

Wetenschappelijke instelling van de
Vlaamse Gemeenschap



Vestiging Groenendaal



Afdeling Meetnetten en Onderzoek

Ontwikkelen van een index voor het biologisch kwaliteitselement vis voor de Kaderrichtlijn Water - Uittesten van de Europese ontwerphandleiding 'REFCOND' voor het kwaliteitselement vis in Vlaanderen

Eindverslag

Peter L.M. Goethals, Jan Breine, Ilse Simoens & Claude Belpaire

Ilse Simoens, Jan Breine, Claude Belpaire
Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer
Wetenschappelijke Instelling van de Vlaamse Gemeenschap
Duboislaan 14, 1560 Groenendaal
www.ibw.vlaanderen.be
e-mail: ilse.simoens@inbo.be

Wijze van citeren: Ilse Simoens, Jan Breine & Claude Belpaire, 2006. Monitoringsproject visfauna: Afleiden en beschrijven van systeemeigen referentieomstandigheden en/of maximaal ecologisch potentieel voor visgemeenschappen in elk Vlaams oppervlaktewaterlichaamtype, vanuit de – overeenkomstig de Kaderrichtlijn Water – ontwikkelde beoordelingssystemen op basis van vismonitoring. Onderzoeksopdracht nr.: VMM.AMO.SCALDIT.VISII.
IBW.Wb.V.R.2006.149: 79 pp.

Druk: Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Departement L.I.N. A.A.D. afd. Logistiek-Digitale drukkerij

Depotnummer: D/2006/3241/009

Wetenschappelijke instelling van de
Vlaamse Gemeenschap



Instituut voor Bosbouw
en Wildbeheer

Vestiging Groenendaal



Afdeling Meetnetten en Onderzoek

Ontwikkelen van een index voor het biologisch kwaliteitselement vis voor de Kaderrichtlijn Water - Uittesten van de Europese ontwerphandleiding 'REFCOND' voor het kwaliteitselement vis in Vlaanderen

Eindverslag

Peter L.M. Goethals, Jan Breine, Ilse Simoens & Claude Belpaire

project nr.: VMM.AMO.KRW.ECO1.2002

DANKWOORD

De auteurs willen graag de Vlaamse Milieumaatschappij bedanken om de ontwikkeling van dit scoresysteem voor visgemeenschappen voor de implementatie van de Europese Kaderrichtlijn Water in Vlaanderen aan het IBW toe te vertrouwen. In het bijzonder wensen we Gaby Verhaegen, Henk Maeckelberghe, Greet Devriese, Eric Coenen, Sandra De Smedt en John Emery te bedanken voor de opvolging van deze studie.

Daarnaast willen we ook de stuurgroepleden bedanken voor hun waardevolle opmerkingen: Alain Vandelannoote (Aquafin), Saar Monden (AMINAL - Water), Peter Viaene (Waterbouwkundig Laboratorium - AWZ), Johan Coeck (IN), Wouter Van Muysen (VLM) en Chris Van Liefferinghe (UA).

De Auteurs,

Groenendaal,
Januari 2006

INHOUD

	Titel	Pagina
1	INLEIDING	10
2	DE EUROPESE CONTEXT	11
2.1	De Europese Kaderrichtlijn Water (KRW)	11
2.2	Guidance documents van de European Working Groups (EWG)	12
2.3	FAME-project voor rivieren in Europa	12
3	DE VLAAMSE CONTEXT	13
3.1	Decreet Integraal Waterbeheer	13
3.2	Bekkenbeheerplannen	14
3.3	Typologie	14
3.3.1	Typologiesystemen A en B	14
3.3.2	Stromende wateren	16
3.3.3	Overgangswateren	18
3.3.4	Meren	19
4	BESLUITEN INZAKE DE IMPACT VAN DE INTERNATIONALE EN VLAAMSE CONTEXTEN OP DE ONTWIKKELING VAN DE VISINDEX VOOR DE KRW	22
5	VERONDERSTELLINGEN EN RANDVOORWAARDEN VOOR DE ONTWIKKELING VAN DE VISINDEX VOOR DE KRW	22
6	MONITORING VAN VISGEMEENSCHAPPEN	23
6.1	Inleiding	23
6.2	Elektrisch afvissen	23
6.3	Fuiken	23
6.4	Sleepnetten	24
6.5	Koelwaterinlaten	24
7	DATABANKEN VAN VISGEMEENSCHAPPEN	25
7.1	Stromende wateren	25
7.2	Overgangswateren	25
7.3	Stilstaande wateren	25
8	UITWERKING VAN SCORESYSTEMEN EN INDEXEN	26
8.1	Inleiding: algemene methodologie	26
8.2	Het concept van de index voor biotische integriteit (IBI) ontwikkeld volgens Karr	26

