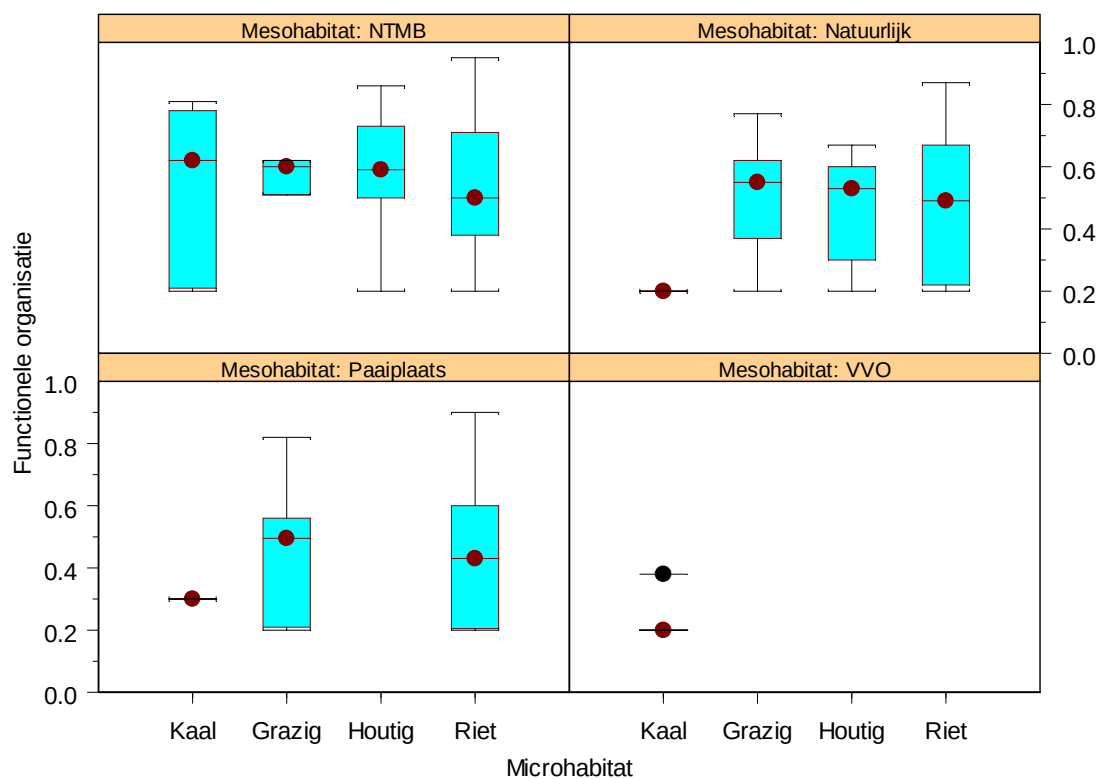


Fig. 35. Boxplots van de functionele organisatie van de bemonsterde visgemeenschappen per microhabitattype en mesohabitattype voor de volledige staalnameperiode. VVO = verticale verstevigde oever, NTMB = palenrij, natuurlijk = natuurlijke oever.

Conclusie voor de functionele organisatie per microhabitattype

De visgemeenschappen ter hoogte van kale microhabitats vertonen de zwakste functionele organisatie, met uitzondering van de microhabitats die zich in de palenrijen bevinden. Grazige, houtige en met riet begroeide microhabitats bevatten visgemeenschappen met een vergelijkbare, gemiddelde functionele organisatie. Dergelijke gemeenschappen worden gekenmerkt door een klein aantal dominante soorten en meerdere soorten die in kleine aantallen aanwezig zijn. Hierdoor zijn deze gemeenschappen beter beschermd tegen onverwachte verstoringen dan gemeenschappen met een lage functionele organisatie.

3.3.5 Lengteverdeling

Een analoge analyse als voor de lengteverdeling per mesohabitattype werd uitgevoerd per microhabitat maar leverde geen significante verschillen op tussen de verschillende microhabitattypes. Vermoedelijk is dit resultaat het gevolg van het beperkt aantal individuen dat per soort en per microhabitat werd gevangen, op enkele uitzonderingen zoals blankvoorn en brasem na. In Bijlage 5.7 werd ook een analyse gemaakt van de maximale geobserveerde lengte per vissoort in de IJzer.

3.3.6 Rol van het microhabitattype als paai- en opgroeihabitat

Analoog als voor voorgaande analyse werd ook een analyse gemaakt van de microhabitattypes die het meest als **paaihabitat** worden geselecteerd. Zes soorten prefereren riet als paaihabitat (alver, driedoornige stekelbaars, pos, riviergrondel, snoekbaars, tiendoornige stekelbaars), terwijl zes soorten (bittervoorn, blankvoorn, blauwband, brasem, karper, rietvoorn) houtige microhabitats als paaihabitat verkiezen (Tabel 9). Baars en snoek vertonen een lichte voorkeur voor kale habitats. BERPJE werd niet op microhabitatniveau (elektrisch) gevangen.

Tabel 9. Habitatgebruik (%) van de juvenielen die maximaal 5% van het totale lengtebereik groter waren dan de minimum waargenomen lengte per soort, gebaseerd op aan- en afwezigheid. Paling en bot werden niet in de analyse meegenomen aangezien deze soorten in zout water paaien.

	Microhabitattype			
Naam	Kaal	Grazig	Houtig	Riet
alver	0	0	0	1
baars	7	0	0	3
bermpje	0	0	0	0
bittervoorn	0	3	10	3
blankvoorn	7	22	25	22
blauwbandgrondel	0	3	5	4
brasem	11	47	60	53
driedoornige stekelbaars	0	0	0	3
karper	0	11	20	8
pos	0	0	0	1
rietvoorn	0	0	5	3
riviergrondel	0	3	0	4
snoek	4	3	0	3
snoekbaars	0	0	0	1
tiendoornige stekelbaars	0	0	0	1

Op basis van Tabel 9 kan afgeleid worden hoeveel soorten een bepaald microhabitattype als paaihabitat selecteren (Tabel 10). Hieruit blijkt dat riet en houtige oevers het meest worden geselecteerd als favoriet paaihabitat, waarbij riet ook het meest als tweede keuze wordt geselecteerd. Twee soorten prefereren kale microhabitats, maar voor alle andere soorten is dit habitattype het minst geschikt. Grazige habitats worden het minst als eerste keuze geselecteerd, maar spelen toch een grotere rol als paaihabitat dan kale habitats.

Tabel 10. Aantal keer dat een microhabitattype als 1^e tot 4^e keuze wordt geselecteerd als paaihabitat voor de waargenomen vissoorten in de IJzer. De optimale keuze wordt weergegeven door categorie 1, de minst geprefereerde keuze als categorie 4. Bij gelijk aantal keuzes voor twee categorieën werd de laagste rang toegekend aan beide categorieën.

	Keuze			
Microhabitattype	1	2	3	4
Kaal	2	0	0	12
Grazig	0	2	5	7
Houtig	6	0	0	8
Riet	6	4	4	0

Analoog als voor voorgaande analyse werd ook een analyse gemaakt van de microhabitattypes die het meest als **opgroeihabitat** worden geselecteerd. Elf soorten prefereren grazige oevers als opgroeihabitat: alver, baars, biermpje, bittervoorn, dieldoornige stekelbaars, pos, rietvoorn, riviergrondel, snoek, snoekbaars en tiendoornige stekelbaars. Deze voorkeur is minder uitgesproken voor alver, rietvoorn en snoek. Blankvoorn, karper en paling prefereren riethabitats terwijl blauwband en brasem houtige oevers verkiezen. Deze preferenties zijn echter minder sterk uitgesproken dan de preferentie van andere soorten voor grazige microhabitats. Bot werd telkens ter hoogte van grazige microhabitats aangetroffen, terwijl kleine modderkruiper zowel grazige (75%) als kale (25%) habitats opzoekt. Opgroeiende paling prefereert riethabitats maar werd ook regelmatig teruggevonden ter hoogte van grazige habitats.

Twee soorten groeien op ter hoogte van hetzelfde microhabitattype als waar ze paaien (blauwband en brasem). Elf soorten migreren tijdens het opgroeien vooral naar grazige microhabitats: alver, baars, biermpje, bittervoorn, dieldoornige stekelbaars, pos, rietvoorn, riviergrondel, snoek, snoekbaars en tiendoornige stekelbaars. Twee soorten (blankvoorn en karper) migreren bij het opgroeien vooral van houtige naar riethabitats. De meeste soorten hebben een uitgesproken paaihabitatvoorkeur maar groeien op in een breder microhabitatspectrum.

Tabel 11. Habitatgebruik (%) van de juvenielen die minimaal 5% van het totale lengtebereik groter waren dan de minimum waargenomen lengte per soort, gebaseerd op aan- en afwezigheid.

	Microhabitattype			
Naam	Kaal	Grazig	Houtig	Riet
alver	0	6	5	4
baars	19	61	15	49
bermpje	0	17	0	5
bittervoorn	0	22	15	14
blankvoorn	7	50	55	57
blauwbandgrondel	0	19	20	8
brasem	4	22	30	23
driedoornige stekelbaars	4	14	0	13
karper	0	0	0	1
paling	4	14	5	17
pos	11	19	0	8
rietvoorn	0	11	10	3
riviergrondel	4	33	0	8
snoek	0	8	5	4
snoekbaars	0	3	0	0
tiendoornige stekelbaars	4	11	5	5

Tabel 12. Aantal keer dat een microhabitattype als 1^e tot 4^e keuze wordt geselecteerd als opgroeihabitat voor de waargenomen vissoorten in de IJzer. De optimale keuze wordt weergegeven door categorie 1, de minst geprefereerde keuze als categorie 4. Bij gelijk aantal keuzes voor twee categorieën werd de laagste rang toegekend aan beide categorieën.

	Keuze			
Microhabitattype	1	2	3	4
Kaal	0	1	3	12
Grazig	11	2	2	1
Houtig	2	5	2	7
Riet	3	5	7	1

Op basis van Tabel 11 kan afgeleid worden hoeveel soorten een bepaald microhabitattype als opgroei habitat selecteren (Tabel 12). Hieruit blijkt dat grazige habitats het meest worden geselecteerd als favoriete opgroei habitat, gevolgd door riet en houtige microhabitats. Kale oevers worden minder geselecteerd. Opmerkelijk is de toename in belang van grazige habitats als opgroei- ten opzichte van paai habitat.

3.3.7 Algemene conclusie over de impact van het microhabitattype

Uit het voorgaande volgt dat ter hoogte van de **microhabitat types 'grazig' en 'riet'** relatief diverse, stabiele en functioneel goed georganiseerde visgemeenschappen werden waargenomen. Bovendien bevatten deze types het hoogste aantal juveniele vissen van de bemonsterde microhabitat types. De analyses suggereren ook dat deze habitat types interessante paai- (vooral riet) en opgroeimogelijkheden (vooral grazige oevers) bieden aan de vispopulaties. Kale microhabitats bieden weinig paai- en opgroeimogelijkheden. Hierbij kan vermeld worden dat de meeste kale microhabitats zich ter hoogte van VVO's bevonden. Verder onderzoek moet uitwijzen of kale habitats die ontstaan zijn door afkalvende oevers wel interessant zijn voor juveniele vis. Binnen de bemonsterde mesohabitats waren dergelijke microhabitats echter onvoldoende aanwezig om betrouwbare analyses uit te voeren.

Aangezien het microhabitat type **'riet'** dominant voorkomt in de palenrijen, werd de relatie van dit type met de aanwezige vispopulaties verder onderzocht. Hierbij dient opgemerkt dat het microhabitat type 'riet' alle habitats omvat gevormd door submerse, niet houtige macrofyten die in de rivierbodem geworteld zijn. Concreet gaat het hier meestal om riet en sporadisch andere macrofyten die enkel met hun wortels en onderste stengeldeel onder water leven. Volledig aquatische macrofyten werden in de IJzer niet aangetroffen, hoewel deze waarschijnlijk ook interessante habitat mogelijkheden zouden bieden aan de vispopulaties.

3.4 Impact van begroeiingspercentage en diepte op de effectiviteit van palenrijen

Uit het voorgaande volgt dat palenrijen diverse, talrijk vertegenwoordigde, stabiele en functioneel goed georganiseerde visgemeenschappen kunnen herbergen. Binnen dit oevertype werden echter sterke verschillen in begroeiing en diepte waargenomen. Bijgevolg wordt verwacht dat het begroeiingspercentage en de diepte van de palenrijen de habitatwaarde van deze oevers voor vis mogelijk beïnvloeden. Daarom werd de impact van het begroeiingspercentage en de diepte op de visabundantie geanalyseerd. De resultaten van dergelijke analyse kunnen waardevolle suggesties geven voor aanleg en onderhoud van de palenrijen. In een standaardoppervlak (1 m²) rond elk staalnamepunt binnen een NTMB-oever werd de vegetatiebedekking (%) visueel geschat. Een vegetatiebedekking van 100 % betekende hierbij dat geen water meer zichtbaar was, maar dat er wel nog water tussen de vegetatie kon aanwezig zijn. Bovendien werden de diepte en de abundantie van de elektrisch gevangen vis opgemeten. Hierbij moet worden opgemerkt dat de abundanties van de adulte vissen minder betrouwbaar kunnen zijn, aangezien met een specifieke elektrode voor juveniele vissen werd bemonsterd.

Fig. 36 geeft aan dat adulte vissen vooral voorkomen tussen dieptes van 0.2 en 0.8 m, met een voorkeur voor dieptes tussen 0.35 en 0.65 m. Juveniele vissen kunnen bij lagere dieptes voorkomen, maar vertonen toch ook een lichte voorkeur voor dieptes tussen 0.15 en 0.75 m. Verschillende palenrijen vertonen zones die dieper of ondieper zijn dan deze voorkeursdieptes voor juveniele vissen (Fig. 38). Gepaste aanleg en onderhoud kunnen dit probleem verhelpen en de effectiviteit van de palenrijen voor de vispopulaties verhogen.

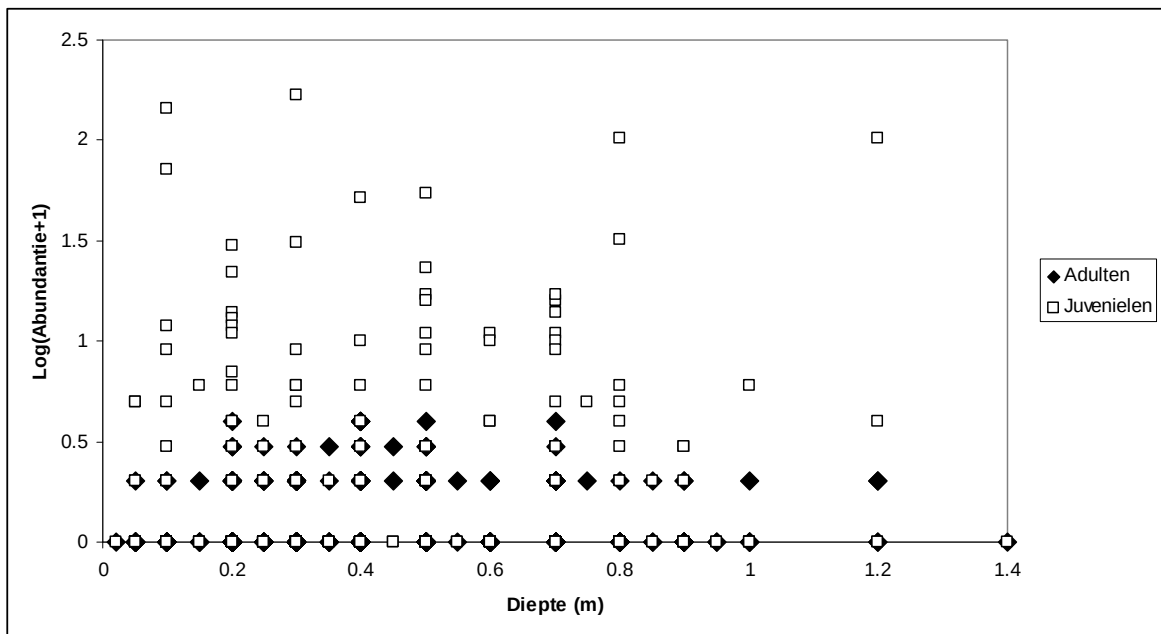


Fig. 36. Abundanties van adulte en juveniele vissen in de palenrijen in het IJzerbekken in functie van de diepte van het bemonsteringspunt.

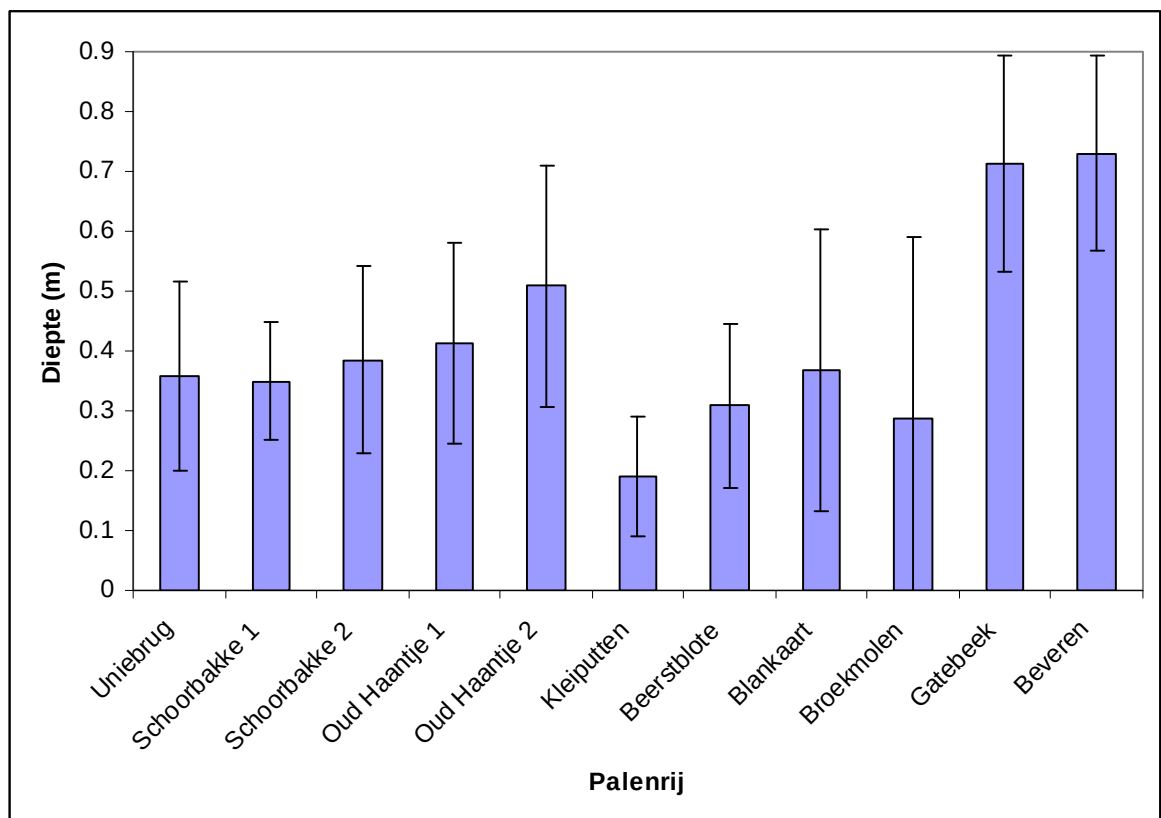


Fig. 37. Gemiddelde diepte van de verschillende palenrijen langs de IJzer tijdens de volledige staalnameperiode.

