Vlaanderen
is wetenschap

Een index van biotische integriteit voor de evaluatie van de ecologische toestand van visgemeenschappen in brongebieden

Jan Breine en Gerlinde Van Thuyne

INSTITUUT
NATUUR- EN BOSONDERZOEK

Auteurs:

Jan Breine en Gerlinde Van Thuyne
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 Linkebeek
Dwersbos 28, 1630 linkebeek
www.inbo.be

e-mail:

jan.breine@inbo.be

Wijze van citeren:

J. Breine en G. Van Thuyne (2018). Een index van biotische integriteit voor de evaluatie van de ecologische toestand van visgemeenschappen in brongebieden. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2018 (61). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
DOI: doi.org/10.21436/inbor.14586362

D/2018/3241/149

Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2018 (61)
ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Maurice Hoffmann

Foto cover:

Elektrisch vissen in een brongebied

Een index van biotische integriteit voor de evaluatie van de ecologische toestand van visgemeenschappen in brongebieden

Jan Breine en Gerlinde Van Thuyne

Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2018 (61)
D/2018/3241/149

Dankwoord

Voor het veldwerk danken we Claude Belpaire, Danny Bombaerts, Jean-Pierre Croonen, Adinda De Bruyn, Franky Dens, Marc Dewit, Linde Galle, Isabel Lambeens, Yves Maes, Hugo Verreycken.

We zijn Yves Maes dankbaar voor de cartografie.

Tenslotte zijn we Hugo Verreycken dankbaar voor het nalezen van het rapport.

English abstract

In this report we present a statistical approach to develop a fish-based index for sites nearby the river source or spring. A site consists of a stretch of 100m its width does not exceed 2m and the slope is 3% or more. Fish data were obtained by electric fishing according to the CEN standards. Two data sets were used, one to be used in the model covering a period between 1993 and 2015 and one dataset for validation purposes covering a period between 1993 and 2017. In total 21 fish species were caught. Fish species were attributed to different guilds. Candidate metrics were selected from the literature and metric values were calculated. For each site, a Habitat Status score was calculated based on a set of abiotic variables. A stepwise linear regression was applied to select the final metrics. Redundancy and correlation tests were performed with the fitted metrics. This resulted in the selection of four metrics: tolerance value, Shannon-Wiener, percentage of specialized spawners and percentage of rheophilic individuals. Each metric was scored and the sum of the scores was transformed to an EQR value ranging between 0 and 1. Integrity classes were defined and the new index was validated with an independent set of data.

Inhoudstafel

Dankwoord	4
English abstract.....	5
1 Inleiding	7
2 Materiaal en methodes	8
2.1 Selectie van locaties	8
2.2 Abiotische data en pre-classificatie.....	8
2.3 Visgegevens.....	8
2.4 Visindex ontwikkeling.....	8
2.4.1 Kandidaatmetriecken.....	8
2.4.2 Metriek selectie	8
2.4.3 Scoren van geselecteerde metriecken	10
2.4.4 Berekenen van de Ecological Quality Ratio (EQR)	10
2.4.5 Het toekennen van integriteitsklassen.....	11
2.4.6 Validatie	11
3 Resultaten.....	12
3.1 Locaties en hun Habitat Status.....	12
3.2 Visgegevens.....	12
3.3 Kandidaatmetriecken en gildes.....	14
3.4 Selectie van de metriecken	16
3.4.1 Selectie predictors.....	16
3.4.2 Modelleren.....	17
3.5 Scoren van de geselecteerde metriecken	19
3.6 Validatie	19
4 Besluiten	21
5 Referenties.....	22

1 Inleiding

Een brongebied wordt hier beschouwd als het deel van de waterloop aan of dicht bij de bron of oorsprong van een rivier. Het betreft kleine snelstromende waters die in een natuurlijke onverstoorde toestand meestal weinig vissen herbergen.

Het INBO rapporteert over de ecologische kwaliteit van de Vlaamse waterlichamen voor de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW, 2000). Vissen zijn een van de kwaliteitselementen die voor deze rapportage gebruikt worden. Daartoe ontwikkelde het INBO indices met de gegevens over de vissamenstelling (Belpaire et al., 2000; Breine et al., 2004, 2007, 2010, 2015). Deze kwaliteitsindices bestaan uit metrieken die elk een bepaalde functie van het ecosysteem voor de visgemeenschap evalueren. Voor elke metriek wordt een score bepaald in functie van een vastgelegde referentietoestand. Naargelang de toestand afwijkt van de referentie wordt een lagere score gegeven. Deze metrieken en grenswaarden verschillen naargelang het type waterlichaam.

Het INBO ontwikkelde in 2004 een index voor 'upstream' waterlopen (Breine et al., 2004). Maar deze index beoordeelt de brongebieden te streng omdat hij niet echt ontwikkeld werd voor deze specifieke gebieden. Daarom stellen we in dit rapport een nieuwe aangepaste index voor. De nieuwe index is speciaal ontworpen voor het beoordelen van de ecologische integriteit van visgemeenschappen in de brongebieden.