8.3	Methodologie voor Vlaanderen	30
8.4	De stilstaande wateren	31
8.4.1	Overzicht van de beschikbare meetgegevens voor de verschillende types stilstaande wateren	31
8.4.1.1	Ionenrijke alkalische meren	31
8.4.1.2	Matig ionenrijke, alkalische meren	31
8.4.1.3	Grote diepe alkalische meren	31
8.4.1.4	Oude rivierarmen	32
8.4.1.5	Polderwaterlopen	32
8.4.2	Bepaling van de index voor de grote diepe alkalische wateren	32
8.4.2.1	Inleiding	32
8.4.2.2	Variabele 1: Totaal aantal soorten	33
8.4.2.3	Variabele 2: Gemiddelde tolerantiescores	34
8.4.2.4	Variabele 3: Typesoorten	35
8.4.2.5	Variabele 4: Gewichtspercentage exoten	37
8.4.2.6	Variabele 5: Gewichtsverhouding piscivoren/niet-piscivoren	37
8.4.2.7	Variabele 6: Rekrutering en biomassa	38
8.4.2.8	Variabele 7: Totale biomassa	39
8.4.2.9	Praktische validatie van de IBI score van Schulensmeer voor gemengde en fuikvangst	40
8.4.3	Bepaling van de index voor de overige types van stilstaande wateren	41
8.4.3.1	Ionenrijke alkalische meren	41
8.4.3.2	Matig ionenrijke alkalische meren	41
8.4.3.3	Oude rivierarmen	42
8.4.3.4	Polderwaterlopen	42
8.4.4	Integrale parameterbespreking voor de onderzochte wateren	43
8.4.4.1	Inleiding	43
8.4.4.2	Totaal aantal soorten	43
8.4.4.3	Gemiddelde tolerantiescore	43
8.4.4.4	Gewichtspercentage typesoorten	44
8.4.4.5	Gewichtspercentage exoten	44
8.4.4.6	Gewichtsverhouding piscivoren/niet-piscivoren	45
8.4.4.7	Natuurlijke rekrutering en biomassa (kg/ha)	45
8.4.4.8	Totale biomassa (kg/ha)	46
8.4.5	Besluit	46
8.5	De overgangswateren	47
8.5.1	Klassen en variabelen van de visindex voor overgangswateren	47
8.5.1.1	Inleiding	47
8.5.1.2	Variabele 1: Totaal aantal soorten	47
8.5.1.3	Variabele 2: Gemiddelde tolerantiescores	48
8.5.1.4	Variabele 3: Typesoorten	50
8.5.1.5	Variabele 4: Aantalpercent omnivoren – piscivoren	51
8.5.1.6	Variabele 5: Totale biomassa	52
8.5.1.7	Variabele 6: Diadrome soorten	52
8.5.2	Berekening van de IBI	53
8.5.3	Praktische evaluatie van de index a.d.h.v. de brakwater- en rivierenindexen	53

8.5.3.1	Inleiding en doelstelling	53
8.5.3.2	Fuikbevissingen Dender	54
8.5.3.3	Elektrische afvissingen Dijle	55
8.5.3.4	Fuikbevissingen brakke getijdenwateren	56
8.5.4	Recent en verder onderzoek	61
8.5.5	Besluiten	62
8.6	De stromende wateren	63
8.6.1	De Europese visindex (EFI) ontwikkeld binnen FAME	63
8.6.1.1	Inleiding	63
8.6.1.2	Bepaling van de Europese visindex voor stromende wateren	67
8.6.2	Vergelijking van de EFI met de bestaande Vlaamse visindexen voor stromende wateren	71
8.6.3	Discussie	72
8.6.4	Besluiten	73
9	ALGEMEEN BESLUIT	74
10	REFERENTIES	75

LIJST MET FIGUREN

Figuur 1. Lijst van CIS-werkgroepen (Uit: Wallin *et al.*, 2002).