Adulte vissen blijken geen specifieke voorkeur voor vegetatiebedekking te hebben, maar lijken toch minder voor te komen bij extreme bedekkingspercentages (Fig. 38). Juveniele vissen komen vooral voor tussen 0 en 90 % bedekking, met een duidelijke voorkeur voor lagere vegetatiebedekkingen (tussen 0 en 50 %). Deze resultaten worden bevestigd wanneer het aantal nultangsten in functie van de vegetatiebedekking wordt beschouwd (Fig. 39). Verschillende palenrijen langs de IJzer vertonen zones waar de vegetatiebedekking zeer hoog (>90 %) is (Fig. 40). De gegevens tonen aan dat deze zones geen geschikt habitat vormen voor juveniele vissen. Correcte aanleg en gepast onderhoud van de palenrijen zou dit probleem kunnen verhelpen.

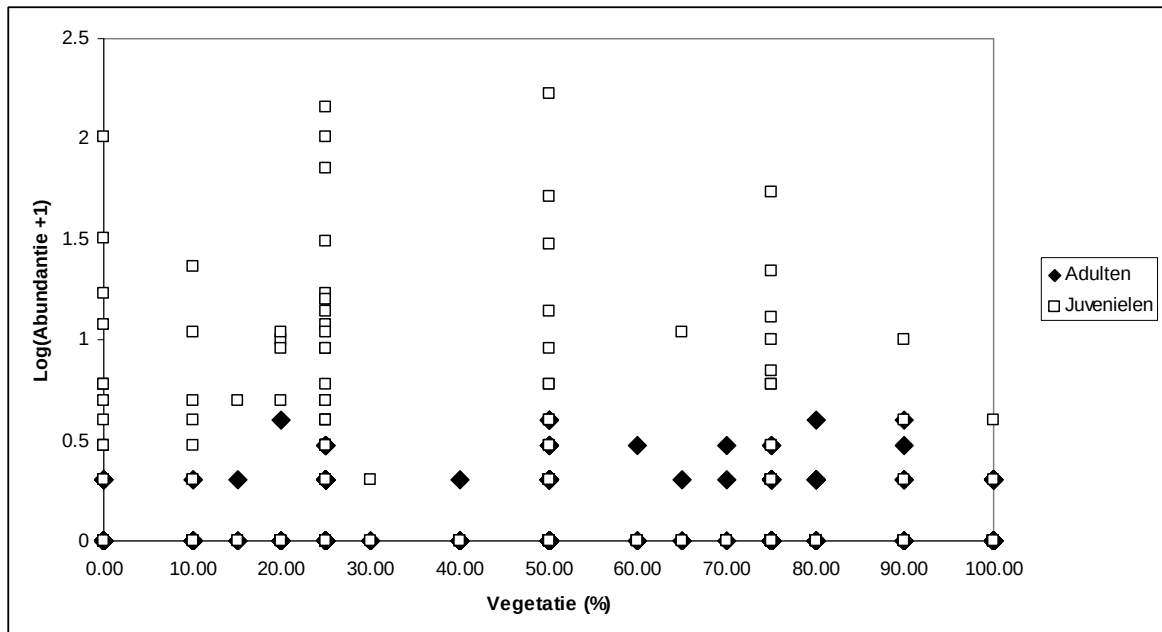


Fig. 38. Abunanties van adulte en juveniele vissen in de palenrijen in het IJzerbekken in functie van de vegetatiebedekking in 1 m² rond het bemonsteringspunt.

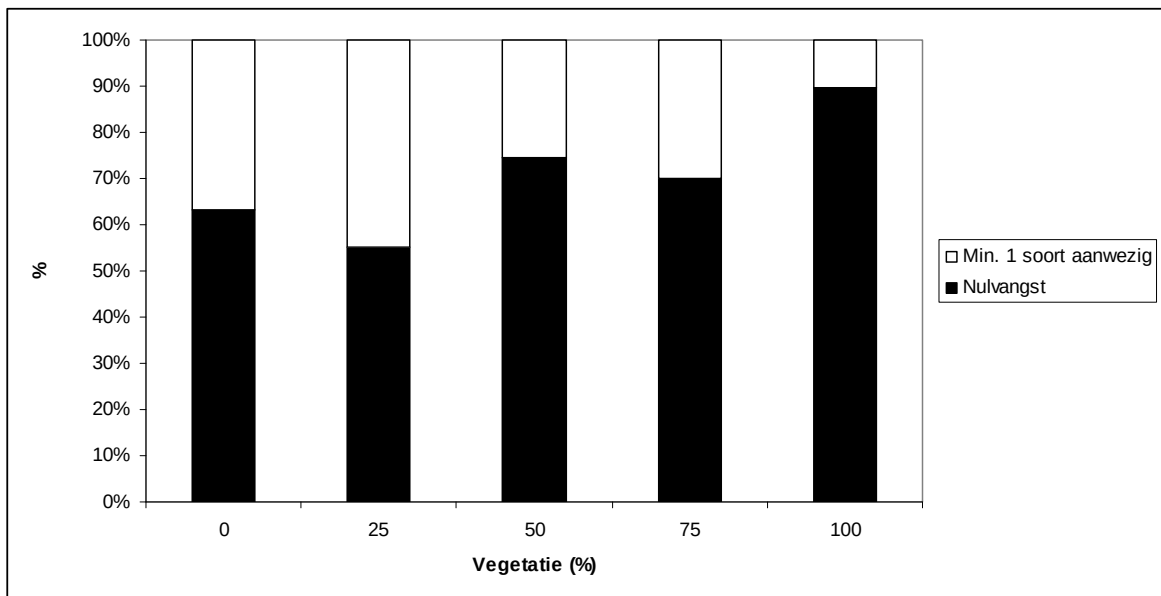


Fig. 39. Procentueel aandeel van de nulvangst en de vangsten waarbij minstens één soort werd gevangen voor de verschillende bedekkingspercentages van vegetatie in de palenrijen langs de IJzer, gebaseerd op de elektrische vangsten van juveniele vissen. Het groot aantal nulvangsten is deels te verklaren door de efficiëntie van de staalnamemethode.

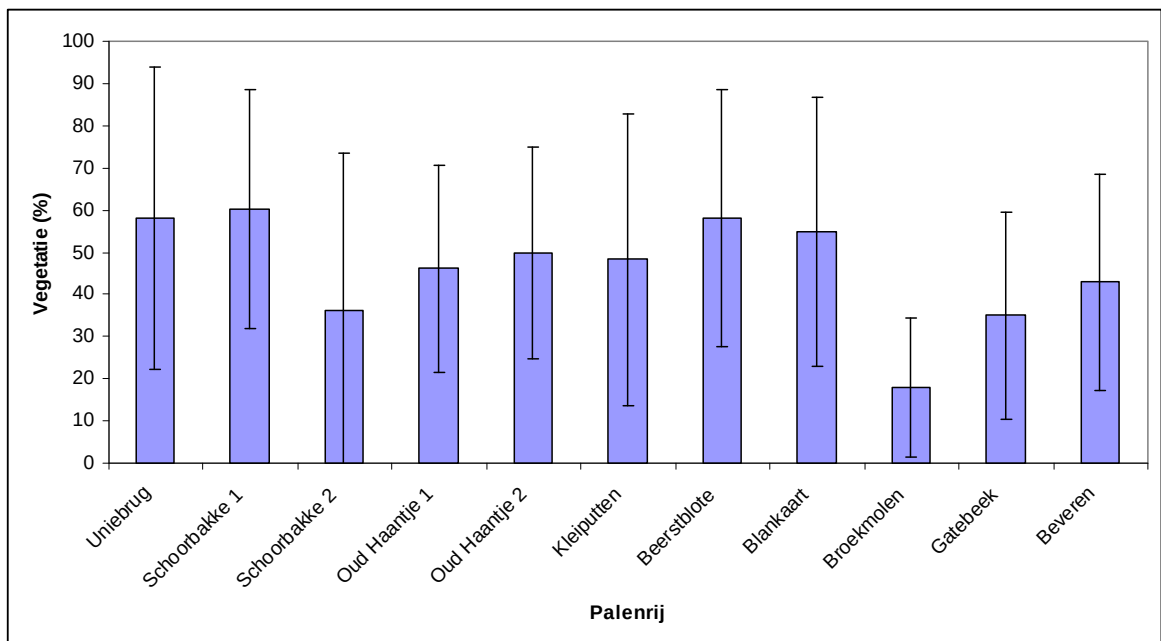


Fig. 40. Gemiddelde vegetatiebedekking van de verschillende palenrijen langs de IJzer tijdens de volledige staalnameperiode.

3.5 Analyse van de waargenomen vispopulaties

Tot slot werden een aantal aspecten van de verschillende waargenomen populaties in de IJzer geanalyseerd. Het gaat hier om eigenschappen van die populaties die een algemeen beeld vormen van de toestand van de visgemeenschap in de IJzer, maar eerder beschrijvend worden vermeld. Concreet werden volgende eigenschappen geanalyseerd: het **voorkomen van verschillende soorten langs de IJzer**, de **Huet zonering en ecologische gildes** op basis van stroomsnelheid, de **evolutie van de abundantie** per soort, de **populatiesamenstelling** per soort en de **paaiperiode** van de verschillende vissoorten in de IJzer. Niet alle aspecten werden statistisch geanalyseerd aangezien soms onvoldoende data beschikbaar waren of omdat statistische analyse soms niet relevant was. De resultaten van deze analyses worden weergegeven in Bijlage 5.12.

4 Besluit

In dit rapport werd de impact van de verschillende habitattypes in de IJzer op de vispopulaties onderzocht. Hierbij werd gefocust op juveniele individuen en de rol van vier verschillende meso- (paaiplaatsen, verticaal verstevigde oevers, palenrijen en natuurlijke oevers) en microhabitattypes (kaal, grazig, houtig en riet). In dit luik worden de verschillende habitattypes besproken en worden beheersadviezen geformuleerd op basis van de resultaten.

Natuurlijke oevers

Dit oevertype vertoont het grootste aantal soorten, gevoelige soorten en elektrisch gevangen soorten. Aangezien geen significant verschil tussen het aantal soorten en het aantal elektrisch gevangen soorten werd waargenomen, kan verondersteld worden dat natuurlijke oevers goede schuilmogelijkheden bieden voor vissen. Bovendien kent dit oevertype de hoogste abundantie en een gemiddelde dynamiek, wat wijst op een relatief constante en stabiele vispopulatie. Dit wordt ook bevestigd door de functionele organisatie en lengtescore, die beiden het hoogst zijn voor dit habitatype.

Deze resultaten geven aan dat natuurlijke oevers op dit moment het **beste habitatype** vormen in de IJzer. Door het ontbreken van objectieve referentiecondities voor dit type rivier in Vlaanderen is het onduidelijk of dit habitatype ook als referentiehabitat kan worden gezien. Toch wordt dit type in deze studie beschouwd als de best haalbare conditie gezien de huidige omstandigheden in de IJzer.

Ondanks de niet significante invloed van het microhabitatype op de vispopulaties in de IJzer, suggereren de resultaten toch dat de **variëteit in microhabitats** een effect kan hebben. Natuurlijke oevers bevatten als enige mesohabitatype alle verschillende microhabitats en de meeste grazige habitats, die de hoogste soortenrijkdom vertonen, komen voor in natuurlijke oevers. Bovendien bevatten natuurlijke oevers samen met palenrijen als enige houtige microhabitats, die de jongste vissen blijken te prefereren.

De ruimtelijke verspreiding van de verschillende soorten in de IJzer geeft ook aan dat de meeste soorten de meest stroomopwaarts gelegen zone van het studiegebied gebruiken. In deze zone komen ook de meeste natuurlijke oevers voor, wat suggereert dat deze oevers fungeren als "**kernhabitat**" voor een aantal soorten. Vanuit dit kernhabitat kunnen andere habitats in de rivier gekoloniseerd worden. Bijgevolg is deze zone van primair belang voor het behoud en de ontwikkeling van de visgemeenschap in de IJzer.

Naar **beheer** toe suggereren we dan ook om natuurlijke oevers zoveel mogelijk te **behouden** en waar mogelijk zelfs hun **ontwikkeling te stimuleren**, bijvoorbeeld door een nulbeheer van de huidige (natuurlijke of verstevigde) oevers. Hoewel de beschikbare literatuur geen richtlijnen vermeldt voor de stimulans of het behoud van natuurlijke oevers, is het belangrijk dat de **heterogeniteit** van natuurlijke oevers behouden of verhoogd wordt. Concreet kan de aanwezigheid van verschillende microhabitattypes bekomen worden door actieve afgraving (kale oevers), hakhoutbeheer (houtige oevers) of niets doen (houtige en grazige oevers). Momenteel zijn de riethabitats ter hoogte van de natuurlijke oevers voldoende heterogeen en komt extreme overwoekering door rietvegetatie nagenoeg niet voor. Beheersmatig is het dus aangewezen om de huidige heterogeniteit van de riethabitats te behouden, indien nodig in de toekomst door actief beheer.

Verticaal verstevigde oevers (VVOs)

Dit oevertype wordt gekenmerkt door het laagste aantal soorten en elektrisch gevangen soorten, terwijl er gemiddeld geen gevoelige soorten voorkomen. Bovendien vertonen VVOs de laagste abundantie, een zeer hoge dynamiek en een lage functionele organisatie. De

verschillende resultaten voor de elektrische en de sleepnetbemonsteringen tonen aan dat er wel vissen leven ter hoogte van VVOs, maar dat deze oevers nagenoeg geen schuilhabitat bieden. Bovendien zijn de populaties ter hoogte van deze oevers minder stabiel en gevoeliger voor verstoringen door de lage functionele organisatie.

Dit wordt ook geïllustreerd door de lage lengtescore van de VVO populaties. Gemiddeld worden grotere vissen gevangen ter hoogte van VVOs, wat wijst op een beperkt belang van dit oevertype voor de voortplanting van een aantal soorten aangezien minder kleine juvenielen worden gevangen.

VVOs kunnen bijgevolg beschouwd worden als het **slechtst mogelijke oevertype** in de IJzer vanuit vispopulatieperspectief. Deze oevers bevatten slechts één microhabitattype en vormen dus de ondergrens van het habitatkwaliteitsbereik in deze rivier. De ruimtelijke verspreiding van de vispopulaties geeft aan dat een relatief soortenarme zone voorkomt tussen 7 en 13 km van de IJzermonding. In deze zone komen vooral VVOs voor, wat suggereert dat dit habitattype hier mogelijk een **barrière** vormt tussen stroomop en stroomaf gelegen geschikte habitats.

Naar **beheer** toe kunnen we dus stellen dat VVOs een **te vermijden** oevertype vormen dat enkel op hoogst noodzakelijke locaties moet worden toegepast. Mogelijks kunnen ter hoogte van dit oevertype **vooroevers** worden aangelegd om de submerse habitatheterogeniteit en – kwaliteit te verhogen, zonder hierbij in conflict te komen met de minimaal vereiste breedte voor scheepvaart. Een duurdere en daardoor moeilijker haalbare optie is **vervanging** van VVOs door andere, meer geschikte oevertypes.

Natuurtechnische Milieubouw oevers (NTMB-oevers): palenrijen en paaiplaatsen

Deze twee verschillende oevertypes worden samen besproken omdat beide types door menselijke ingrepen zijn ontstaan. Bovendien vertonen de resultaten talrijke gelijkenissen tussen beide types.

Zowel paaiplaatsen als palenrijen vertonen een gemiddeld aantal soorten en elektrisch gevangen soorten, waarbij paaiplaatsen iets beter scoren dan palenrijen en ook een gemiddeld aantal gevoelige soorten herbergen. Opvallend is het **lage aantal gevoelige soorten van palenrijen**, ondanks het feit dat enkele palenrijen zich in het meest stroomopwaartse gedeelte van het studiegebied bevinden. Paaiplaatsen en palenrijen kennen een gemiddelde abundantie, dynamiek en functionele organisatie. De laatste twee wijzen op een stabiele, draagkrachtige gemeenschap ter hoogte van deze oevers.

Opmerkelijk is de goede lengtescore van palenrijen, die de referentiesituatie van de natuurlijke oevers benadert. Dit wordt ook bevestigd door het belang van palenrijen als opgroeihabitat, hoewel de kleinste vissen dit habitattype niet prefereren. Paaiplaatsen kennen een lagere, gemiddelde lengtescore maar worden meer geprefereerd als paai- en opgroeihabitat. Toch werden in paaiplaatsen geen significant kleinere vissen teruggevonden dan ter hoogte van andere mesohabitattypes.

De preferentie voor paaiplaatsen van twee relatief zeldzame soorten, bot en kleine modderkruiper, suggereert ook dat **paaiplaatsen een belangrijke rol** vervullen voor de vispopulaties in de IJzer. Dit wordt bevestigd door de ruimtelijke verdeling van de vissoorten langs de IJzer, waarbij paaiplaatsen als **ankerpunten** schijnen te fungeren voor een aantal vissoorten.

Naar **beheer** toe kan men stellen dat de **aanleg van paaiplaatsen de voorkeur verdient op palenrijen** waar mogelijk. Bovendien kan beheer de **habitatheterogeniteit** van de huidige paaiplaatsen behouden en nog verhogen. Specifiek zijn houtige microhabitats ondervertegenwoordigd in paaiplaatsen, terwijl de resultaten toch het belang van dit

microhabitattype voor vispopulaties suggereren. Anderzijds zijn de paaiplaatsen relatief recent aangelegd en zal de habitatheterogeniteit in de toekomst hoogstwaarschijnlijk spontaan verbeteren bij een nulbeheer. Toch moet hierbij opgemerkt dat aangelegde paaiplaatsen steeds een onnatuurlijk systeem blijven, onderhevig aan aftakelingsprocessen zoals **verlandings**. Actief beheer zal zich bijgevolg mogelijks opdringen in de komende jaren om de paaiplaatsen te behouden. Ook hier moet dit beheer opnieuw gericht zijn op het verhogen van de habitatheterogeniteit in de paaiplaatsen. Hoe meer variabelen (diepte, stroomsnelheid, vegetatiebedekking, soorten oevervegetatie, oeverstructuur (begroeid/kaal), ...) gevarieerd worden, hoe beter. Aangezien de oevers de hoogste habitatdiversiteit vertonen binnen de paaiplaatsen, is het aangewezen om de **oeverlengte te maximaliseren** bij aanleg van deze paaiplaatsen. Vanuit dit standpunt zijn de paaiplaatsen met een gekartelde, onregelmatige oever (Sint-Jorisputten/Oude IJzerarm) interessanter dan de ellipsvormige paaiplaatsen met een vrij strakke, rechte oever. Elke paaiplaats moet aangelegd worden in functie van de aanwezige randvoorwaarden, maar de resultaten van dit rapport tonen dat het streven naar habitatheterogeniteit een goede basis vormt voor de aanleg van efficiënte paaiplaatsen.