2 Materiaal en methodes

2.1 Selectie van locaties

Visdata werden uit V.I.S. gehaald. Het Vis Informatie Systeem is een databank van het INBO (<https://vis.inbo.be>). Voor de ontwikkeling van de nieuwe index werden de volgende criteria gehanteerd wat betreft de selectie van locaties. Een locatie is 100m lang mag niet breder zijn dan 2m en het verhang moet minimaal 3‰ zijn. We selecteerden enkel data van elektrische vangsten waarbij effectief vissen werden gevangen. We gebruikten geen data van wintervangsten (december, januari en februari) omdat we normaal niet vissen in de winter.

2.2 Abiotische data en pre-classificatie

Tijdens elke viscampagne werden bepaalde abiotische variabelen of ‘predictors’ gemeten (Tabel 1).

Op basis van veldwaarnemingen en metingen werd voor iedere locatie een Habitat Status bepaald variërend van slecht (1) tot uitstekend (5). De gebruikte variabelen en score criteria staan in Tabel 1. De grenswaarden van de Habitat Status werden bepaald door het interval tussen de maximale en minimale score te delen door 5.

2.3 Visgegevens

De toegepaste vismethode was in overeenstemming met de CEN-standaard (CEN, 2003). Er werd enkel wadend gevisd met een of twee anoden waarbij de ganse breedte van de locatie over een afstand van 100 m werd bevestigd. Voor elektrovisserij gebruikten we elektrovisserijapparaten van het type Deka 7000 gevoed door een 5 kW generator met een regelbare spanning variërend van 300 tot 500 V of van het type Deka 3000 (draagbaar toestel). De stroomstoot frequentie was 480 Hz. De gevangen vissen werden ter plaatse geïdentificeerd tot op soort, geteld, gemeten en gewogen. Daarna werden de vissen teruggezet.

2.4 Visindex ontwikkeling

2.4.1 Kandidaatmetrieken

Een lijst van kandidaatmetrieken werd opgesteld op basis van literatuurstudie en expert kennis. Elke kandidaatmetriek beoordeelt een aspect van een gilde of functionele groep. De verschillende gildes waartoe de gevangen vissen behoren, werden bepaald op basis van literatuur (Breine et al., 2004; Fame consortium, 2004; Noble et al., 2007). Zo bevat elke gilde specifieke soorten. Op basis van aan- of afwezigheid werd dan de waarde van elke kandidaatmetriek berekend voor elke viscampagne.

2.4.2 Metriek selectie

De uiteindelijke selectie van de metrieken uit de lijst van kandidaatmetrieken gebeurde in verschillende stappen. Eerst selecteerden we de ‘predictors’ op basis van onderlinge correlatie en collineariteitanalyses. Deze predictors zijn variabelen die een bepaald aspect van de locatie beoordelen. Voor de selectie van de metrieken modelleerden we dus met niet-gecorrleerde “predictors”. We gebruikten Fisher als test waarbij een waarde van $c \geq 0,7$ ($p < 0,001$) als grenswaarde werd gehanteerd. De collineariteit van de gebruikte ‘predictors’ werd nagegaan met

een lineair model en de VIF-waarde >3 werd als grenswaarde gebruikt naar analogie van Zuur et al. (2007).

Tabel 1. Variabelen genoteerd op het moment van de staalname. Variabelen met een * werden gebruikt voor het berekenen van de Habitat Status. De som van de scores wordt omgezet naar een Habitat Status: vb een som=8 geeft een Habitat Status van 2. Tussen haakjes staan de eenheden van de variabele of de lengte waarlangs de betreffende variabele werd berekend. O₂ is opgeloste zuurstof in mg/l.

variabele	grenswaarden	score
Temperatuur (°C)		
Zuurstof (mg/l)*	≤2	1
	>2 & <6	2
	≥6	3
pH		
Conductiviteit (μS/cm)		
Turbiditeit (NTU)		
Secchi (cm)		
Rivierbreedte (m)		
Verhang (‰)		
Natuurlijke schuilplaatsen (100m)*	≥90%	5
	≥70%	4
	≥50%	3
	≥25%	2
	<25%	1
Pools & Riffles (100m)*	aanwezig	1
	afwezig	0
Verloop (500m)*	niet verstoord	1
	verstoord	0
Landbouw (500m)*	geen	5
	één oever	3
	beide oevers	1
Bebouwing (500m)*	geen	5
	<5%	4
	≥5% & <10%	3
	≥10% & <50%	2
	≥50%	1
Industrie (500m)*	geen	5
	één oever	3
	beide oevers	1
Habitat Status	als O ₂ ≤2	1
	als O ₂ >2	Σ scores
	4	1
	>6-10	2
	>10-14	3
	>14-18	4
	>18-22	5

Voor het modelleren werden bepaalde metriekwaarden getransformeerd. Om een schuine distributie te vermijden van de metriekwaarden namen we de vierkantswortel van de metrieken die als een percentage (vb. percentage omnivore soorten) worden berekend en gebruikten we de $(\log x + 1)$ -waarden van metrieken die aantallen geven per m². Metrieken die diversiteit meten zoals Shannon-Wiener, werden niet getransformeerd. De abiotische variabelen werden ook log getransformeerd $(\log x + 1)$ om het bereik van de variatie te verkleinen.