Tot slot vermelden we voor beide aangelegde habitattypes (palenrijen en paaiplaatsen) dat een **aangepast peilbeheer** cruciaal lijkt voor de efficiëntie van de herstelopties. Concreet werd tijdens deze studies een aantal keer waargenomen dat het waterpeil kunstmatig sterk werd verlaagd ten gevolge van hevige regenval. Deze plotse peilschommeling is nadelig voor de aanwezige fauna en flora, aangezien deze niet aangepast zijn aan dergelijke onverwachte dynamiek. Deze situatie kan mogelijks vermeden worden door aangepast spuibeheer, waarbij peildalingen hoger dan 0.3 m/d ten opzichte van het normpeil (3.14 m TAW) worden vermeden. Bij dergelijke peildalingen worden de palenrijen en paaiplaatsen bijvoorbeeld letterlijk leeggezogen, waardoor juveniele vissen noodgedwongen hun schuilplaats verlaten en blootgesteld worden aan predatoren in de vrije waterkolom. Een mogelijke oplossing is de aanleg van een slikken- en schorrensysteem, vergelijkbaar met een getijdenrivier en bestaande uit een netwerk van ondiepe kanalen die ook schuimogelijkheden bieden bij peildalingen. Wegens oppervlaktebeperkingen in het IJzerbekken is deze optie echter weinig realistisch. Mogelijks biedt aangepast peilbeheer tijdens de paai- en opgroeperiode al een significante verbetering, maar hieromtrent zijn geen literatuurgegevens bekend. Verder onderzoek kan dit bijgevolg uitwijzen en de toepassing van dit aangepast spuibeheer optimaliseren.

Indien de omstandigheden niet toelaten om natuurlijke oevers of paaiplaatsen aan te leggen, bieden **palenrijen** een mogelijke oplossing. Dergelijke oevers kunnen alle verschillende microhabitattypes bevatten en zo toch heterogene habitatsystemen vormen. **Aangepast beheer**, gericht op het behouden en verhogen van de habitatheterogeniteit, is hierbij echter **cruciaal**. Specifiek tonen de resultaten in dit rapport aan dat juveniele vissen binnen de palenrijen zones prefereren met een intermediaire diepte en vegetatiebedekking. Een heterogene diepteverdeling en vegetatiebedekking kan enkel bekomen worden door actief beheer van de palenrijen. Momenteel zijn teveel palenrijen totaal overgroeid door rietvegetatie (100% bedekking) om nog efficiënt te zijn als vishabitat. Andere oevers zijn grotendeels verland door afkalving of sterk verdiept door uitschuring, wat de efficiëntie als herstelmaatregel niet ten goede komt.

Algemeen werd in de IJzer een relatief hoog aantal soorten (22) aangetroffen, waarbij minstens 12 soorten een levensvatbare en gezonde populatie vertonen. De resultaten geven aan dat de populaties van de negen andere soorten (alver, bot, gibel, karper, kleine modderkruiper, riviergrondel, snoek, winde en zeelt) minder evenwichtig zijn uitgebouwd. Mogelijks zijn deze populaties minder duurzaam, zijn de bemonsterde habitats geen typehabitat voor deze soorten of worden deze soorten minder efficiënt gevangen met de gebruikte staalnamemethodes. Opmerkelijk is wel de vangst van gevoelige soorten zoals kleine modderkruiper, van de Habitatrichtlijnsoort bittervoorn en van de amphidrome soort

bot. De resultaten wijzen op het belang van de bovenstroomse delen van de IJzer (stroomopwaarts van Fintele), maar geven ook op de potenties aan van de meer stroomafwaarts gelegen gebieden.

Een aangepast, geïntegreerd water**beheer** zou enerzijds de bovenstroomse habitats zoveel mogelijk kunnen behouden en zelfs verbeteren, terwijl de vispopulaties in de benedenstroomse gebieden kunnen versterkt worden door aanleg van natuurlijke oevers en paaiplaatsen. Dergelijke oevertypes zijn ook naar onderhoud toe interessanter dan palenrijen aangezien de laatste enkel efficiënt zijn wanneer ze een hoge habitatheterogeniteit kennen (zowel qua diepte als qua vegetatiebedekking). Dergelijke habitatheterogeniteit kan enkel bekomen worden door (relatief intensief en kostelijk) actief beheer.

5 Bijlagen

5.1 Ligging van de bemonsterde mesohabitats



Fig. 41. Ligging van de bemonsterde mesohabitats langs de IJzer



Fig. 42. Ligging van de bemonsterde mesohabitats langs de IJzer

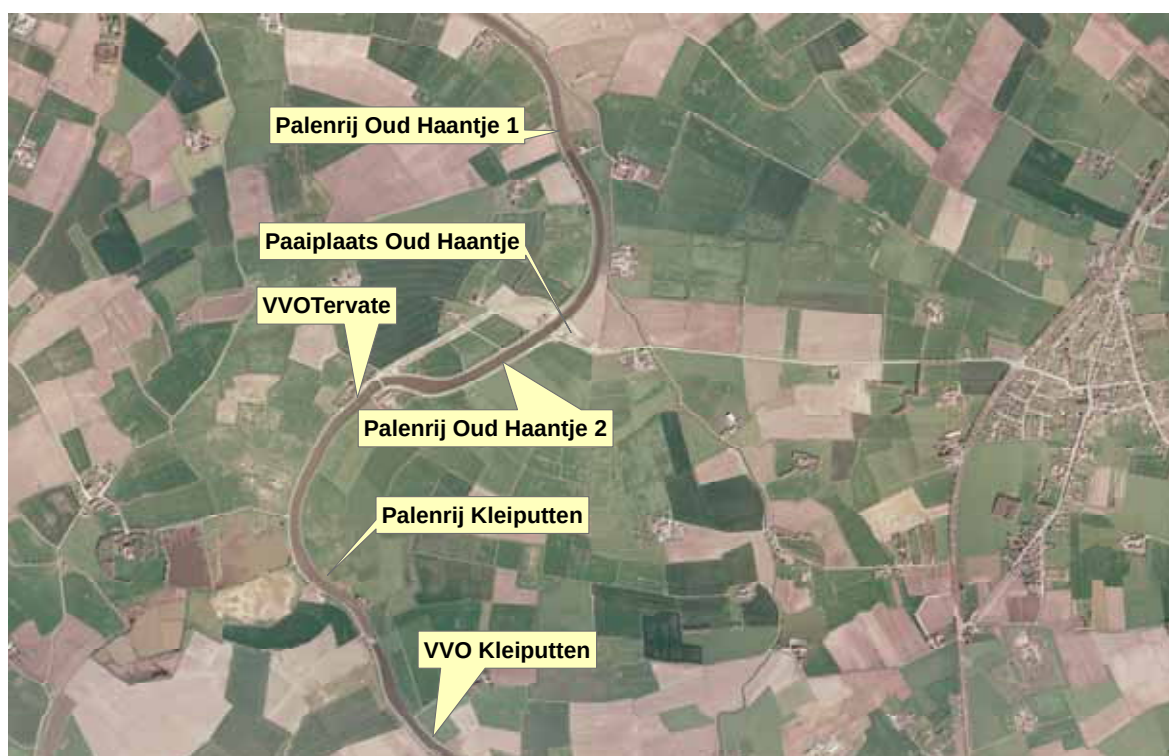


Fig. 43. Ligging van de bemonsterde mesohabitats langs de IJzer



Fig. 44. Ligging van de bemonsterde mesohabitats langs de IJzer



Fig. 45. Ligging van de bemonsterde mesohabitats langs de IJzer



Fig. 46. Ligging van de bemonsterde mesohabitats langs de IJzer



Fig. 47. Ligging van de bemonsterde mesohabitats langs de IJzer



Fig. 48. Ligging van de bemonsterde mesohabitats langs de IJzer



Fig. 49. Ligging van de bemonsterde mesohabitats langs de IJzer

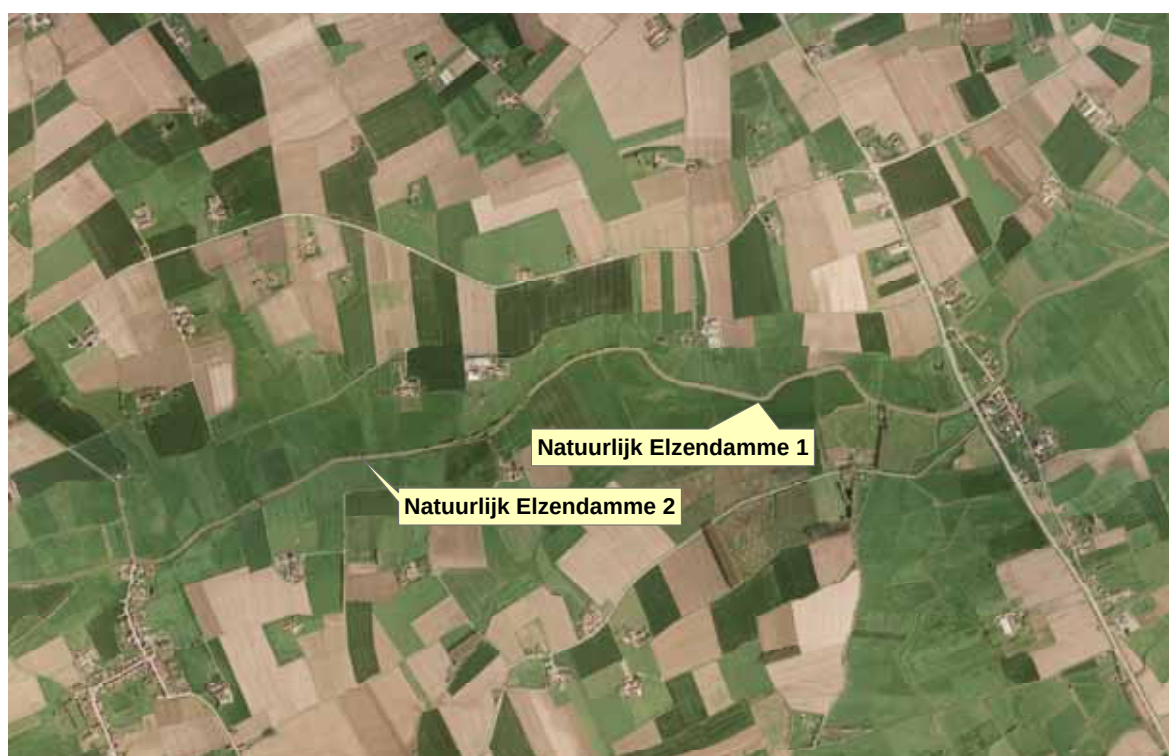


Fig. 50. Ligging van de bemonsterde mesohabitats langs de IJzer

5.2 Modelvoorspellingen van soortenrijkdom van gevoelige soorten

De staalnamemaand had geen significant effect op het aantal gevoelige soorten per mesohabitat maar er werd wel een significante spatiale autocorrelatie waargenomen ($p = 0.04$). Het gefitte model houdt rekening met deze autocorrelatie en geeft vergelijkbare trends weer als de boxplots, wat aangeeft dat het autocorrelatie-effect beperkt is in de verzamelde gegevens (Fig. 51).

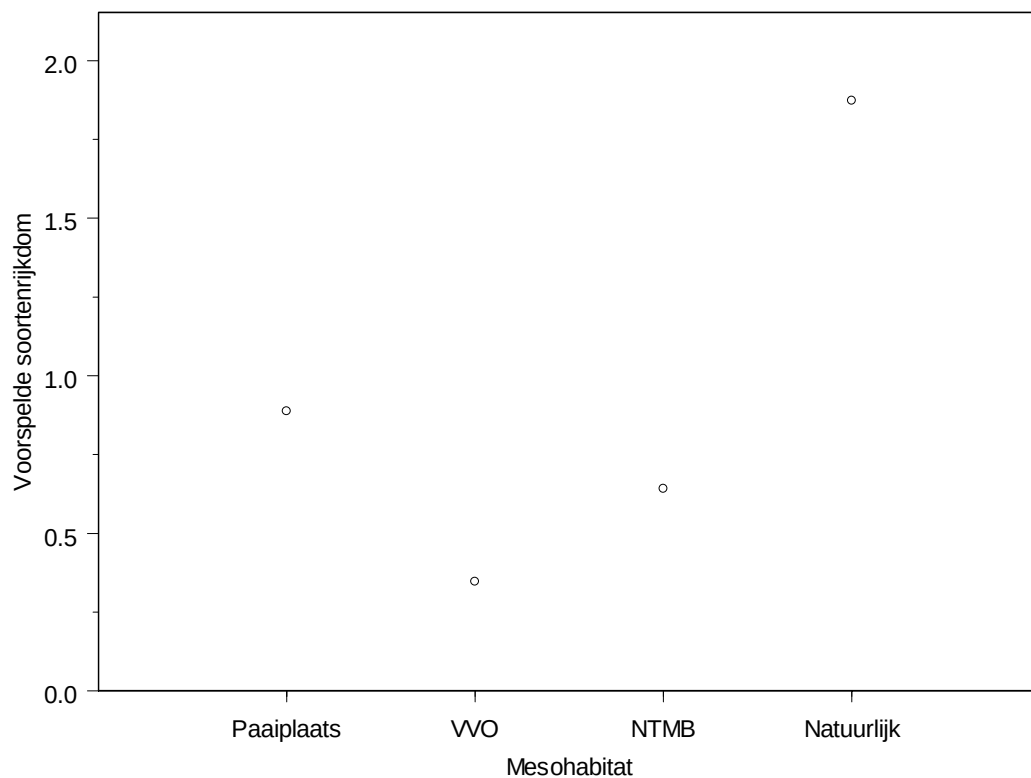


Fig. 51. Voorspelde soortenrijkdom voor de gevoelige soorten in de verschillende mesohabitats voor de volledige staalnameperiode. VVO = verticale verstevigde oever, NTMB = natuurtechnische milieubouw-oever, natuurlijk = natuurlijke oever.

5.3 Modelvoorspellingen van soortenrijkdom van elektrisch gevangen soorten

Analyse van de gegevens toonde aan dat de staalnamemaand geen effect heeft op de soortenrijkdom, maar dat er wel spatiale autocorrelatie aanwezig is. Het gefitte model houdt rekening met deze autocorrelatie maar toont toch dezelfde trends als de boxplots, wat aangeeft dat het autocorrelatie-effect verwaarloosbaar is ten opzichte van het effect van het mesohabitat. Bijgevolg vervullen de bemonsterde mesohabitattypes een verschillende rol als schuilhabitat voor de juveniele vissen: natuurlijke oevers worden het meest gebruikt als schuilplaats, terwijl VVO's nagenoeg geen schuilmogelijkheden bieden (Fig. 52).

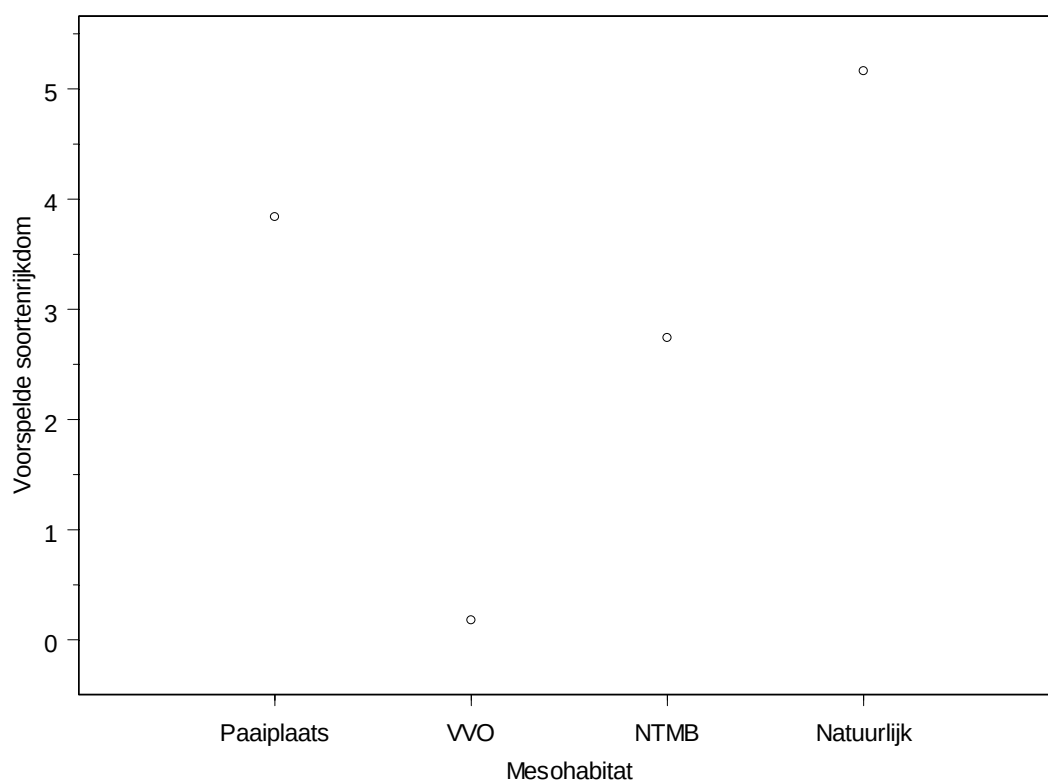


Fig. 52. Voorspelde soortenrijkdom voor de elektrisch gevangen soorten in de verschillende mesohabitats voor de volledige staalnameperiode. VVO = verticale verstevigde oever, NTMB = natuurtechnische milieubouw-oever, natuurlijk = natuurlijke oever.

5.4 Modelvoorspellingen van de abundantie van de waargenomen soorten

Net als bij de soortenrijkdom had de staalnamemaand geen significant effect op de abundantie, maar was wel spatiale autocorrelatie aanwezig in de dataset. Het gefitte model geeft vergelijkbare trends weer als de boxplots. De hoogste abundanties werden waargenomen ter hoogte van de natuurlijke oevers, de laagste aan de VVO's. palenrijen en paaiplaatsen vertoonden een vergelijkbare, intermediaire abundantie.

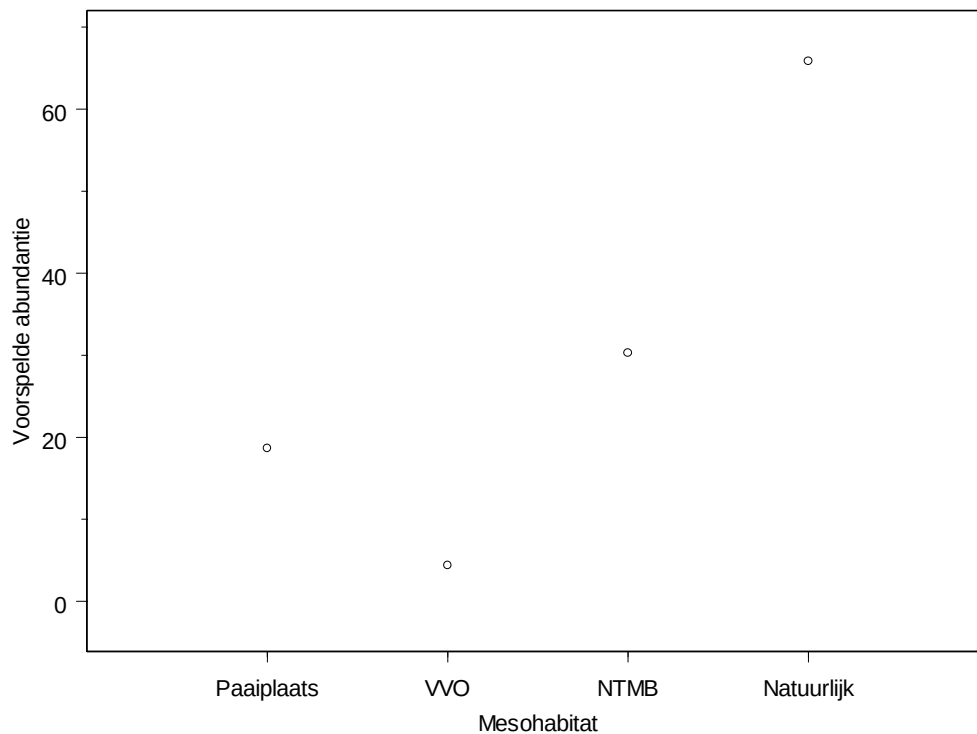


Fig. 53. Voorspelde abundantie in de verschillende mesohabitats voor alle soorten tijdens de volledige staalnameperiode. VVO = verticale verstevigde oever, NTMB = palenrij, natuurlijk = natuurlijke oever.

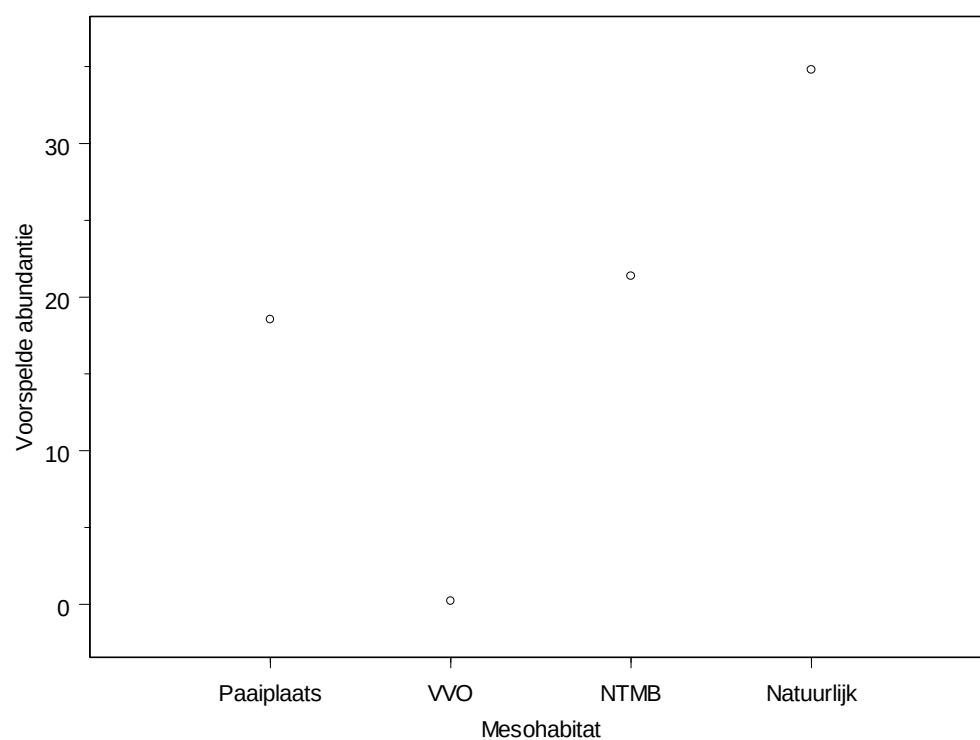


Fig. 54. Voorspelde abundantie van de elektrisch gevangen soorten in de verschillende mesohabitats voor de volledige staalnameperiode. VVO = verticale verstevigde oever, NTMB = palenrij, natuurlijk = natuurlijke oever.

5.5 Modelvoorspellingen van de dynamiek voor de waargenomen soorten

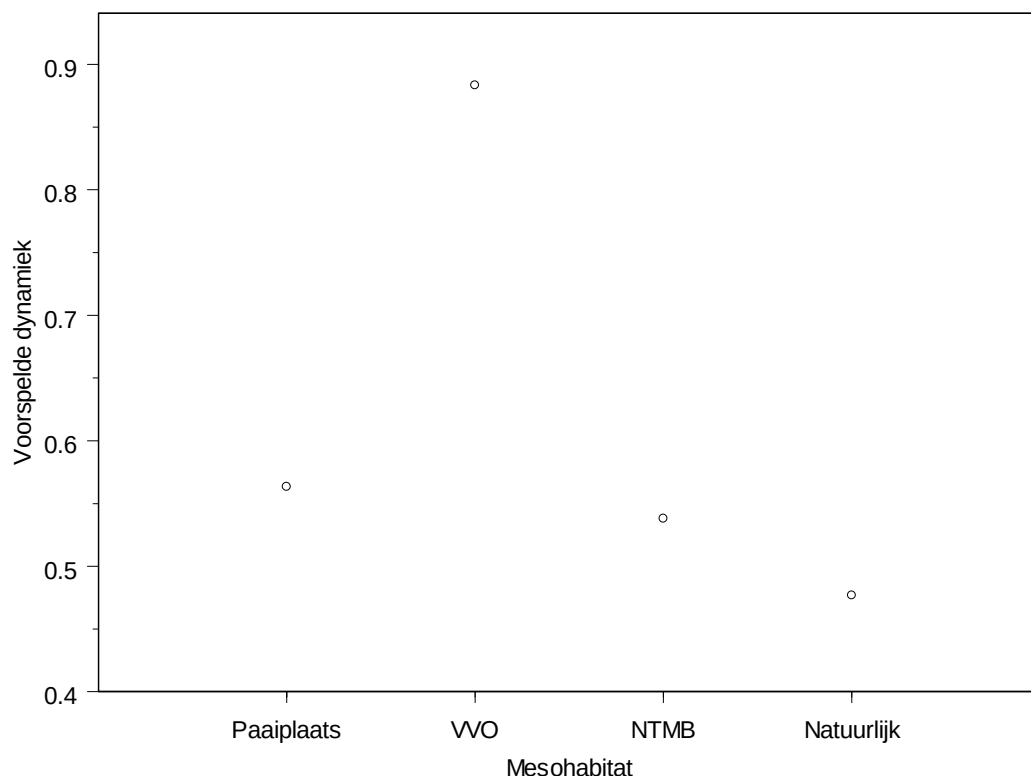


Fig. 55. Voorspelde dynamiek voor de verschillende mesohabitats in de eerste vier maanden van de staalnameperiode. VVO = verticale verstevigde oever, NTMB = palenrij, natuurlijk = natuurlijke oever.

Het gefitte model geeft aan dat paaiplaatsen en palenrijen een vergelijkbare dynamiek hebben waarbij iets minder dan de helft van de vispopulatie constant aanwezig blijft. Natuurlijke oevers hebben een iets stabielere dynamiek: gemiddeld wordt na 1 maand meer dan de helft van de voorheen gevangen vissoorten opnieuw waargenomen. VVOs worden gekenmerkt door een zeer hoge dynamiek, wat inhoudt dat nagenoeg geen enkele van de waargenomen soorten een maand later opnieuw wordt teruggevonden.

De eventuele lagere staalname-efficiëntie ter hoogte van de VVOs kan een mogelijke verklaring zijn voor deze resultaten. Anderzijds werden hier zowel de elektrisch gevangen vissen als de met sleepnetten gevangen soorten geanalyseerd, waardoor de vangstefficiëntie mogelijks hoger ligt dan bij de elektrische bevissingen alleen. Ecologisch gezien zijn de waargenomen resultaten plausibel, aangezien verwacht wordt dat ter hoogte van de VVOs minder soorten zich permanent zullen ophouden door het gebrek aan habitat om te schuilen maar bijvoorbeeld ook om te foerageren of te paaien. Analoog wordt de laagste dynamiek verwacht bij natuurlijke oevers, die deze verschillende habitatmogelijkheden wel bieden.

5.6 Modelvoorspellingen van de functionele organisatie van de waargenomen vissoorten

Trendanalyse van de verzamelde gegevens gaf aan dat de spatiale autocorrelatie niet significant was voor de elektrisch en de met sleepnetten bemonsterde vispopulaties (p-waarden resp. 0.99 en 0.17). Bovendien was ook het maandeffect niet significant voor beide groepen. De gefitte modellen voor de elektrisch gevangen vissen toonden geen significant verschil in functionele organisatie tussen de paaipplaatsen, palenrijen en natuurlijke oevers, terwijl de VVOs een significant lagere functionele organisatie vertoonden (Fig. 56). Deze trends werden bevestigd door de modellen voor de met sleepnetten bemonsterde vispopulaties (Fig. 57).

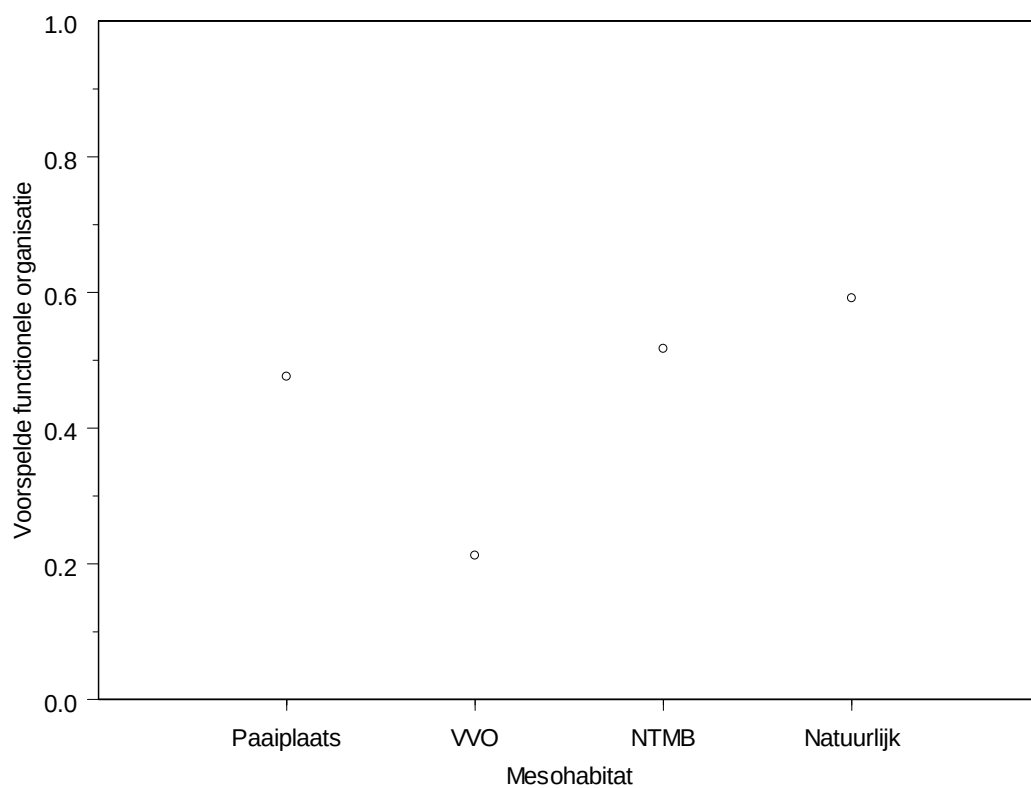


Fig. 56. Voorspelde functionele organisatie voor de elektrisch bemonsterde vispopulaties in de verschillende mesohabitats. VVO = verticale verstevigde oever, NTMB = palenrij, natuurlijk = natuurlijke oever.

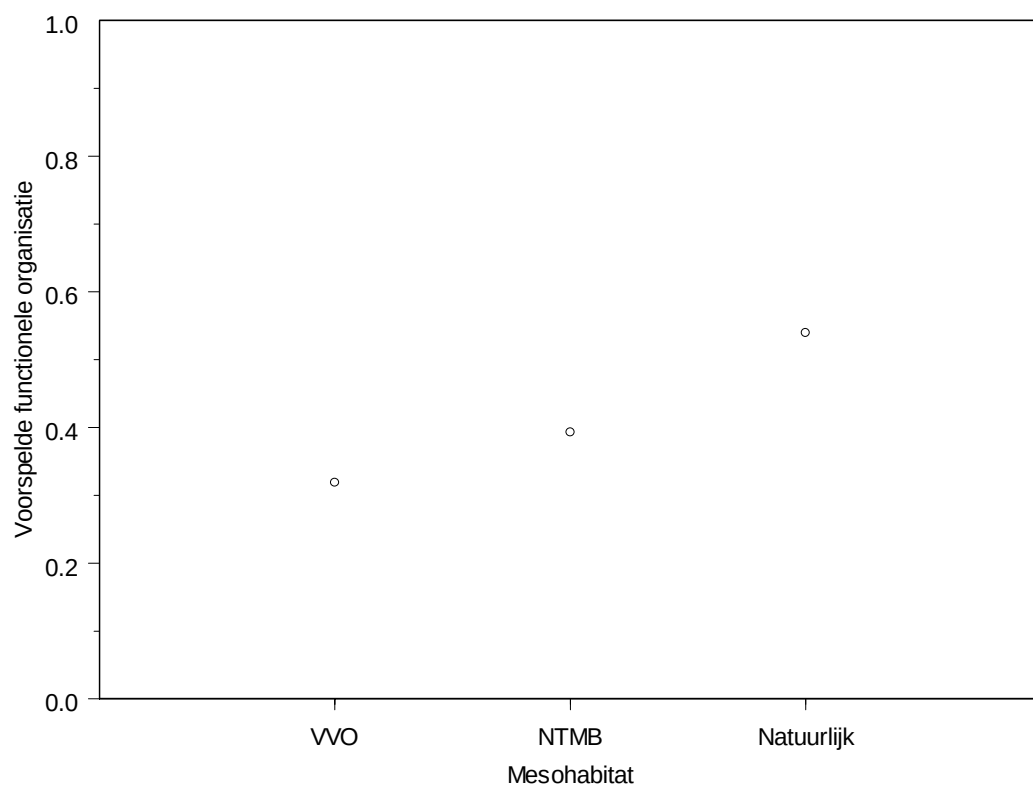


Fig. 57. Voorspelde functionele organisatie voor de met sleepnetten bemonsterde vispopulaties in de verschillende mesohabitats. VVO = verticale verstevigde oever, NTMB = palenrij, natuurlijk = natuurlijke oever.

5.7 Modelvoorspellingen van de lengteverdeling van de waargenomen soorten

De modelanalyse bevestigt de waargenomen trends in de boxplots, maar geeft aan dat natuurlijke oevers zelfs nog iets hoger scoren dan de palenrijen (Fig. 58).

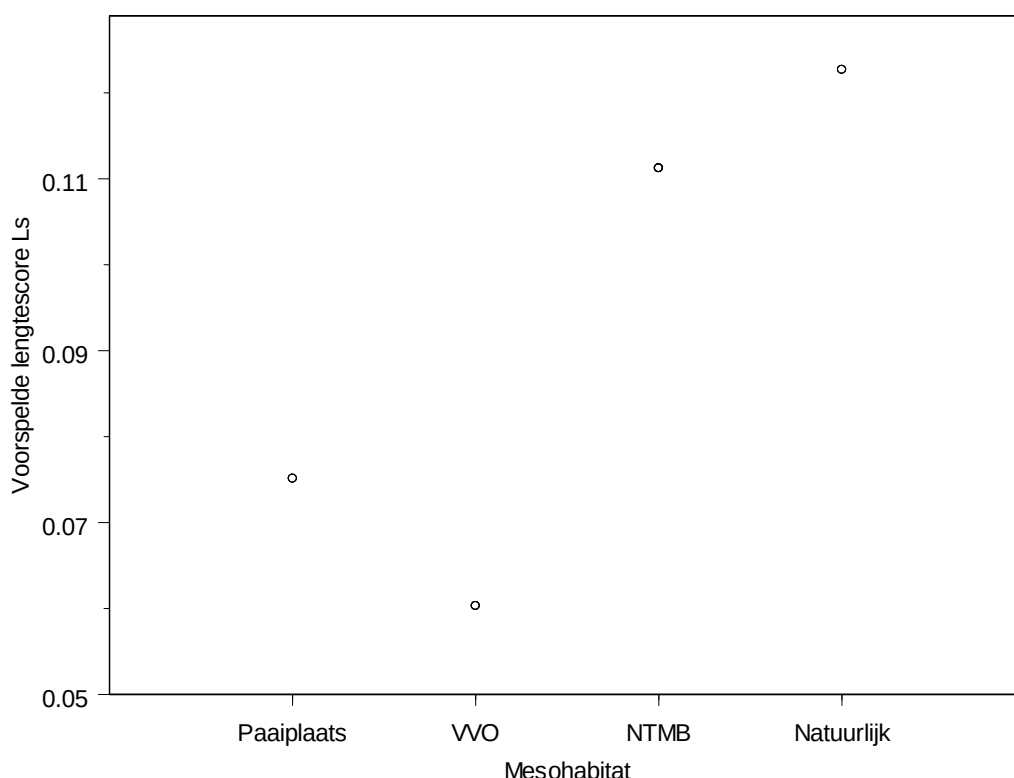


Fig. 58. Voorspelde lengtescores voor de verschillende mesohabitattypes over de volledige staalnameperiode in het IJzerbekken. De lengtescore Ls werd bekomen als het product van de bereikscore Bs en de spreidingsscore Ss. VVO = verticale verstevigde oever, NTMB = palenrij, natuurlijk = natuurlijke oever.