De reacties van de metrieken in functie van de 'predictors' werden met een stapsgewijs lineair gemengd regressie-model (lme) geanalyseerd. In het model werd locatie als random effect opgenomen terwijl jaar en maand als geneste random effecten. We gebruikten voor iedere metriek een 'backward' stapsgewijze regressie beginnend met het volledige model en gebruikten de AIC-waarde (Akaike information criterion) om predictors te selecteren tot enkel significante predictors overbleven (Burnham en Anderson, 2000). Normaliteit werd gecontroleerd met een grafische controle op uitbijters van de residuen (residuele plots). Om de 'the goodness-of fit' te bepalen berekenden we de waarden van twee soorten determinatiecoëfficiënten voor elk gefit model: de marginale (R^2_m) die geassocieerd is met de vaste effecten (fixed effects) en de conditionele (R^2_c) die geassocieerd is met de vaste en random effecten (Nakagawa en Schielzeth, 2013).

In eerste instantie werden metrieken geselecteerd waarvan $R^2_c > 0,3$. Redundantie tussen de gefitte metrieken werd geanalyseerd met een Pearsoncorrelatie. Bij sterke correlatie ($c \geq 0,7$; $p \leq 0,001$) werd de selectie bepaald op basis van de modellering (best fitted). Bij minder uitgesproken correlaties ($c < 0,7$ en $\geq 0,5$; $p \leq 0,05$) selecteerden we de metriek die met het laagste aantal andere metrieken correleerde. Tenslotte werd de variatie van de metriekwaarden in functie van de Habitat Status en 'predictors' gevisualiseerd met boxplots. Hierbij werden voor de breedte van de locatie klassen bepaald op basis van volgende criteria: $\leq 0,5m = 1$; $> 0,5m$ en $\leq 1,0m = 2$; $> 1,0m$ en $\leq 1,5m = 3$ en $> 1,5m$ en $\leq 2,0m = 4$.

We gebruikten R als statistische softwarepakket (versie R.3.4.2) (R Development Core Team, 2017).

2.4.3 Scoren van geselecteerde metrieken

We groepeerden de data per Habitat Status en berekenden de gemiddelde waarde van de geselecteerde metrieken. We namen de gemiddelde waarden van de metrieken van de locaties met een Habitat Status van 3 als de grenswaarde van een goede ecologische status of goed ecologisch potentieel (GEP, score 4). De grenswaarden van de integriteitsklassen matig (score 3), ontoereikend (score 2) en slecht (score 1) werden door trisectie berekend. Voor de uitstekende ecologische toestand of maximaal ecologisch potentieel (MEP, score 5) berekenden we geen grenswaarde. Gezien geen locatie vrij is van menselijke impact hanteren we GEP als hoogste ecologische status.

2.4.4 Berekenen van de Ecological Quality Ratio (EQR)

De som van de metriekscores geeft de waarde van de index voor biotische integriteit (IBI). De waarde van deze index, die de ecologische kwaliteit van een meetplaats beoordeelt, kan variëren afhankelijk van het aantal gebruikte metrieken. Daarom wordt de IBI omgerekend naar een EQR-score die varieert tussen een waarde 0 en 1. De omrekening gebeurt met de volgende formule:

$$EQR = (IBI - IBI_{\min}) / (IBI_{\max} - IBI_{\min})$$

IBI is de berekende waarde op basis van de metriek scores, $IBI_{\min}$ is de kleinst mogelijke IBI-waarde of is gelijk aan de som van de kleinste mogelijke metriekscores en $IBI_{\max}$ is de grootst mogelijke IBI-waarde (som van grootst mogelijke metriekscores).

2.4.5 Het toekennen van integriteitsklassen

De EQR-score varieert dus tussen een waarde 0 en 1. Door dit interval te delen door 4 bepaalden we de grenswaarden van de verschillende integriteitsklassen. Als extra conditie stellen we dat indien er slechts een soort is gevangen deze een typische soort moet zijn voor brongebieden, anders wordt de EQR automatisch gelijk gesteld aan 0,2.

2.4.6 Validatie

We gebruikten een onafhankelijke dataset van 114 viscampagnes op 96 locaties in brongebieden uitgevoerd tussen 1993 en 2017 en vergeleken de integriteitsklasse met de Habitat Status. Voor de beoordeling nemen we dezelfde maatstaf als in Breine et al. (2004) waarbij één klassenverschil is toegelaten.

3 Resultaten

3.1 Locaties en hun Habitat Status

Voor de indexontwikkeling beschikten we over een dataset met 148 viscampagnes op 54 locaties met vissen (Figuur 1). De data bestrijken een periode van 1993 tot 2015. Sommige locaties werden meermaals bemonsterd tijdens deze periode. Van alle locaties beschikten we over volledige metingen van de abiotische variabelen zodat de Habitat Status kon worden berekend. Er was slechts een locatie met een Habitat Status gelijk aan 4 (Tabel 2). Voor de validatie beschikten we over 114 viscampagnes op 97 locaties waarvan de Habitat Status werd bepaald. Sommige locaties werden zowel voor het modelleren als voor de validatie gebruikt, maar het ging dan wel om verschillende tijdstippen.

Figuur 1. Locaties van brongebieden voor het model (links) en voor de validatie (rechts)

Tabel 2. Aantal locaties per Habitat Status voor de gemodelleerde dataset en de validatie dataset. Sommige locaties werden meermaals bemonsterd.

Habitat Status	Aantal locaties model dataset	Aantal locaties validatie dataset
1	17	40
2	77	34
3	53	26
4	1	11
5	0	3

3.2 Visgegevens

Tijdens de 148 viscampagnes (model-data) vingen in totaal 21 vissoorten (Tabel 3). In de 114 viscampagnes (validatie data) vingen we 32 vissoorten (Tabel 4).

In de 148 locaties (model data) vingen we gemiddeld 2,2 vissoorten per campagne. De model dataset bevatte 45 locaties waarin één soort (30,4%) werd gevangen; 53 (35,8%) met twee soorten; 28 (18,9%) met drie; 12 met vier (8,1%); 8 met vijf (5,4%) en 2 met zes soorten (1,4%). Dus 85% van de locaties bevatten slechts drie soorten of minder. Driedoornige stekelbaars werd het meest gevangen (53,4%) gevolgd door rivierdonderpad (13,9%) en biermpje (10,9%).

Tabel 3. Vissoorten gevangen in brongebieden (model-data) in de periode 1993-2015 met vermelding van het totaal aantal gevangen individuen en hun relatief aantal.

soort	aantal	relatief aantal (%)
Amerikaanse hondsvij	1	0,01
baars	9	0,1
beekforel	131	1,3
beekprik	280	2,7
bermpje	1136	11,0
bittervoorn	48	0,5
blankvoorn	330	3,2
blauwbandgrondel	59	0,6
driedoornige stekelbaars	5527	53,4
giebel	25	0,2
karper	28	0,3
kopvoorn	133	1,3
kwabaal	2	0,02
paling	16	0,2
rietvoorn	5	0,05
rivierdonderpad	1445	14,0
riviergrondel	659	6,4
serpeling	5	0,05
tiendoornige stekelbaars	509	4,9
zeelt	7	0,1
zonnebaars	2	0,02

3.3 Kandidaatmetriecken en gildes

Op basis van literatuur selecteerden we 35 relevante kandidaatmetriecken (Tabel 4).

Tabel 4. Kandidaatmetriecken en verwachte reactie bij verstoring (↑ neemt toe; ↓ neemt af).

Kandidaat metriecken	verwachte reactie bij verstoring
aantal individuen /m ²	↓
aantal soorten	↓
aantal tolerante soorten	↓
aantal pioniersoorten	↑
aantal niet-inheemse soorten	↑
aantal soorten gespecialiseerde paaiers	↓
aantal invertivore soorten	↓
aantal omnivore soorten	↑
aantal piscivore soorten	↓
aantal diadrome soorten	↓
aantal fytofiele soorten	↓
aantal rheofiele soorten	↓
aantal potamodrome soorten	↓
aantal benthische soorten	↓
relatief aantal tolerante individuen	↑
relatief aantal individuen van pioniersoorten	↑
aantal niet-inheemse individuen/m ²	↑
relatief aantal niet-inheemse individuen	↑
relatief aantal individuen gespecialiseerde paaiers	↓
relatief aantal invertivore individuen	↓
relatief aantal omnivore individuen	↑
relatief aantal piscivore individuen	↓
relatief aantal diadrome individuen	↓
relatief aantal fytofiele individuen	↓
relatief aantal rheofiele individuen	↓
relatief aantal potamodrome individuen	↓
relatief aantal benthische individuen	↓
tolerantiewaarde	↓
migratiewaarde	↓
typische soort	↓
percentage rekrutering	↓
Shannon-Wiener	↓
biomassa/m ²	↓
gewicht niet-inheemse soorten/m ²	↑
relatief gewicht niet-inheemse individuen	↑

We selecteerden 15 gilden en kenden de gevangen vissoorten, inclusief die van de validatie gegevens, toe aan een of meerdere gilden (Tabel 5).

Tabel 5. Vissoorten met vermelding van hun gilden. Soorten met * komen voor in de data die gebruikt werden voor het modelleren. De andere soorten komen ook voor in de validatie dataset.