Wanneer de geobserveerde maximale lengte per soort wordt vergeleken met de maximale lengte die in de literatuur wordt beschreven (Vandelannoote et al., 1998), blijkt dat het grootste individu van 36 % van de waargenomen soorten (baars, bot, karper, rietvoorn, snoekbaars, tiendoornige stekelbaars, winde en zeelt) meer dan 50 % kleiner is dan de maximale beschreven lengte (Fig. 59). De grootste individuen van 45 % van de soorten zijn kleiner dan 75 % maar groter dan 50 % van de maximale beschreven lengte. Van vier soorten (18 %) is het grootste waargenomen individu groter dan 75 % van de maximale beschreven lengte: bittervoorn, blauwbandgrondel, gibel en kolblei. Hierbij moet worden opgemerkt dat de maximale in de literatuur beschreven lengtes mogelijk een overschatting zijn van de potentiële maximale lengte. Bovendien komen sommige migrerende soorten zoals bot van nature niet in adulte vorm voor in zoetwatersystemen. Toch suggereren deze resultaten dat de meeste vispopulaties in de IJzer onvoldoende oudere individuen bevatten, terwijl het voorkomen van dergelijke individuen kan wijzen op de aanwezigheid van een gezonde, stabiele populatie. Mogelijks is het habitat van deze oudere individuen echter onvoldoende bemonsterd of waren de gebruikte vangstmethoden minder geschikt voor deze

individuen aangezien deze aspecten buiten het kader van dit onderzoek vielen. Toch werden van een aantal soorten wel oudere individuen waargenomen, terwijl deze individuen voor andere soorten niet werden gevangen. Verder onderzoek kan uitwijzen of deze resultaten een correcte weergave zijn van de werkelijke situatie.

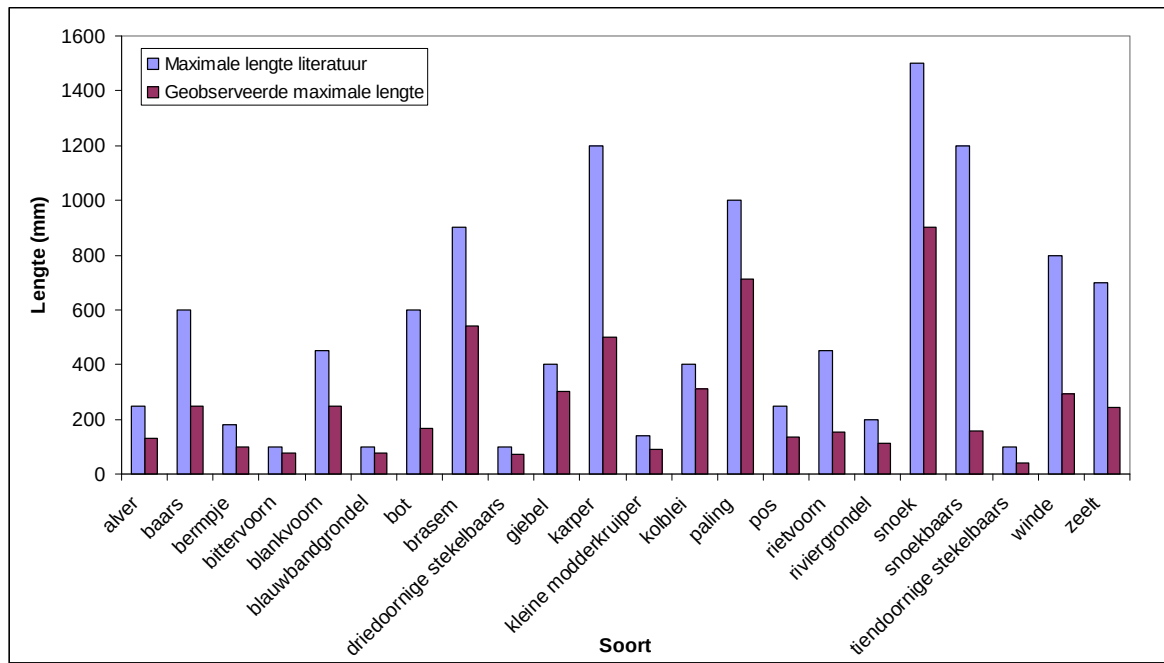


Fig. 59. Vergelijking van de waargenomen maximale lengte per soort met de maximale lengte die in de literatuur (Vandelannoote et al., 1998) werd beschreven.

5.8 Modelvoorspellingen van de soortenrijkdom voor de waargenomen vissoorten

Bij het opstellen van een model voor de soortenrijkdom per microhabitattype bleek dat zowel het mesohabitatype waarin het microhabitat was gelegen als de spatiale (p-waarde 0.13) en de temporele autocorrelatie geen invloed hadden op de relatie tussen de soortenrijkdom en het microhabitattype. De gefitte waarden bevestigen de trends die de boxplots weergeven (Fig. 60).

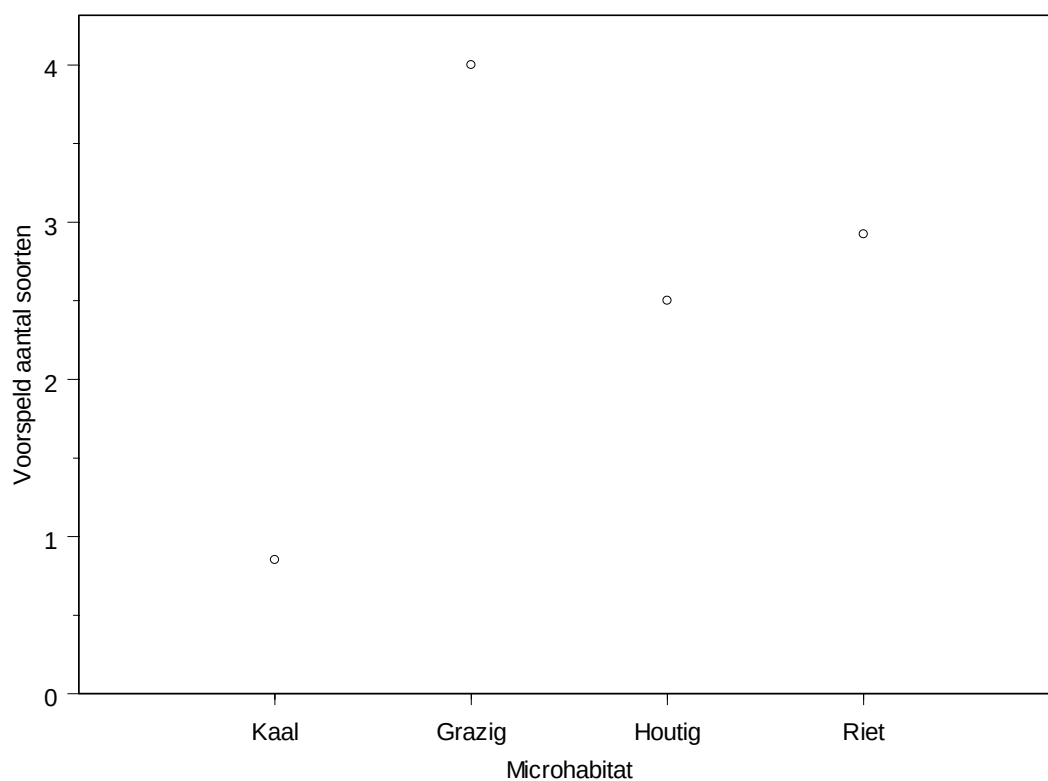


Fig. 60. Voorspelde soortenrijkdom voor de verschillende microhabitattypes in de IJzer voor de volledige staalnameperiode en de verschillende mesohabitats.

5.9 Modelvoorspellingen van de abundantie van de waargenomen vissoorten

Het gefitte model geeft aan dat het mesohabittype, de afstand tussen de microhabitats (p-waarde 0.40) en de staalnamemaand geen effect hebben op de relatie tussen de abundantie en het microhabitattype. De abundantie van rietmicrohabitats blijkt significant hoger te zijn dan deze van grazige en palenrijen. De kale oevers vertonen de laagste abundantie (Fig. 61).

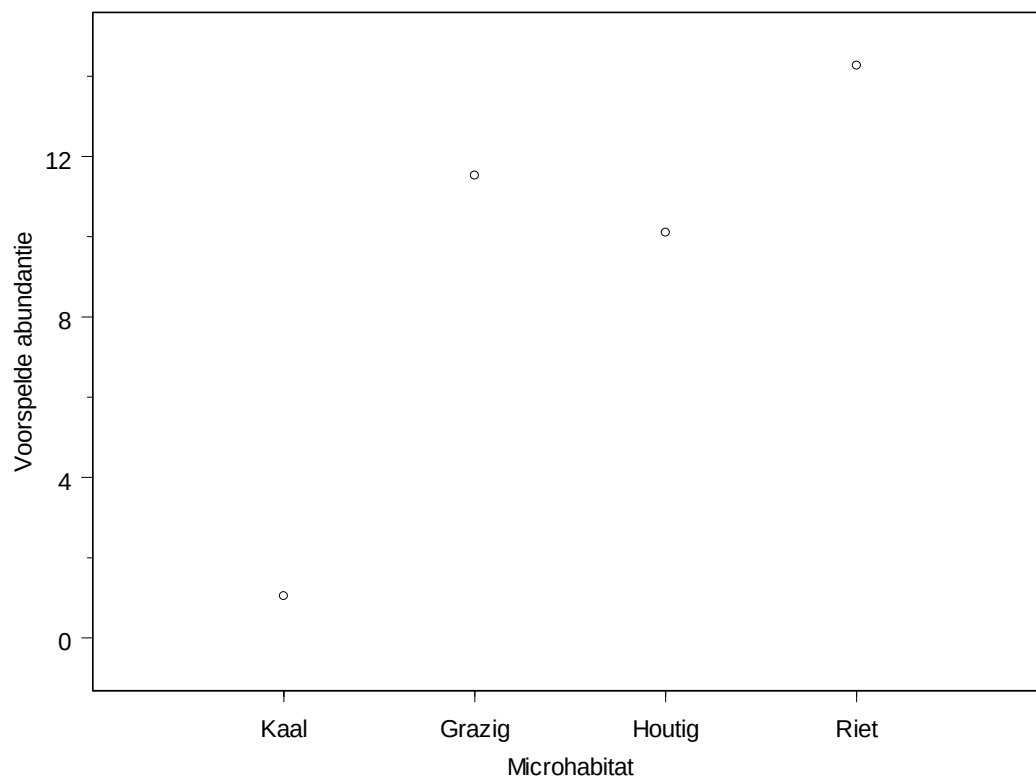


Fig. 61. Voorspelde abundantie van juveniele vis voor de verschillende microhabitattypes in de IJzer voor de volledige staalnameperiode en de verschillende mesohabitats.

5.10 Modelvoorspellingen van de dynamiek van de waargenomen vispopulaties

Modelanalyse toonde aan dat de relatie tussen het microhabitattype en de dynamiek niet wordt beïnvloed door de spatiale autocorrelatie ($p = 0.19$), het mesohabitattype en de periode waarover de dynamiek werd berekend. Het model toont dezelfde trends die ook door de boxplots werden weergegeven, maar geeft aan dat houtige habitats de hoogste dynamiek hebben, gevolgd door de kale habitats en de grazige habitats (Fig. 62). Met riet begroeide oevers hebben worden gekenmerkt door de laagste dynamiek. Deze dynamiek is gemiddeld en geeft aan dat rietoevers een vrij stabiele visgemeenschap herbergen.

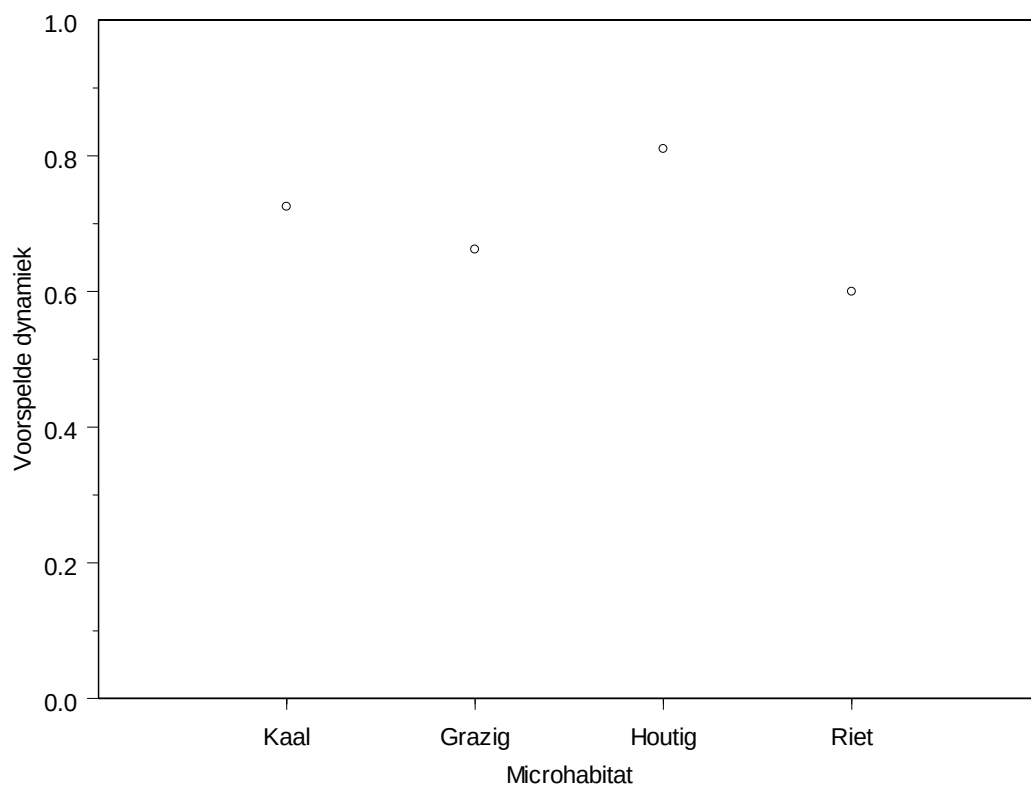


Fig. 62. Voorspelde dynamiek van juveniele vis voor de verschillende microhabitattypes in de IJzer voor de volledige staalnameperiode en de verschillende mesohabitats.

5.11 Modelvoorspellingen van de functionele organisatie van de waargenomen vispopulaties

Modelanalyse geeft aan dat de relatie tussen het microhabitat en de functionele organisatie niet wordt beïnvloed door de afstand tussen de microhabitats ($p = 0.61$), de staalnamemaand en het mesohabitat. De modelvoorspellingen bevestigen de trends die de boxplots weergeven (Fig. 63).

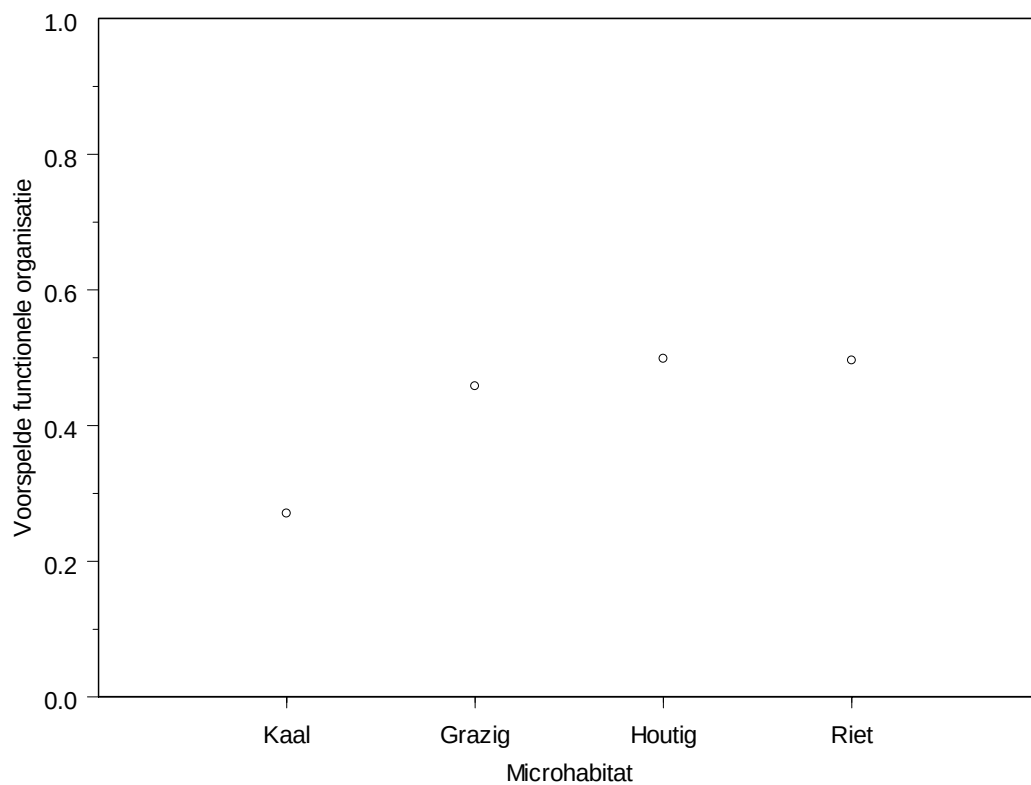


Fig. 63. Voorspelde functionele organisatie van de bemonsterde juveniele visgemeenschappen voor de verschillende microhabitattypes in de IJzer voor de volledige staalnameperiode en de verschillende mesohabitats.

5.12 Algemene analyse van de vispopulaties in de IJzer

5.12.1 Voorkomen van de verschillende soorten langs de IJzer

Op basis van de aan- of afwezigheid van de verschillende vissoorten langs de IJzer werd het ruimtelijke voorkomen van deze soorten weergegeven in Fig. 64. Hieruit blijkt dat sommige soorten, die algemeen voorkomen in het stroomopwaarts gedeelte van de IJzer, ook dicht bij de monding voorkomen in de zone waar verschillende paaiplaatsen zijn aangelegd: alver, bermpje, blauwbandgrondel, karper, kleine modderkruiper, kolblei, riviergrondel, snoek en snoekbaars. Deze resultaten suggereren het belang van deze paaiplaatsen als bronhabitat van waaruit andere habitats mogelijk kunnen worden gekoloniseerd.

Opmerkelijk is ook de relatief soortenarme zone tussen 7 en 13 km van de monding. In deze zone komen geen paaiplaatsen voor en slechts 1 palenrij, terwijl de verstevigingsgraad van deze zone vrij hoog is (3 VVOs). Analoge resultaten werden bekomen wanneer enkel de juveniele vissen beschouwd werden (Fig. 65).