Wetenschappelijke naam	Soort	Tolerante soort	Pionier	Niet-inheems	Gespecialiseerde paaiër	Inverteer	Omnivoor	Piscivoor	Diadroom	Fytofiel	Rheofiel	Potamodroom	Benthisch	Tolerantie waarde	Migratie waarde	Typische soort waarde
<i>Alburnus alburnus</i>	alver	x				x								2		2
<i>Umbra pygmaea</i>	Amerikaanse hondsviis*			x										0		0
<i>Perca fluviatilis</i>	baars	x				x		x						2		2
<i>Barbus barbus</i>	barbeel				x		x				x	x	x	4	1	4
<i>Salmo trutta</i>	beekforel*				x			x	x		x			5	2	5
<i>Lampetra planeri</i>	beekprik*				x						x	x	x	3	2	4
<i>Barbatula barbatula</i>	bermpje*				x	x					x		x	3		5
<i>Rhodeus sericeus</i>	bittervoorn*				x									3		1
<i>Rutilus rutilus</i>	blankvoorn*	x					x							1		1
<i>Pseudorasbora parva</i>	blauwbandgrondel*		x	x										0		0
<i>Abramis brama</i>	brasem	x					x							1	1	1
<i>Ameiurus nebulosus</i>	bruine Amerikaanse dwergmeerval			x										0		0
<i>Pimephales promelas</i>	dikkopelrits			x										0		0
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	driedoornige stekelbaars*	x	x				x		x					1		2
<i>Carassius gibelio</i>	giebel*		x	x			x							0		0
<i>Cyprinus carpio</i>	karper*						x			x				2		1
<i>Blicca bjoerkna</i>	kolblei	x												2	2	1
<i>Squalius cephalus</i>	kopvoorn*						x				x	x		3		4
<i>Lota lota</i>	kwabaal*				x			x				x	x	4	2	3
<i>Anguilla anguilla</i>	paling*						x		x				x	2	2	2
<i>Gymnocephalus cernua</i>	pos					x							x	2		1
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	regenboogforel			x										0		0
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	rietvoorn*				x		x			x				3		1
<i>Cottus gobio</i>	rivierdonderpad*				x	x					x		x	5		4
<i>Gobio gobio</i>	riviergrondel*				x	x					x			3		4
<i>Leuciscus leuciscus</i>	serpeling*				x	x					x			4		5
<i>Esox lucius</i>	snoek				x			x		x				4		2
<i>Pungitius pungitius</i>	tiendoornige stekelbaars*	x					x							1		1
<i>Leucaspis delineatus</i>	vetje									x				4		1
<i>Leuciscus idus</i>	winde						x				x	x		4		2
<i>Tinca tinca</i>	zeelt*	x			x		x			x			x	3		1
<i>Lepomis gibbosus</i>	zonnebaars*		x	x										0		0

3.4 Selectie van de metriecken

3.4.1 Selectie predictors

De correlatie- en collineariteitstesten laten ons toe om de niet-gecorrleerde predictors te selecteren

Voor de correlatietest gebruikten we variabelen die een invloed op de visgemeenschap kunnen hebben (Tabel 6).

Tabel 6. Fisherrelatie tussen variabelen; Cond is conductiviteit in $\mu\text{S}/\text{cm}$, Temp is de watertemperatuur ($^{\circ}\text{C}$), Oxy is de opgeloste zuurstof in mg/l ; Tur is de turbiditeit in NTU; Breedte is rivierbreedte in m; Schuilplaats is de score voor de aanwezigheid van schuilplaatsen, Pools is de score voor de aanwezigheid van Pools en Riffles; Oever scoort de natuurlijkheid van de oever; Landbouw en Bebouwing zijn scores en Habitat Status is een score.

variabele	Cond	pH	Temp	Oxy	Tur	Breedte	Schuilplaats	Pools	Oever	Landbouw	Bebouwing	Habitat Status
Cond	1	0,3843**	0,0858	-0,1582*	0,4092**	0,0104	0,2273*	-0,0989	-0,2144*	0,0759	0,0014	-0,0107
pH		1	0,1581*	-0,0325	0,2142	0,0459	0,0955	-0,0490	-0,1383	0,1197	-0,0213	0,0452
Temp			1	-0,2773**	0,2064	-0,0068	-0,0216	0,0129	-0,1742	0,2216*	-0,1754*	-0,0297
Oxy				1	-0,1722	-0,1087	-0,0939	0,1787*	0,1794*	-0,0543	-0,0382	0,1493*
Tur					1	0,0284	0,0055	-0,2071	-0,0693	-0,1036	0,1752	-0,2531*
Breedte						1	0,3463**	-0,1455	-0,0881	-0,0533	0,2671**	0,1053
Schuilplaats							1	-0,3917**	-0,3766**	0,2422*	0,4368**	0,0845
Pools								1	0,2554**	-0,2227*	-0,2932*	0,4066**
Oever									1	-0,3710**	-0,0162	0,0983
Landbouw										1	-0,2105*	0,0515
Bebouwing											1	0,0609
Habitat Status												1

*: $p < 0.05$

** : $p < 0.001$

Tabel 7. VIF-waarden van de collineariteitstest. Voor de uitleg van de gebruikte afkortingen verwijzen we naar tabel 6.