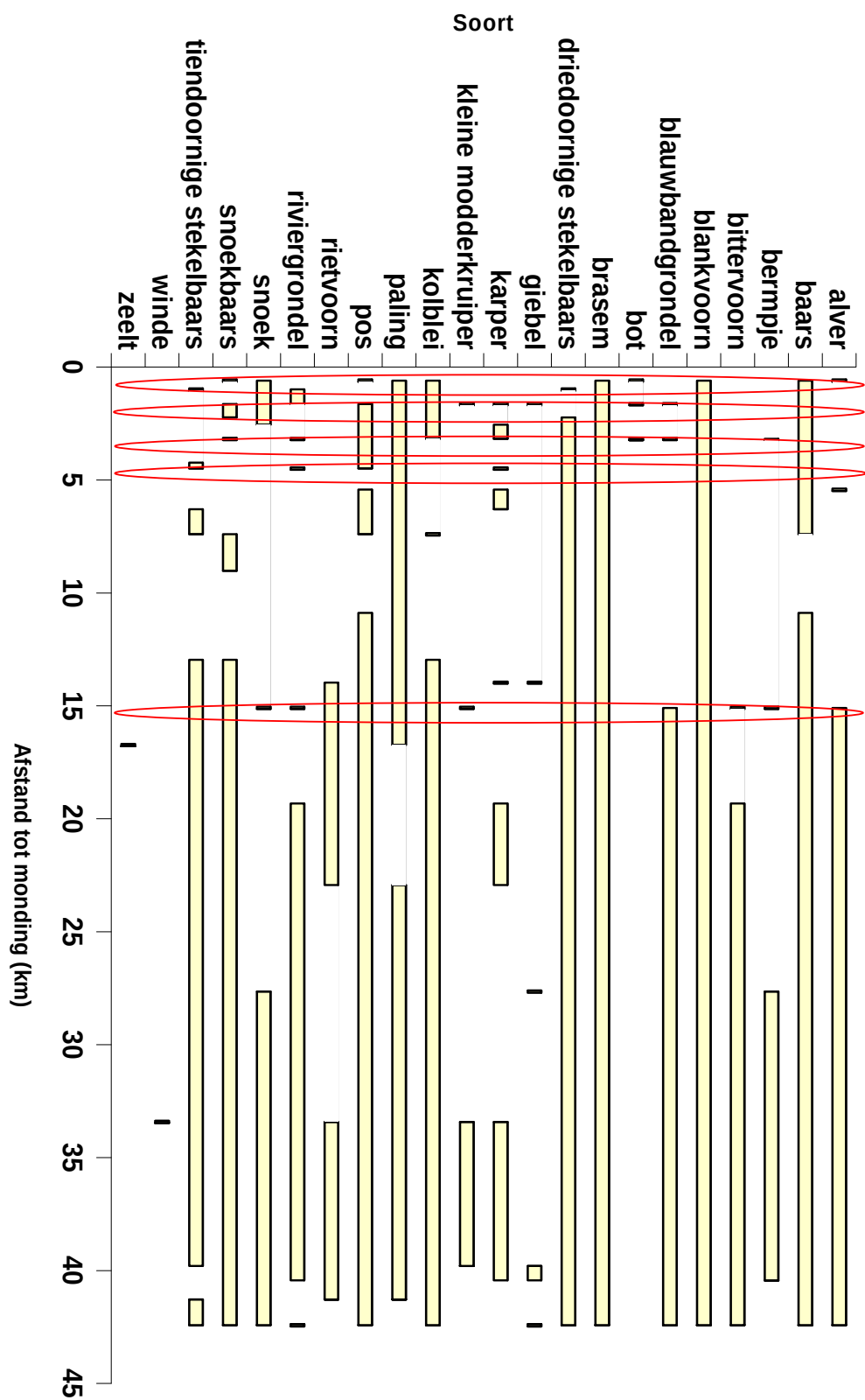


Fig. 64. Voorkomen van alle waargenomen individuen van de verschillende vissoorten langs de IJzer voor de volledige staalnameperiode. De paaipplaatsen zijn in het rood omcirkeld. De gele balken duiden de zones aan waar een vissoort werd waargenomen.

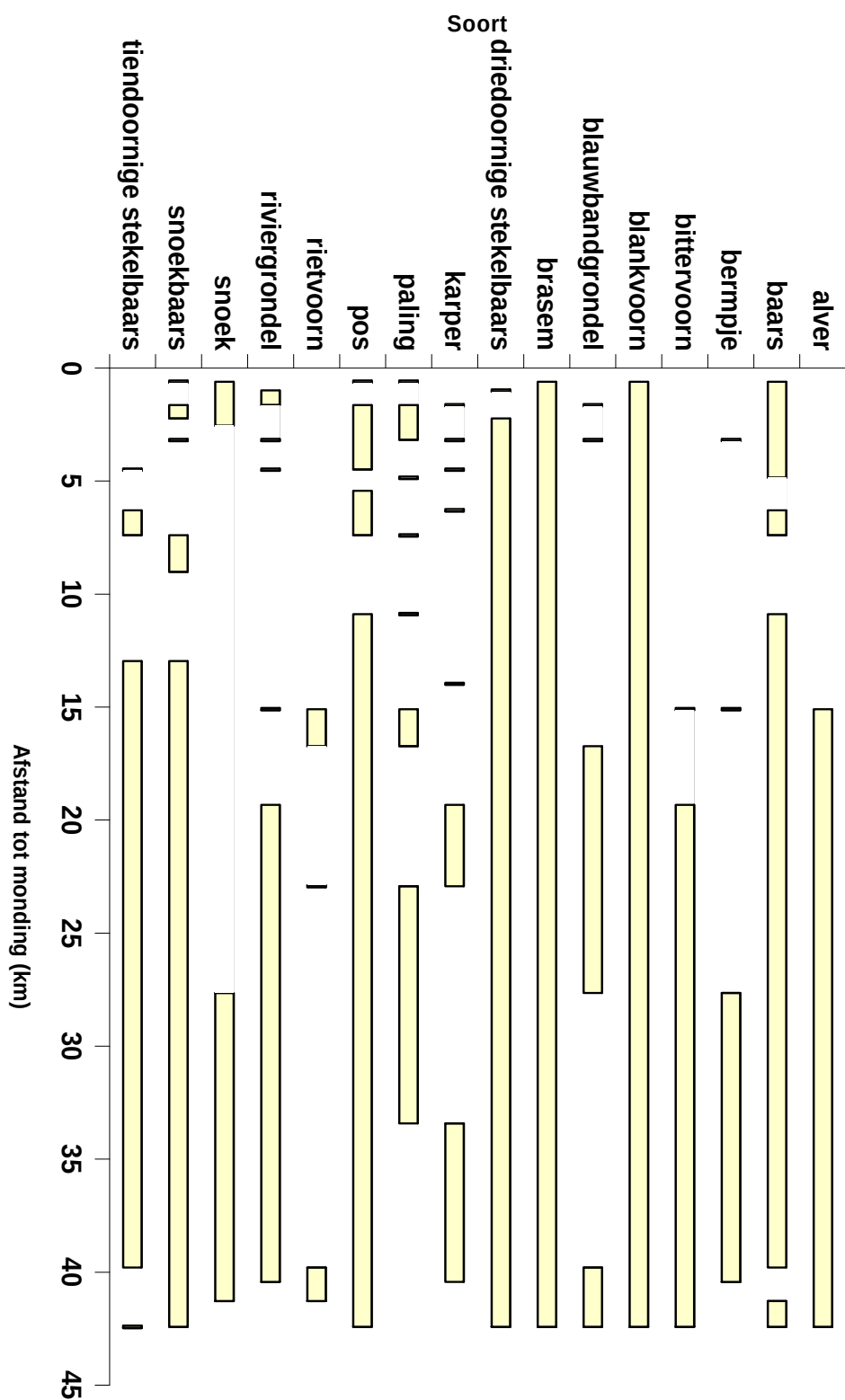


Fig. 65. Voorkomen van de juvenielen van de verschillende vissoorten langs de IJzer voor de volledige staalnameperiode. De gele balken duiden de zones aan waar een vissoort werd waargenomen.

5.12.2 Huet zonering en ecologische gilden

Op basis van de Huet zonering (Huet, 1962) kunnen we besluiten dat de IJzer volledig tot de brasemzone behoort. Bijgevolg worden soorten verwacht zoals pos, rietvoorn, karper, zeelt, snoekbaars, paling, baars, snoek, blankvoorn en brasem. Mogelijks komen ook soorten voor die zich tussen de brasem- en de barbeelzone bevinden zoals riviergrondel en winde.

In Tabel 13 wordt een indeling gegeven van de waargenomen vissoorten in ecologische gilden (Crombaghs et al., 2000):

- Limnofiel: soorten van stilstaand water waarvan één of meer levensstadia gebonden zijn aan waterplanten;
- Eurytoop: soorten waarvan alle levensstadia in vrijwel elk watertype kunnen aangetroffen worden;
- Rheofiel: soorten waarvan één of meerdere levensstadia gebonden zijn aan stromend water. Vaak wordt een bijkomende onderverdeling gemaakt in partieel-, obligaat- en estuarien- rheofiel.

Elf van de in totaal 22 aangetroffen vissoorten behoren tot de eurytope gilde en 5 soorten zijn limnofiel. Deze soorten kunnen als typisch beschouwd worden voor een rivier als de IJzer. Opmerkelijk is de vangst van vier partieel rheofiele en vooral één obligaat rheofiele soorten, waaronder één exoot (blauwband). Hierbij dient opgemerkt dat biermpje vermoedelijk eerder als partieel rheofiel zou moeten beschouwd worden. Typisch obligaat rheofiele soorten zoals kopvoorn of serpeling komen niet voor in de IJzer.

Van de 5 waargenomen rheofiele soorten hebben alleen alver, riviergrondel, blauwband en biermpje een populatie die zich ook voortplant in de IJzer. De voortplanting van deze soorten gebeurt vooral in het bovenstroomse gedeelte van de IJzer (Fig. 65), wat hun rheofiel karakter bevestigt. Opmerkelijk hierbij is dat juveniele biermpjes en blauwbandgrondels slechts sporadisch samen werden waargenomen in de IJzer, wat mogelijks op competitie tussen beide soorten wijst. Specifiek werden juveniele biermpjes en blauwbandgrondels samen waargenomen op 25% van de locaties waar juvenielen van minstens één van beide soorten voorkwamen (Fig. 65). Verder onderzoek kan uitwijzen of de inheemse biermpjespopulatie verdrongen wordt door de exotenpopulatie van blauwbandgrondel, of dat hier andere factoren spelen zoals verschillen in habitatgebruik.

Tabel 13. Indeling van de waargenomen soorten volgens ecologische gilde (Rp=partieel rheofiel, Ro=obligaat rheofiel, Re=estuariaire rheofiel) (Crombaghs et al., 2000).

Gilde	Vissoort
Rheofiel	
<i>partieel (Rp)</i>	alver
	blauwband
	riviergrondel
	winde
<i>obligaat (Ro)</i>	bermpje
<i>estuariaire (Re)</i>	
katadroom	bot
	paling (schieraal)
anadroom	/
Eurytoop	baars
	blankvoorn
	brasem
	driedoornige stekelbaars
	karper
	kleine modderkruiper
	kolblei
	pos
	paling (rode aal)
	snoekbaars
	tiendoornige stekelbaars
Limnofiel	bittervoorn
	giebel
	rietvoorn
	snoek
	zeelt

5.12.3 Evolutie van de abundantie per soort

De evolutie van de abundantie per soort over de verschillende staalnamemaanden geeft een beeld van de terugval in abundantie die algemeen wordt waargenomen na de paaiperiode bij vissen. Fig. 66 bevestigt ook de eerder beschreven paaiperiodes van de verschillende vissoorten. Bovendien biedt deze figuur ook inzicht in de efficiëntie van de staalnamemethodes. Juveniele snoekbaars en karper worden bijvoorbeeld in juni en juli nog elektrisch en met sleepnetten gevangen, maar wordt pas in oktober opnieuw gevangen door het gebruik van dubbele schietfuisen. De terugval van de abundantie van driedoornige stekelbaars in juli wordt verklaard door het ontbreken van sleepnetgegevens uit die periode (door technische problemen). Hierbij is het opmerkelijk dat driedoornige stekelbaars significant meer met sleepnetten worden gevangen dan tiendoornige stekelbaars, wat aangeeft dat de laatste zich meer aan de oevers ophoudt en de eerste eerder in de vrije waterkolom vertoeft.

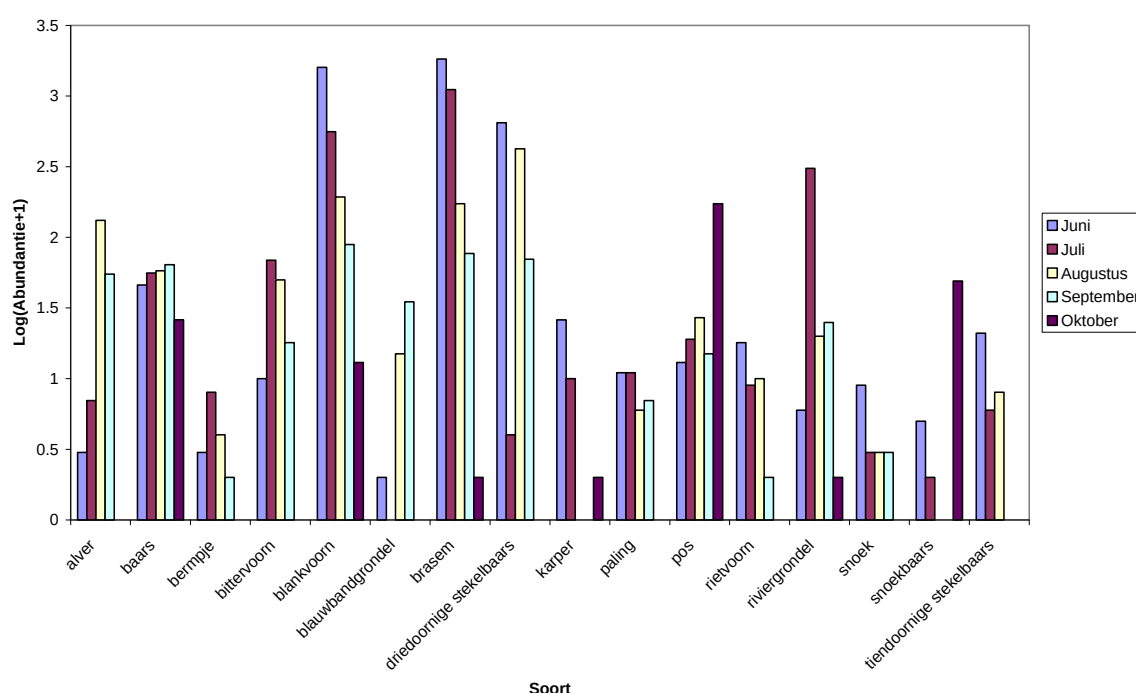


Fig. 66. Abundantie van de juveniele individuen per soort voor de verschillende staalnamemaanden en staalnamemethodes.

5.12.4 Populatiesamenstelling per soort

Analyse van de lengteverdeling per soort geeft informatie over de stabiliteit van de populatie van deze soort. Voor elke soort werd het bereik berekend als het verschil van de minimale en de maximale waargenomen lengte. Vervolgens werd het maximale verschil tussen 2 waargenomen individuen berekend en werd dit verschil uitgedrukt als percentage van het bereik. De literatuur geeft aan dat de duurzaamheid van een populatie recht evenredig is met de aanwezigheid van alle mogelijke levens- en dus ook lengteklassen (Vandelannoote et al., 1999). In dit rapport werd een populatie als duurzaam beschouwd wanneer het maximale verschil tussen 2 individuen kleiner was dan 25 % van het bereik. Bijgevolg vertonen 9 soorten een populatie die niet duurzaam of zelfs bedreigd is in de IJzer: alver, bot, gibel, karper, kleine modderkruiper, riviergrondel, snoek, winde en zeelt (Tabel 14

Tabel 14). Van winde en zeelt werden geen juvenielen teruggevonden. Over kolblei kunnen moeilijk uitspraken worden gedaan aangezien de jonge kolblei-exemplaren zeer moeilijk van brasemjuvenielen konden worden onderscheiden.

Voor bot, kleine modderkruiper en gibel werden slechts enkele exemplaren waargenomen. Voor bot en kleine modderkruiper kunnen moeilijk conclusies getrokken worden aangezien de eerste soort zowel in zout- als zoetwater leeft, terwijl de vangstefficiëntie van kleine modderkruiper significant lager is dan die van de andere soorten met de gebruikte bemonsteringstechnieken. Opmerkelijk is dat, in tegenstelling tot voor karper, voor gibel geen gevarieerde populatie juvenielen werd gevangen terwijl gibel zich normaal gezien makkelijker voortplant dan karper en de vangstefficiëntie van beide soorten vergelijkbaar is.

De populaties van alver, karper, riviergrondel en snoek vertonen een gevarieerde juvenielenpopulatie, maar er werd slechts een beperkt aantal lengteklassen waargenomen tussen de maximale lengteklasse en de juvenielen (Fig. 67). Voor alver en riviergrondel heeft dit mogelijks te maken met vangstefficiëntie aangezien intermediaire klassen te groot zijn om met sleepnetten of elektrisch (met de anode voor juvenielen) te vangen, terwijl deze intermediaire lengteklassen vermoedelijk te klein zijn om met schietfuisen efficiënt te vangen. Voor karper en snoek is de vangstefficiëntie met schietfuisen voldoende hoog om te stellen dat de intermediaire klassen ontbreken of slechts beperkt voorkomen in de IJzer. Mogelijks komen de grotere exemplaren voor als gevolg van uitzettingen, en slagen de autochtone juvenielen er nog niet in om een zich tot een duurzame populatie te ontwikkelen.

Tabel 14. Lengtebereik en maximaal lengteverschil tussen twee gevangen individuen per soort die werd gevangen tijdens de volledige bemonsteringsperiode in de IJzer. De maximale verschillen hoger dan 25% zijn **vetgedrukt**, net als de soorten die met deze verschillen overeenkomen.

Naam	Bereik (mm)	Maximaal verschil (mm)	Maximaal verschil (%)
alver	119	45	38
baars	228	47	21
bermpje	81	16	20
bittervoorn	34	3	9
blankvoorn	240	5	2
blauwbandgrondel	64	12	19
bot	79	68	86
brasem	530	96	18
driedoornige stekelbaars	39	5	13
giebel	226	65	29
karper	487	340	70
kleine modderkruiper	38	25	66
kolblei	300	63	21
paling	630	60	10
pos	113	7	6
rietvoorn	145	24	17
riviergrondel	99	33	33
snoek	826	300	36
snoekbaars	121	22	18
tiendoornige stekelbaars	25	3	12
winde	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
zeelt	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.