	pH	Temp	Oxy	Tur	Breedte	Schuilplaats	Pools	Oever	Landbouw	Bebouwing	Habitat Status
Cond	1,8152	2,0965	1,5165	1,287	1,2281	1,96669	2,72	1,6631	2,1782	2,325	1,7773
pH		1,5801	1,3129	1,2278	1,245	1,8963	2,3363	1,6471	2,1817	2,2069	1,8027
Temp			1,115	1,1379	1,1513	1,7062	2,1777	1,4782	1,9087	1,875	1,8053
Oxy				1,125	1,1512	1,696	2,1776	1,4631	1,8944	1,8713	1,7495
Tur					1,1507	1,6876	2,1762	1,4541	1,8904	1,8285	1,6923
Breedte						1,5759	1,8251	1,337	1,5271	1,627	1,541
Schuilplaats							1,7807	1,2558	1,4671	1,3468	1,5358
Pools								1,2558	1,267	1,0689	1,0671
Oever									1,0496	1,0517	1,0068
Landbouw										1,0037	1,0037
Bebouwing											1,0894

Uit de resultaten blijken geen sterke correlaties ($c \geq 0.7$ bij een $p < 0.001$) te bestaan. De lineaire modellering voor het bepalen van de VIF waarde toont aan dat er geen VIF-waarden groter dan 3 werden gevonden (Tabel 7). In principe kunnen dus al de andere variabelen in het model worden opgenomen.

Industrie werd niet opgenomen in de testen omdat de score altijd nul was. Op basis van ecologische relevantie en op basis van een te kleine variatie in de predictorwaarde werden bepaalde predictors toch uit het model gehouden. Het gaat om pH, opgeloste zuurstof, conductiviteit, pools en riffles en bebouwing.

3.4.2 Modelleren

Voor de selectie van de metrieken werd per kandidaatmetriek gestart met het volledige model:

`lmer(metriek~Temperatuur+Breedte+Schuilplaats+Oever+Landbouw+HabStat+(1|Jaar/Maand)+(1|Rivier))`

Breedte: rivierbreedte

HabStat: Habitat Status

De gefitte metrieken staan in tabel 8.

Tabel 8: Gefitte metrieken met p-waarden, R²m en R²c met ManTol: Tolerantie waarde, ManTyp: aantal typische soorten; ManSha: Shannon-Wiener; MpiSpa: relatief percentage individuen van gespecialiseerde paaiers; MpiPis: relatief percentage individuen van piscivoren; MpiRhe: relatief percentage individuen van roofvissen.

metriek	gefit model	p	p	p	R ² m	R ² c
ManTol	-4,606+18,228 HabStat	<<0,0001			0,1995	0,5239
ManTyp	-5,271+21,516 HabStat	<<0,0001			0,2338	0,4656
ManSha	-0,796+0,613 schuilplaats+1,645 HabStat	0,021	<<0,0001		0,1867	0,3778
MpiSpa	-0,410-12,543 breedte-12,956 schuilplaats+11,894 HabStat	<<0,0001	<<0,0001	0,001	0,2025	0,7200
MpiPis	0,765-3,525 breedte-2,787 schuilplaats+5,703 HabStat	0,051	0,063	0,002	0,1096	0,7251
MpiRhe	2,553-12,857 breedte+12,618 HabStat	<<0,0001	<<0,0001		0,1008	0,7683

De Habitat Status werd in elk model gefit. De andere gefitte predictors waren breedte (rivierbreedte) en de aanwezigheid van schuilplaatsen. Deze laatste is een proxy voor de natuurlijkheid van de locatie.

De Pearsoncorrelatieanalyse toonde een sterke correlatie tussen ManTol en ManTyp, tussen ManTyp en ManSha en tussen MpiSpa en MpiRhe (Tabel 9). Omwille van de sterke correlatie van ManTyp met twee andere metrieken werd ManTyp niet geselecteerd. MpiSpa correleert sterk met MpiRhe. Beide metrieken hebben 10 gemeenschappelijke vissoorten maar in de metriek MpiRhe zitten nog 8 extra vissoorten die niet in MpiSpa zitten. Beide metrieken bevatten dus verschillende informatie en werden daarom toch geselecteerd. MpiPis werd uiteindelijk niet geselecteerd omdat de variatie te klein is (Figuur 3).

Tabel 9: C-waarden van Pearsoncorrelatieanalyse met gefitte metrieken. * p <0.05 en ** p <0.001). Voor de verklaring van de gebruikte afkortingen zie Tabel 8.

	ManTyp	ManSha	MpiSpa	MpiPis	MpiRhe
ManTol	0,9394**	0,6705**	0,6790**	0,27**	0,648**
ManTyp		0,7151**	0,625**	0,186*	0,614**
ManSha			0,348**	0,125	0,313**
MpiSpa				0,199*	0,986**
MpiPis					0,181*

De variatie van de gefitte metrieken in functie van descriptoren werd geanalyseerd om eventuele onlogische trends visueel te detecteren (Figuren 2-5).