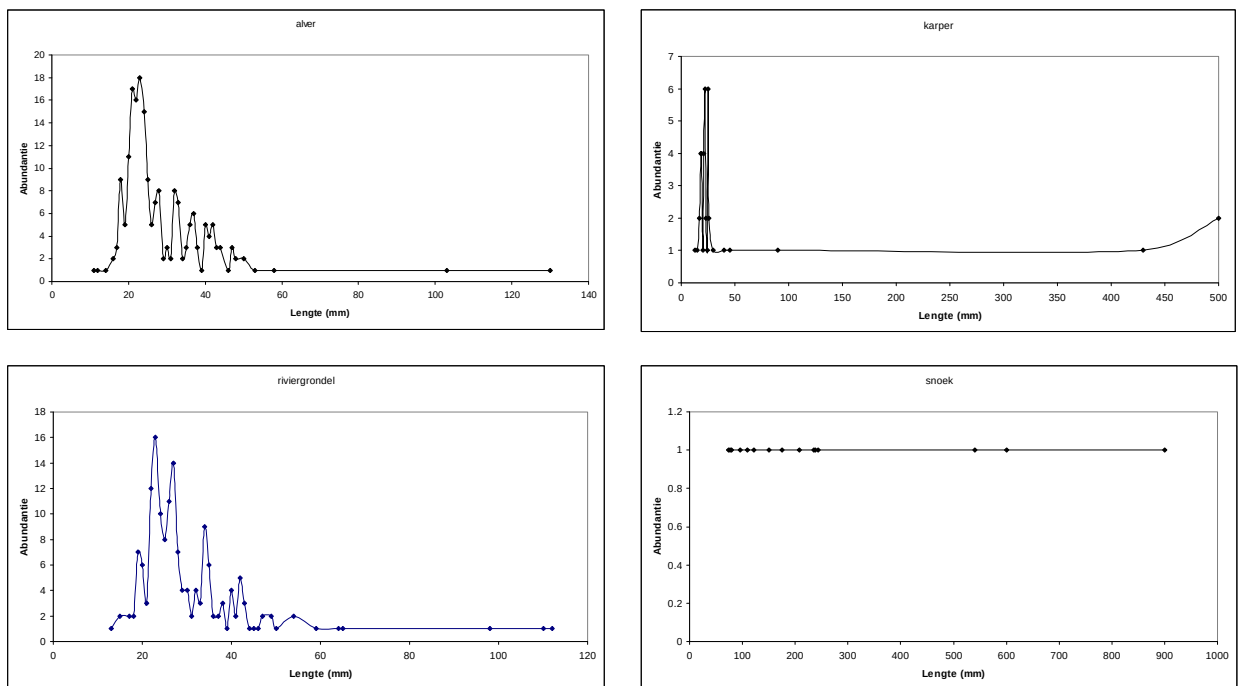


Fig. 67. Lengteverdeling per soort voor alver, karper, riviergrondel en snoek voor de volledige staalnameperiode in de IJzer.

5.12.5 Paaiperiode van de vispopulaties in de IJzer

Op basis van de abundantiepiek van de kleinste juveniele vissen kan de paaipiek van deze vissoorten worden afgeleid. Van 20 van de 22 waargenomen soorten, werden juvenielen waargenomen. Van de soorten zeelt en winde werd slechts 1 individu aangetroffen. Beide vissen waren adult en vermoedelijk in de IJzer aanwezig door uitzettingen. Om de paaipiek van de andere soorten te herconstrueren, werd voor elke soort de periode bepaald waarin de individuen werden waargenomen die maximaal 5% van het totale lengtebereik groter waren dan de minimum waargenomen lengte. Vervolgens kon op basis van deze periode en het aantal waargenomen juvenielen een duidelijke piek worden vastgesteld. Afhankelijk van de soort valt deze piek één à twee maanden na de werkelijke paaipiek. Vergelijking van de waargenomen paaipiek met de paaiperiode die in de literatuur wordt aangegeven (Vandelannoote et al., 1999) geeft aan dat het paaigedrag van 12 soorten (baars, biermpje, blankvoorn, blauwbandgrondel, brasem, dieldoornige stekelbaars, karper, pos, rietvoorn, riviergrondel, snoekbaars en tiendoornige stekelbaars) overeenstomt met wat in de literatuur werd beschreven. Alver blijkt in de IJzer iets later te paaïen (half juli-begin augustus) terwijl bittervoorn twee duidelijke paaïpieken vertoont (juni en augustus). Over bot en kleine modderkruiper kan men geen betrouwbare conclusies trekken aangezien van deze soorten slechts enkele individuen werden gevangen en het niet duidelijk was of dit nog 0+ juvenielen waren. Giebel, kolblei, winde en zeelt werden niet geanalyseerd omdat van deze soorten geen juvenielen werden waargenomen. Voor kolblei is het mogelijk dat toch 0+ juvenielen aanwezig waren, maar deze zijn nagenoeg niet te onderscheiden van 0+ brasem juvenielen. De paaïperiode van paling is tot op heden nog niet exact gekend en bovendien paaït deze soort (net als bot) niet in zoetwater. Gedurende de hele staalnameperiode werden juvenielen waargenomen die korter waren dan de 5% lengtegrens. De kleinste juveniele snoek werd allemaal in juni gevangen en deze individuen waren significant kleiner dan de later gevangen exemplaren. Op basis van deze gegevens is het echter onduidelijk of de waargenomen paaïpiek overeenstomt met de in de literatuur beschreven paaïperiode.

Tabel 15. Aanwezigheid van juvenielen (J), periode waarin de kleinste 5% van de waargenomen individuen werd waargenomen, piekperiode waarin deze kleinste groep werd waargenomen en de paaiperiode die in de literatuur wordt vermeld per soort die werd gevangen in de IJzer.

Naam	J	Kleinste 5%	Piek	Paaiperiode (literatuur)								
				Jan	Feb	Maa	Apr	Mei	Jun	Juli	Aug	Sep
alver	x	Juni-augustus	Augustus				x	x	x			
baars	x	Juni	Juni				x	x				
bermpje	x	Juni	Juni					x	x	x		
bittervoorn	x	Juni-augustus	Juni & augustus				x	x	x	x		
blankvoorn	x	Juni-juli	Juni				x	x	x			
blauwbandgrondel	x	Augustus-september	Augustus					x	x	x	x	x
bot	?	n.v.t.	n.v.t.	x	x							
brasem	x	Juni-augustus	Juni				x	x	x			
driedoornige stekelbaars	x	Juni	Juni				x	x	x			
giebel		n.v.t.	n.v.t.					x	x			
karper	x	Juni-juli	Juni					x	x			
kleine modderkruiper	?	n.v.t.	n.v.t.					x	x			
paling	x	Juni-september	Juni-september		n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
pos	x	Juni	Juni				x	x	x			
rietvoorn	x	Juni-juli	Juni					x	x			
riviergrondel	x	Juni-juli	Juli				x	x	x			
snoek	x	Juni	Juni		x	x						
snoekbaars	x	Juni	Juni				x	x				
tiendoornige stekelbaars	x	Juni	Juni					x	x	x	x	x
winde		n.v.t.	n.v.t.			x	x	x				
zeelt		n.v.t.	n.v.t.					x	x	x	x	x

Literatuurlijst

- Aanen, P., Alberts, W., Bekker, G. J., van Bohemen, H. D., Melman, P. J. M., van der Sluijs, J., Veenbaas, G., Verkaar, H. J., van de Watering, F. 1990. Natuurtechniek en waterstaatswerken. Wetenschappelijke mededeling KNNV 1990. Uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging in samenwerking met Dienst Weg- en Waterbouwkunde Rijkswaterstaat.
- Akaike, H. 1974. A New Look at Statistical-Model Identification. IEEE Transactions on Automatic Control. 19,
- Armstrong, J. D., Kemp, P. S., Kennedy, G. J. A., Ladle, M., Milner, N. J. 2003. Habitat requirements of Atlantic salmon and brown trout in rivers and streams. Fisheries Research. 62,
- AWZ Afdeling Waterwegen Kust 1999. Beleidsplan IJzer. Voorlopige versie.126 pp.
- Baras, E. , Nindaba, J. 1999. Diel dynamics of habitat use by riverine young-of-the-year *Barbus barbus* and *Chondrostoma nasus* (Cyprinidae). Archiv Fur Hydrobiologie. 146, 431-448.
- Barton, D. R., Taylor, W. D., Biette, R. M. 1985. Dimensions of riparian buffer strips required to maintain trout habitat in southern Ontario streams. North American Journal of Fisheries Management. 5, 364-378.
- Bovee, K. D. 1986. Development and evaluation of habitat suitability criteria for use in the instream flow incremental methodology.
- Budd, W. W., Cohen, P. L., Saunders, P. R., Steiner, F. R. 1987. Stream Corridor Management in the Pacific-Northwest .1. Determination of Stream-Corridor Widths. Environmental Management. 11, 587-597.
- Buysse, D., Martens, S., Baeyens, R., Coeck, J. 2003. Onderzoek naar de migratie van vissen tussen Boven-Zeeschelde en Bovenschelde. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel.
- Chapman, D. W. 1965. Net production of juvenile coho salmon in three Oregon streams. Transaction of the American Fisheries Society. 94, 40-52.
- Chapman, D. W. 1966. Food and space as regulators of salmonid populations in streams. American naturalist. 100, 345-357.
- Clements, F. E. 1916. Plant succession: an analysis of the development of vegetation.
- Coeck, J. 1996. Electrisch vissen theorie en praktijk. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel.
- Collarespereira, M. J., Magalhaes, M. F., Geraldles, A. M., Coelho, M. M. 1995. Riparian Ecotones and Spatial Variation of Fish Assemblages in Portuguese Lowland Streams. Hydrobiologia. 303, 93-101.
- Copp, G. H. 1993. Microhabitat use of fish larvae and 0+ juvenile fishes in a small abandoned channel of the Upper Rhône, France. Folia Zoologica. 42, 153-164.
- Copp, G. H. 1992. An empirical model for predicting microhabitat of 0+ juvenile fishes in a lowland river catchment. Oecologia. 91, 338-345.

- Copp, G. H. 1990. Effect of regulation on 0+ fish recruitment in the Great Ouse, a lowland river. *Regulated rivers: research & management*. 5, 251-263.
- Copp, G. H. , Bennetts, T. A. 1996. Short-term effects of removing riparian and instream cover on barbel (*Barbus barbus*) and other fish populations in a stretch of English chalk stream. *Folia Zoologica*. 45, 283-288.
- Copp, G. H., Oliver, J. M., Penáz, M., Roux, A. L. 1991. Juvenile fishes as functional descriptors of fluvial ecosystem dynamics: applications on the river Rhône, France. *Regulated rivers: research & management*. 6, 135-145.
- Crombaghs, B. H. J. M., Akkermans, R. W., Gubbels, R. E. M. B., Hoogerwerf, G. 2000. *Vissen in Limburgse beken*. Stichting Natuurpublicaties Limburg, Maastricht. 496 pp.
- CUR 1999. *Natuurvriendelijke oevers. Aanpak en toepassingen*. Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat, CUR publicatie 200, Stichting CUR, Gouda.
- De Roo, N., Hindryckx, K. 1995. *De IJzer. Beeld van een stroom*. Uitgeverij Lannoo nv, Tielt. 176 pp.
- De Rycke, A. 2004. *Monitoring IJzeroevers - Conceptnota aftoetsende vergadering 16/02/04 AWZ/IN*. Nota Instituut voor Natuurbehoud IN. A. 2004. 69.
- De Rycke, A., Verelst, I., Adriaens, P., Decler, K. 2007. *Evaluatie van NTMB-projecten langs de IJzer uitgevoerd door W&Z*. Studie in opdracht van W&Z, Afdeling Bovenschelde, INBO. IR. 2007. 5.
- De Rycke, A., Verelst, I., Decler, K. 2006. *Evaluatie van NTMB-projecten langs de IJzer uitgevoerd door W&Z (AWZ/WWK)*. Studie in opdracht van W&Z, Afdeling Bovenschelde.
- Dejonghe, W., Boon, N., Seghers, D., Top, E. M., Verstraete, W. 2001. Bioaugmentation of soils by increasing microbial richness: missing links. *Environmental Microbiology*. 3, 649-657.
- Duijn, P. 1994. *Meten aan oevervegetaties. Een onderzoek naar het meten van oevervegetaties langs smalle oevers van rijkswateren ten behoeve van het evalueren van natuurvriendelijke oevers*. Dienst Weg- en Waterbouwkunde. W-DWW-93-728.
- Fernandez, A. S., Hashsham, S. A., Dollhopf, S. L., Raskin, L., Glagoleva, O., Dazzo, F. B., Hickey, R. F., Criddle, C. S., Tiedje, J. M. 2000. Flexible community structure correlates with stable community function in methanogenic bioreactor communities perturbed by glucose. *Applied and Environmental Microbiology*. 66, 4058-4067.
- Fisher, S. G. , Likens, G. E. 1973. *Energy Flow in Bear Brook, New Hampshire - Integrative Approach to Stream Ecosystem Metabolism*. *Ecological Monographs*. 43, 421-439.
- Gillilan, D., Brown, T. 1997. *Instream Flow Protection: Seeking a balance in Western water uses*. Island Press, Washington, DC.
- Gleason, H. A. 1926. The individualistic concept of the plant association. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*. 53,
- Glova, G. J. , Sagar, P. M. 1994. Comparison of Fish and Macroinvertebrate Standing Stocks in Relation to Riparian Willows (*Salix* Spp) in 3 New-Zealand Streams. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*. 28, 255-266.

- Gorman, O. T. , Karr, J. R. 1978. Habitat Structure and Stream Fish Communities. *Ecology*. 59,
- Gregory, S. V., Swanson, F. J., McKee, W. A., Cummins, K. W. 1991. An ecosystem perspective of riparian zones. *Bioscience*. 41, 540-551.
- Growns, I., Gehrke, P. C., Astles, K. L., Pollard, D. A. 2003. A comparison of fish assemblages associated with different riparian vegetation types in the Hawkesbury-Nepean River system. *Fisheries Management and Ecology*. 10, 209-220.
- Heggenes, J. , Saltveit, S. J. 1990. Seasonal and spatial microhabitat selection and segregation in young atlantic salmon, *Salmo salar* L., and brown trout, *Salmo trutta* L., in a Norwegian river. *Journal of Fish Biology*. 36, 707-720.
- Heggenes, J. , Saltveit, S. J. 2002. Effect of aquatic mosses on juvenile fish density and habitat use in the regulated River Suldalslagen, Western Norway. *River Research and Applications*. 18, 249-264.
- Heylen, J. 1997. De hydrologie van het IJzerbekken. Studiedag 'Naar een integraal waterbeleid in het IJzerbekken'. *Water*. 97, 239-244.
- Huet, M. 1962. Influence du courant sur la distribution des poissons dans les eaux courantes.
- Jones, E. B. D., Helfman, G. S., Harper, J. O., Bolstad, P. V. 1999. Effects of riparian forest removal on fish assemblages in southern Appalachian streams. *Conservation Biology*. 13, 1454-1465.
- Jorde, K., Schneider, M., Zöllner, F. 2000. Analysis of instream habitat quality - preference functions and fuzzy models. In: Wang, Z. Y. , Hu, S.-X. (Eds.), Rotterdam.
- Lee, K. E., Goldstein, R. M., Hanson, P. E. 2001a. Relation between fish communities and riparian zone conditions at two spatial scales. *Journal of the American Water Resources Association*. 37, 1465-1473.
- Lee, K. E., Goldstein, R. M., Hanson, P. E. 2001b. Relation between fish communities and riparian zone conditions at two spatial scales. *Journal of the American Water Resources Association*. 37, 1465-1473.
- Marzorati, M., Wittebolle, L., Boon, N., Daffonchio, D., Verstraete, W. 2008. How to get more out of molecular fingerprints: practical tools for microbial ecology. *Environmental Microbiology*. 10, 1571-1581.
- Meador, M. R. , Goldstein, R. M. 2003. Assessing water quality at large geographic scales: Relations among land use, water physicochemistry, riparian condition, and fish community structure. *Environmental Management*. 31, 504-517.
- Mertens, B., Boon, N., Verstraete, W. 2005. Stereospecific effect of hexachlorocyclohexane on activity and structure of soil methanotrophic communities. *Environmental Microbiology*. 7, 660-669.
- Minshall, G. W. 1988. Stream Ecosystem Theory - A Global Perspective. *Journal of the North American Benthological Society*. 7, 263-288.
- Murphy, M. L., Hawkins, C. P., Anderson, N. H. 1981. Effects of Canopy Modification and Accumulated Sediment on Stream Communities. *Transactions of the American Fisheries Society*. 110, 469-478.

- Nagels, A., Schneiders, A., Weiss, L., Wils, C. 1992. Onderzoek naar de verspreiding en de typologie van ecologisch waardevolle waterlopen in het Vlaams Gewest, IJzerbekken. Studie uitgevoerd door de UIA, in opdracht van AMINAL, afd. Water.
- Naiman, R. J., Bilby, R. E., Bisson, P. A. 2000. Riparian ecology and management in the Pacific Coastal Rain Forest. *Bioscience*. 50, 996-1011.
- Naiman, R. J., Decamps, H., Pollock, M. 1993. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological Applications*. 3, 209-212.
- Nédélec, C., Prado, J. 1990. Definition and classification of fishing gear categories. FAO fisheries technical paper no. 222 rev. 1. FAO, Rome. 92 pp.
- Nehlsen, W., Williams, J. E., Lichatowich, J. A. 1991. Pacific Salmon at the Crossroads - Stocks at Risk from California, Oregon, Idaho, and Washington. *Fisheries*. 16, 4-21.
- Newbold, J. D., Erman, D. C., Roby, K. B. 1980. Effects of Logging on Macroinvertebrates in Streams with and Without Buffer Strips. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 37, 1076-1085.
- Nilsson, C., Reidy, C. A., Dynesius, M., Revenga, C. 2005. Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science*. 308, 405-408.
- Opperman, J. J., Merenlender, A. M. 2004. The effectiveness of riparian restoration for improving instream fish habitat in four hardwood-dominated California streams. *North American Journal of Fisheries Management*. 24, 822-834.
- Parasiewicz, P., Dunbar, M. J. 2001. Physical habitat modelling for fish - a developing approach. *Archiv für Hydrobiologie Supplement*. 135,
- Pinder, A. C. 2001. Keys to larval and juvenile stages of coarse fishes from fresh waters in the British Isles. The Freshwater Biological Association, Cumbria, UK. 136 pp.
- Pinto, B. C. T., Araujo, F. G., Hughes, R. M. 2006. Effects of landscape and riparian condition on a fish index of biotic integrity in a large southeastern Brazil river. *Hydrobiologia*. 556, 69-83.
- Poff, N. L., Allan, J. D. 1995. Functional-Organization of Stream Fish Assemblages in Relation to Hydrological Variability. *Ecology*. 76,
- Rhoads, B. L., Schwartz, J. S., Porter, S. 2003. Stream geomorphology, bank vegetation, and three-dimensional habitat hydraulics for fish in midwestern agricultural streams. *Water Resources Research*, 39,
- Roy, A. H., Freeman, M. C., Freeman, B. J., Wenger, S. J., Meyer, J. L., Ensign, W. E. 2006. Importance of riparian forests in urban catchments contingent on sediment and hydrologic regimes. *Environmental Management*. 37, 523-539.
- Schiemer, F., Zalewski, M. 1992. The importance of riparian ecotones for diversity and productivity of riverine fish communities. *Netherlands Journal of Zoology*. 42, 323-335.
- Schoener, T. W. 1974. Resource Partitioning in Ecological Communities. *Science*. 185, 27-39.
- Shannon, C. E., Weaver, W. 1963. Mathematical theory of communication. University of Illinois Press, Urbana, Illinois.