Figuur 2. Variatie van de geselecteerde metrieken in functie van de Habitat Status-score (HabStat). Voor de verklaring van de gebruikte afkortingen zie Tabel 8. De S staat voor 'square root transformed'.

De stijgende trend in de variatie van de metriekwaarden in functie van de Habitat Status is duidelijk en beter dan die van MpiPis. MpiPis heeft overigens weinig variatie zoals blijkt uit Figuur 3.

Figuur 3. Variatie van de metriek MpiPis in functie van gefitte predictors. De S staat voor 'square root transformed'. HabStat: Habitat Status-score; Widthclass: breedteklasse en Refuge: schoolplaatsen score.

Figuur 4. Variatie van de geselecteerde metrieken in functie van de schoolplaats score (refuge). Voor de verklaring van de gebruikte afkortingen zie Tabel 8. De S staat voor 'square root transformed'.

De variatie van de waarden van de geselecteerde metrieken in functie van de schoolplaatscore is niet eenduidig. ManSha is de enige metriek die een logische trend vertoont.

Figuur 5. Variatie van de geselecteerde metrieken in functie van de breedteklasse (Widthclass). Voor de verklaring van de gebruikte afkortingen zie Tabel 8. De S staat voor square root transformed.

In Figuur 5 zien we geen duidelijke trend in functie van de breedte. Uit het model bleek dat enkel MpiSpa en MpiRhe significant in waarde afnemen bij toenemende rivierbreedte. Breedte is geen druk en werd enkel in het model opgenomen om te zien of breedte een invloed had op de

metriekwaarden. Voor het maken van de boxplots hebben we de breedte in klassen onderverdeeld. Indien de gemeten waarden van de rivierbreedte werd gebruikt kregen we telkens een grafiek waar geen trend uit op te maken viel zoals geïllustreerd in Figuur 6.

Figuur 6. Variatie van MpiRhe en MpiSpa in functie van de breedte (RiverW in m).

3.5 Scoren van de geselecteerde metrieken

De grenswaarden voor de scores van de geselecteerde metrieken worden in Tabel 10 gegeven. De gemiddelde waarden voor de verschillende metrieken in locaties met een Habitat Status 3 waren voor ManTol: 7,11; ManSha: 0,58; MpiSpa: 61,31 en 61 voor MpiRhe.

Tabel 10: Geselecteerde metrieken met grenswaarden voor de verschillende integriteitsklassen. ManTol: tolerantie waarde, ManSha: Shannon-Wiener, MpiSpa: relatief percentage gespecialiseerde paaiers en MpiRhe is het relatief percentage reofiele vissen.

integriteitsklasse	ManTol	ManSha	MpiSpa	MpiRhe
slecht	<3	<0,19	<20,4	<20,3
ontoereikend	≥3	≥0,19	≥20,4	≥20,3
matig	≥5	≥0,39	≥40,9	≥40,7
GEP	≥7	≥0,58	≥61,3	≥61

3.6 Validatie

Voor het toekennen van een integriteitsklasse van de berekende EQR gebruiken we volgende grenswaarden: **GEP** als EQR ≥0,75, **matig** als EQR < 0,75 en ≥0,50, **ontoereikend** als EQR <0,50 en ≥0,25 en **slecht** als EQR <0,25. Zoals hierboven al gesteld gebruiken we GEP of het goed ecologisch potentieel aangezien we geen enkele locatie in Vlaanderen als onverstoord kunnen beschouwen en we dus niet kunnen spreken van een **goede** ecologische status (KRW, 2000). Voor het toekennen van de integriteitsklasse houden we ons ook aan de extra conditie zoals gesteld in 2.4.5.: indien er slechts een soort is gevangen deze een typische soort moet zijn voor brongebieden, anders wordt de EQR automatisch gelijk gesteld aan 0,2.

Voor de 114 locaties in de validatie data vergeleken we de Habitat Status met de berekende EQR (Tabel 11).

Tabel 11. Habitat Status (HabStat) van de locaties in de validatie data en spreiding van de berekende EQR-scores. Tussen haakjes staat het aantal locaties per Habitat Status of per integriteitsklasse.

Habitat Status	slecht	ontoereikend	matig	GEP
	%EQR<0,25	%EQR≥0,25 <0,5	%EQR≥0,5 <0,75	%EQR≥0,75
1 (40)	85,0 (34)	2,5 (1)	12,5 (5)	0
2 (34)	73,5 (25)	23,5 (8)	2,9 (1)	0
3 (26)	11,5 (3)	0	61,5 (16)	26,9 (7)
4 (11)	0	0	18,1 (2)	81,8 (9)
5 (3)	0	0	0	100 (3)