- Stanford, J. A. , Ward, J. V. 1993. An ecosystem perspective of alluvial rivers: connectivity and the hyporheic corridor. *Journal of the North American Benthological Society*. 12, 48-60.
- Statzner, B., Gore, J. A., Resh, V. H. 1988. Hydraulic Stream Ecology - Observed Patterns and Potential Applications. *Journal of the North American Benthological Society*. 7,
- Stauffer, J. C., Goldstein, R. M., Newman, R. M. 2000. Relationship of wooded riparian zones and runoff potential to fish community composition in agricultural streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 57, 307-316.
- van der Land, M. A. 1993. Biologische monitoring zoete rijkswateren: desk study biomassabepaling visstand; bemonstering met fuiken, kor en kuil. RIVO Rapport C016/93.34 pp.
- Van Looy, K., Honnay, O., Pedrolí, B., Muller, S. 2006. Order and disorder in the river continuum: the contribution of continuity and connectivity to floodplain meadow biodiversity. *Journal of Biogeography*. 33, 1615-1627.
- Vandelannoote, A., Yseboodt, R., Bruylants, B., Verheyen, R., Coeck, J., Belpaire, C., Van Thuyne, G., Denaeyer, B., Beyens, J., Maes, J., Vandenabeele, P. 1999. Atlas van de Vlaamse beek- en riviervissen. WEL v.z.w., Antwerpen.
- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., Cushing, C. E. 1980. River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 37, 130-137.
- Wesche, T. A., Goertler, C. M., Frye, C. B. 1987. Contribution of riparian vegetation to trout cover in small streams. *North American Journal of Fisheries Management*. 7, 151-153.
- Wichert, G. A. , Rapport, D. J. 1998. Fish community structure as a measure of degradation and rehabilitation of riparian systems in an agricultural drainage basin. *Environmental Management*. 22, 425-443.
- Wilzbach, M. A. 1985. Relative Roles of Food Abundance and Cover in Determining the Habitat Distribution of Stream-Dwelling Cutthroat Trout (*Salmo-Clarki*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 42, 1668-1672.
- Wilzbach, M. A. , Hall, J. D. 1985. Prey availability and foraging behaviour of cutthroat trout in an open and forested section of stream. *Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Limnologie*. 22, 2516-2522.

Lijst van figuren

Fig. 1. Situering van het IJzerbekken in België	14
Fig. 2. De belangrijkste waterlopen in het IJzerbekken.	15
Fig. 3. De verschillende oevertypes volgens een gradiënt van antropogene verstoring.....	16
Fig. 4. Verticaal verstevigde oever zonder overhangende vegetatie langs de IJzer.	17
Fig. 5. Palenrij, vooroever of plasberm langs de IJzer. De afstand tussen de palen en de densiteit van de rietbegroeiing kan variëren.	18
Fig. 6. Paaiplaats langs de IJzer. De bemonsterde paaiplaatsen verschillen onderling in oevervegetatie, diepte en oorsprong.	19
Fig. 7. Natuurlijke oevers langs de IJzer. Ter hoogte van dit mesohabitattype komt zowel houtige, grazige als rietbegroeiing voor.....	20
Fig. 8. Het microhabitattype 'riet' langs de IJzer. Dit microhabitattype kan ook voorkomen in combinatie met een palenrij.	21
Fig. 9. Het microhabitattype 'houtige begroeiing' langs de IJzer.	22
Fig. 10. Het microhabitattype 'grazige begroeiing' langs de IJzer. Dergelijke begroeiing onderscheidt zich van rietbegroeiing door de afwezigheid van submers gewortelde vegetatie.	23
Fig. 11. Het microhabitattype 'kale oevers' langs de IJzer.	24
Fig. 12. De verdeling van de verschillende microhabitattypes over de mesohabitattypes. Het afkalvende microhabitat werd niet in de analyses opgenomen aangezien dit microhabitat slechts in één mesohabitat aanwezig was.....	25
Fig. 13. Bemonstering m.b.v. de sleepnetten. De twee konische netten worden bevestigd aan het frame op de voorkant van de boot en worden langs beide zijden van de boot gesleept tegen de stroming in. De netten hangen op ongeveer 0.5 m diepte, zijn 2 m lang en hebben een opening van 0.5 m diameter.	30
Fig. 14. Een dubbele schietfuik (van der Land, 1993)	31
Fig. 15 Pareto-Lorenz curves van 3 hypothetische visgemeenschappen. De 25 %, 45 % en 80% curves weerspiegelen een gemeenschap met respectievelijk een lage, gemiddelde en hoge functionele organisatie. De 45° diagonaal geeft een gemeenschap weer in perfect evenwicht.	40
Fig. 16. Structuur van de gegevensverwerking met de nummers van de paragraaf waarin een bepaald resultaat wordt besproken. id. = de analyse is identiek aan de eerder vermelde analyse aangezien het aantal soorten per microhabitat overeenkomt met het aantal elektrisch gevangen soorten per microhabitat en daarom niet apart besproken.	43
Fig. 17. Boxplots van het aantal soorten per mesohabitat voor de volledige staalnameperiode (mediaan, betrouwbaarheidsintervallen en outliers). VVO = verticale verstevigde oever, natuurlijk = natuurlijke oever.	44
Fig. 18. Voorspelde soortenrijkdom voor de verschillende mesohabitats en maanden. VVO = verticale verstevigde oever, natuurlijk = natuurlijke oever.....	45
Fig. 19. Boxplots van het aantal gevoelige soorten per mesohabitat voor de volledige staalnameperiode. VVO = verticale verstevigde oever, natuurlijk = natuurlijke oever.	46

Fig. 20. Boxplots van het aantal soorten gevangen tijdens elektrische bevissingen per mesohabitat voor de volledige staalnameperiode. VVO = verticale verstevigde oever, natuurlijk = natuurlijke oever.	47
Fig. 21. Boxplots van de abundantie per mesohabitat voor de volledige staalnameperiode. VVO = verticale verstevigde oever, natuurlijk = natuurlijke oever.	48
Fig. 22. Boxplots van de abundantie van de soorten gevangen tijdens elektrische bevissingen per mesohabitat voor de volledige staalnameperiode. VVO = verticale verstevigde oever, natuurlijk = natuurlijke oever.	49
Fig. 23. Detail van Fig. 22: boxplots van de abundantie van de soorten gevangen tijdens elektrische bevissingen per mesohabitat voor de volledige staalnameperiode. VVO = verticale verstevigde oever, natuurlijk = natuurlijke oever.	49
Fig. 24. Boxplots van de dynamiek op basis van de verschillen in soortensamenstelling tussen de eerste 4 maanden van de staalnameperiode: juni/juli, juli/augustus en augustus/september. Het verschil tussen september en oktober werd niet geanalyseerd aangezien verschillende staalnamemethodes werden gebruikt. VVO = verticale verstevigde oever, NTMB = palenrij, natuurlijk = natuurlijke oever. ...	50
Fig. 25. Boxplots van de functionele organisatie van de elektrisch bemonsterde vispopulaties in de verschillende mesohabitattypes, afgeleid van de Pareto-Lorentz curves zoals eerder beschreven. VVO = verticale verstevigde oever, natuurlijk = natuurlijke oever.	51
Fig. 26. Boxplots van de functionele organisatie van de met sleepnetten bemonsterde vispopulaties in 3 van de 4 verschillende mesohabitattypes, afgeleid van de Pareto-Lorentz curves zoals eerder beschreven. Paaiplassen werden niet bemonsterd met sleepnetten aangezien dit technisch onhaalbaar was door de diepgang van de netten. VVO = verticale verstevigde oever, natuurlijk = natuurlijke oever.	52
Fig. 27. Relatie tussen de entropie en de functionele organisatie, afgeleid uit de Pareto-Lorenz curves, voor de bemonsterde vispopulaties in de verschillende mesohabitattypes. Het punt (0.2,0) is een artefact inherent aan de afleidingsmethode voor functionele organisatie.	52
Fig. 28. Boxplots van de lengtescore voor de verschillende mesohabitattypes over de volledige staalnameperiode in het IJzerbekken. De lengtescore L_s werd bekomen als het product van de bereikscore B_s en de spreidingsscore S_s	54
Fig. 29. Boxplots van de genormaliseerde lengte voor de verschillende mesohabitattypes over de volledige staalnameperiode in het IJzerbekken.	55
Fig. 30. Boxplots van de soortenrijkdom van de verschillende microhabitattypes voor de volledige staalnameperiode.	61
Fig. 31. Opsplitsing van de soortenrijkdom per microhabitat- en mesohabitatype. Zoals eerder vermeld, werden niet alle microhabitattypes waargenomen binnen elk mesohabitatype (Fig. 12). VVO = verticale verstevigde oever, NTMB = palenrij, natuurlijk = natuurlijke oever.	61
Fig. 32. Boxplots van de abundantie van juveniele vis in de verschillende microhabitattypes voor de volledige staalnameperiode (a) en detail van (a) voor de laagste abundanties (b)	62
Fig. 33. Opsplitsing van de abundantie per microhabitat- en mesohabitatype. Zoals eerder vermeld, werden niet alle microhabitattypes waargenomen binnen elk mesohabitatype (Fig. 12). De figuur toont een detail van de laagste abundanties (<100 individuen). VVO = verticale verstevigde oever, NTMB = palenrij, natuurlijk = natuurlijke oever.	63

Fig. 34. Dynamiek van de verschillende microhabitattypes in de IJzer voor de volledige staalnameperiode.	64
Fig. 35. Boxplots van de functionele organisatie van de bemonsterde visgemeenschappen per microhabitattype en mesohabitatype voor de volledige staalnameperiode. VVO = verticale verstevigde oever, NTMB = palenrij, natuurlijk = natuurlijke oever. ...	65
Fig. 36. Abundanties van adulte en juveniele vissen in de palenrijen in het IJzerbekken in functie van de diepte van het bemonsteringspunt.	70
Fig. 37. Gemiddelde diepte van de verschillende palenrijen langs de IJzer tijdens de volledige staalnameperiode.	70
Fig. 38. Abundanties van adulte en juveniele vissen in de palenrijen in het IJzerbekken in functie van de vegetatiebedekking in 1 m ² rond het bemonsteringspunt.	71
Fig. 39. Procentueel aandeel van de nulvangsten en de vangsten waarbij minstens één soort werd gevangen voor de verschillende bedekkingspercentages van vegetatie in de palenrijen langs de IJzer, gebaseerd op de elektrische vangsten van juveniele vissen. Het groot aantal nulvangsten is deels te verklaren door de efficiëntie van de staalnamemethode.	72
Fig. 40. Gemiddelde vegetatiebedekking van de verschillende palenrijen langs de IJzer tijdens de volledige staalnameperiode.	72
Fig. 41. Ligging van de bemonsterde mesohabitats langs de IJzer	78
Fig. 42. Ligging van de bemonsterde mesohabitats langs de IJzer	78
Fig. 43. Ligging van de bemonsterde mesohabitats langs de IJzer	79
Fig. 44. Ligging van de bemonsterde mesohabitats langs de IJzer	79
Fig. 45. Ligging van de bemonsterde mesohabitats langs de IJzer	80
Fig. 46. Ligging van de bemonsterde mesohabitats langs de IJzer	80
Fig. 47. Ligging van de bemonsterde mesohabitats langs de IJzer	81
Fig. 48. Ligging van de bemonsterde mesohabitats langs de IJzer	81
Fig. 49. Ligging van de bemonsterde mesohabitats langs de IJzer	82
Fig. 50. Ligging van de bemonsterde mesohabitats langs de IJzer	82
Fig. 51. Voorspelde soortenrijkdom voor de gevoelige soorten in de verschillende mesohabitats voor de volledige staalnameperiode. VVO = verticale verstevigde oever, NTMB = natuurtechnische milieubouw-oever, natuurlijk = natuurlijke oever.	83
Fig. 52. Voorspelde soortenrijkdom voor de elektrisch gevangen soorten in de verschillende mesohabitats voor de volledige staalnameperiode. VVO = verticale verstevigde oever, NTMB = natuurtechnische milieubouw-oever, natuurlijk = natuurlijke oever.	84
Fig. 53. Voorspelde abundantie in de verschillende mesohabitats voor alle soorten tijdens de volledige staalnameperiode. VVO = verticale verstevigde oever, NTMB = palenrij, natuurlijk = natuurlijke oever.	85
Fig. 54. Voorspelde abundantie van de elektrisch gevangen soorten in de verschillende mesohabitats voor de volledige staalnameperiode. VVO = verticale verstevigde oever, NTMB = palenrij, natuurlijk = natuurlijke oever.	86
Fig. 55. Voorspelde dynamiek voor de verschillende mesohabitats in de eerste vier maanden van de staalnameperiode. VVO = verticale verstevigde oever, NTMB = palenrij, natuurlijk = natuurlijke oever.	87

Fig. 56. Voorspelde functionele organisatie voor de elektrisch bemonsterde vispopulaties in de verschillende mesohabitats. VVO = verticale verstevigde oever, NTMB = palenrij, natuurlijk = natuurlijke oever.....	88
Fig. 57. Voorspelde functionele organisatie voor de met sleepnetten bemonsterde vispopulaties in de verschillende mesohabitats. VVO = verticale verstevigde oever, NTMB = palenrij, natuurlijk = natuurlijke oever.....	89
Fig. 58. Voorspelde lengtescores voor de verschillende mesohabitattypes over de volledige staalnameperiode in het IJzerbekken. De lengtescore Ls werd bekomen als het product van de bereikscore Bs en de spreidingsscore Ss. VVO = verticale verstevigde oever, NTMB = palenrij, natuurlijk = natuurlijke oever.	90
Fig. 59. Vergelijking van de waargenomen maximale lengte per soort met de maximale lengte die in de literatuur (Vandelannoote et al., 1998) werd beschreven.....	91
Fig. 60. Voorspelde soortenrijkdom voor de verschillende microhabitattypes in de IJzer voor de volledige staalnameperiode en de verschillende mesohabitats.	92
Fig. 61. Voorspelde abundantie van juveniele vis voor de verschillende microhabitattypes in de IJzer voor de volledige staalnameperiode en de verschillende mesohabitats. ...	93
Fig. 62. Voorspelde dynamiek van juveniele vis voor de verschillende microhabitattypes in de IJzer voor de volledige staalnameperiode en de verschillende mesohabitats.	94
Fig. 63. Voorspelde functionele organisatie van de bemonsterde juveniele visgemeenschappen voor de verschillende microhabitattypes in de IJzer voor de volledige staalnameperiode en de verschillende mesohabitats.	95
Fig. 64. Voorkomen van alle waargenomen individuen van de verschillende vissoorten langs de IJzer voor de volledige staalnameperiode. De paaipplaatsen zijn in het rood omcirkeld. De gele balken duiden de zones aan waar een vissoort werd waargenomen.	97
Fig. 65. Voorkomen van de juvenielen van de verschillende vissoorten langs de IJzer voor de volledige staalnameperiode. De gele balken duiden de zones aan waar een vissoort werd waargenomen.....	98
Fig. 66. Abundantie van de juveniele individuen per soort voor de verschillende staalnamemaanden en staalnamemethodes.....	101
Fig. 67. Lengteverdeling per soort voor alver, karper, riviergrondel en snoek voor de volledige staalnameperiode in de IJzer.....	104

Lijst van tabellen

Tabel 1. De geselecteerde mesohabitats en de bemonsterde microhabitats binnen elk mesohabitat. LO = linkeroever, RO = rechteroever, afkalv. = afkalvend. De monding is hier het spuicomplex thv. de Ganzepoot.....	25
Tabel 2. Vangstgegevens van de volledige staalnameperiode voor de verschillende vangsttechnieken (elektrische, fuik- en sleepnetbevissingen) en levensstadia (adult en juveniel).	33
Tabel 3. De visstand in de IJzer tot en met 1996.	35
Tabel 4. De waargenomen soorten in het IJzerbekken tussen 1996 en 2008 aan de hand van elektrische en fuikbevissingen. De bovenste rij (zwarte cellen) geeft de elektrisch bemonsterde vissen weer, de onderste (grijze cellen) de vissen gevangen met schietfuiken.....	36
Tabel 5. Habitatgebruik (%) van de juvenielen die maximaal 5% van het totale lengtebereik groter waren dan de minimum waargenomen lengte per soort, gebaseerd op aan- en afwezigheid. Paling en bot werden niet in de analyse meegenomen aangezien deze soorten in zout water paaien. Kleine modderkruiper, kolblei en gibel werden eveneens niet in de analyse opgenomen aangezien geen 0+ juvenielen werden gevonden van deze soorten.....	56
Tabel 6. Aantal keer dat een mesohabitatype als 1 ^e tot 4 ^e keuze wordt geselecteerd als paaihabitat voor de waargenomen vissoorten in de IJzer. De optimale keuze wordt weergegeven door categorie 1, de minst geprefereerde keuze als categorie 4. Bij gelijk aantal keuzes voor twee categorieën werd de laagste rang toegekend aan beide categorieën.	57
Tabel 7. Habitatgebruik (%) van de juvenielen die minimaal 5% van het totale lengtebereik groter waren dan de minimum waargenomen lengte per soort, gebaseerd op aan- en afwezigheid.	58
Tabel 8. Aantal keer dat een mesohabitatype als 1 ^e tot 4 ^e keuze wordt geselecteerd als opgroeihabitat voor de waargenomen vissoorten in de IJzer. De optimale keuze wordt weergegeven door categorie 1, de minst geprefereerde keuze als categorie 4. Bij gelijk aantal keuzes voor twee categorieën werd de laagste rang toegekend aan beide categorieën.	59
Tabel 9. Habitatgebruik (%) van de juvenielen die maximaal 5% van het totale lengtebereik groter waren dan de minimum waargenomen lengte per soort, gebaseerd op aan- en afwezigheid. Paling en bot werden niet in de analyse meegenomen aangezien deze soorten in zout water paaien.	66
Tabel 10. Aantal keer dat een microhabitatype als 1 ^e tot 4 ^e keuze wordt geselecteerd als paaihabitat voor de waargenomen vissoorten in de IJzer. De optimale keuze wordt weergegeven door categorie 1, de minst geprefereerde keuze als categorie 4. Bij gelijk aantal keuzes voor twee categorieën werd de laagste rang toegekend aan beide categorieën.	67
Tabel 11. Habitatgebruik (%) van de juvenielen die minimaal 5% van het totale lengtebereik groter waren dan de minimum waargenomen lengte per soort, gebaseerd op aan- en afwezigheid.	68
Tabel 12. Aantal keer dat een microhabitatype als 1 ^e tot 4 ^e keuze wordt geselecteerd als opgroeihabitat voor de waargenomen vissoorten in de IJzer. De optimale keuze wordt weergegeven door categorie 1, de minst geprefereerde keuze als categorie 4. Bij gelijk aantal keuzes voor twee categorieën werd de laagste rang toegekend aan beide categorieën.	68

Tabel 13. Indeling van de waargenomen soorten volgens ecologische gilde (Rp=partieel rheofiel, Ro=obligaat rheofiel, Re=estuariaire rheofiel) (Crombaghs et al., 2000).	100
Tabel 14. Lengtebereik en maximaal lengteverschil tussen twee gevangen individuen per soort die werd gevangen tijdens de volledige bemonsteringsperiode in de IJzer. De maximale verschillen hoger dan 25% zijn vetgedrukt , net als de soorten die met deze verschillen overeenkomen.	103
Tabel 15. Aanwezigheid van juvenielen (J), periode waarin de kleinste 5% van de waargenomen individuen werd waargenomen, piekperiode waarin deze kleinste groep werd waargenomen en de paaiperiode die in de literatuur wordt vermeld per soort die werd gevangen in de IJzer.	105