De belangrijkste grens voor de Kaderrichtlijn Water is deze tussen de **matige** status en **GEP**. Immers wanneer het GEP niet wordt behaald moeten er ingrepen gebeuren die de ecologische toestand verbeteren. Bij het toekennen van de Habitat Status wordt ook de opgeloste zuurstof, gemeten tijdens het moment van de viscampagne ,gebruikt. Het toekennen van grenswaarden aan de verschillende predictors gebeurde arbitrair. De hoofdbedoeling van het bepalen van een Habitat Status was om een kwaliteitsgradiënt te bepalen gebaseerd op abiotische variabelen. Het is dus zeker niet te beschouwen als de werkelijke definitieve status van de locaties. Toch kunnen we als test nagaan hoe de verdeling is van de EQR in functie van deze HabStat. In de locaties met HabStat 1 werden 85% van de locaties goed beoordeeld. Als we een klassenverschil van 1 toelaten (zie Breine et al., 2004) dan werden **87,5%** van deze locaties goed beoordeeld met de nieuwe index terwijl **12,5%** overgewaardeerd werden. Voor de locaties met een HabStat 2 werden **23,5%** locaties goed gescoord. Alle locaties (**100%**) werden goed gescoord als we één klassenverschil toelaten. Belangrijk hier is dat geen van de locaties **GEP** scoorde. In de locaties met een HabStat 3 werden **61,5%** locaties goed gescoord waarvan **26,9%** **GEP** scoorden en **11,5%** **slecht**, terwijl het eigenlijk om locaties ging met een **matige** kwaliteitsstatus. Als we één klassenverschil toelaten werden **88,5%** van de locaties goed gescoord. Voor de locaties met een HabStat van 4 scoorden we **81,8%** effectief als **GEP** en **100%** werden goed gescoord als we een klassenverschil van een toelaten. De drie locaties die 5 als Habitat Status kregen, werden als **GEP** gescoord.

4 Besluiten

Brongebieden zijn meestal kwetsbare gebieden waardoor de kleinste verstoring al een grote impact op de aanwezige visgemeenschappen kan hebben. In hun weinig tot niet verstoorde staat herbergen ze een klein aantal soorten en weinig individuen.

Op basis van beschikbare data hebben we een aangepaste visindex ontwikkeld voor brongebieden in Vlaanderen.

Metriecken werden geselecteerd op basis van verschillende analyses en testen.

De nieuwe index werd gevalideerd. Uit de evaluatie bleek een hoog percentage van de locaties goed gescoord te worden. Voor de interpretatie van de EQR suggereren we om de individuele metriekwaarden en scores te bekijken. Abiotische variabelen kunnen eventuele aberraties verklaren.

5 Referenties

- Belpaire, C., Smolders, R., Vanden Auweele, I., Ercken, D., Breine, J., Van Thuyne, G. & F. Ollevier (2000). An Index of Biotic Integrity characterizing fish populations and the ecological quality of Flandrian water bodies. *Hydrobiologia*, 434: 17-33.
- Breine, J.J., Maes, J., Quataert, P., Van den Bergh, E., Simoens, I., Van Thuyne, G. & C. Belpaire (2007). A fish-based assessment tool for the ecological quality of the brackish Schelde estuary in Flanders (Belgium). *Hydrobiologia*, 575: 141-159.
- Breine, J., Quataert, P., Stevens, M., Ollevier, F., Volckaert, F.A.M., Van den Bergh, E. & J. Maes (2010). A zone-specific fish-based biotic index as a management tool for the Zeeschelde estuary (Belgium). *Marine Pollution bulletin*, 60: 1099-1112.
- Breine, J., Simoens, I., Goethals, P., Quataert, P., Ercken, D., Van Liefferinghe, C. & C. Belpaire (2004). A fish-based index of biotic integrity for upstream brooks in Flanders (Belgium). *Hydrobiologia*, 522: 133-148.
- Breine, J., Van Thuyne, G. & L. De Bruyn (2015). Development of a fish-based index combining data from different types of fishing gear. A case study for reservoirs in Flanders (Belgium). *Belgian Journal of Zoology*, 145 (1): 17-39.
- Burnham, K.P. & D.R. Anderson (2004). Multimodal inference: understanding AIC and BIC in model selection. *Sociological Methods and Research*, 33: 261-304.
- CEN (European Committee for Standardization), EN 14011 (2003). Water quality. Sampling of fish with electricity, EN 14011. CEN, Brussels.
- EU Water Framework Directive (2000). Directive of the European parliament and of the council 2000/60/EC establishing a framework for community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities* 22.12.2000 L 327/1.
- Fame Consortium (2004). Manual for the application of the European fish index-EFI, a fish-based method to assess the ecological status of European rivers in support of the Water Framework Directive. Version 1.1, January 2005. 81pp.
- Nakagawa, S. & H. Schielzeth (2013). A general and simple method for obtaining R^2 from generalized linear mixed-effects models. *Methods in Ecology and Evolution*, 4: 133-142.
- Noble, R.A.A., Cowx, I.G., Goffaux, D. & P. Kestemont (2007). Assessing the health of European rivers using functional ecological guilds of fish communities: standardizing species classification and approaches to metric selection. *Fisheries Management and Ecology*, 14: 381-392.
- R Core Team (2017). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- Zuur, A.F., Ieno, E.N. & G.M. Smith GM (2007). *Analysing Ecological Data*. Springer. 680 pp.