Figuur 2. Toepassing van de EFI in de lidstaten betrokken in het FAME project (<http://fame.boku.ac.at>).

Figuur 3. Europese ecoregio's volgens de KRW.

Figuur 4. Voorbeeld van de typologische uitwerking volgens systeem B in het Nete-Bekken (Jochems *et al.*, 2002).

Figuur 5. Hiërarchische opbouw van de stromende wateren volgens systeem B.

Figuur 6. Hiërarchische opbouw van overgangswateren volgens systeem B.

Figuur 7. Typologieconcept voor de 'meren'.

Figuur 8. Dubbele schietfuik.

Figuur 9. Berekening van Ecologische kwaliteitsratio (EQR) volgens de KRW (REFCOND, 2003).

Figuur 10. Volgorde van activiteiten bij het opstellen van de IBI (Karr *et al.*, 1986).

Figuur 11. Totale IBI van het Schulensmeer.

Figuur 12. IBI-scores bekomen door toepassing van de index voor grote diepe alkalische meren.

Figuur 13. IBI-scores bekomen door toepassing van index voor grote diepe alkalische meren.

Figuur 14. IBI-scores bekomen door toepassing van index voor grote diepe alkalische meren.

Figuur 15. Parameterscores voor totaal aantal soorten.

Figuur 16. Parameterscores voor gemiddelde tolerantie.

Figuur 17. Aantal soorten scores per staalnameplaats en index.

Figuur 18. Totaal Aantal Soorten score per staalname en per index.

Figuur 19. Tolerantiescores per staalname en index.

Figuur 20. Scores voor typesoorten per staalname en per index.

Figuur 21. Scores voor variabele 'Aantal omnivoren-piscivoren'.

Figuur 22. Score voor 'Diadrome soorten' per staalname en per index.

Figuur 23. Finale IBI waarden aan de hand van de Visindex voor overgangswateren en de Brakwaterindex.

Figuur 24. Vergelijking van de classificatie van de verschillende indexen ontwikkeld binnen FAME en enkele nationale bestaande methoden.

Figuur 25. Berekeningsprocedures van de EFI (Breine *et al.*, 2005).

Figuur 26. Bepaling van de vijf kwaliteitsklassen voor de EFI.

Figuur 27. Vergelijking Vlaamse visindexen en EFI.

LIJST MET TABELLEN

Tabel 1. Descriptoren voor de typologie van rivieren volgens systeem B.

Tabel 2. Descriptoren voor de typologie van meren volgens systeem B.

Tabel 3. Belangrijkste differentiërende karakteristieken per meertype.

Tabel 4. Variabelen gebruikt voor het opstellen van de IBI in het midwesten van de V.S. (Karr *et al.*, 1986).

Tabel 5. Totale IBI-score, integriteitklassen en situatie voor verschillende kwaliteitsklassen (naar Karr, 1981).

Tabel 6. Gebruikte staalnamemethode per water binnen de groep van ionenrijke alkalische meren.

Tabel 7. Gebruikte staalnamemethode per water binnen de groep matig ionenrijke alkalische meren.

Tabel 8. Gebruikte staalnamemethoden bij de grote diepe alkalische meren.

Tabel 9. Gebruikte staalnamemethoden per water bij de oude rivierarmen.

Tabel 10. Gebruikte staalname per water en totaal aantal staalnameplaatsen.

Tabel 11. Scorecriteria voor het totaal aantal soorten.

Tabel 12. Toegekende tolerantiescores voor soorten uit diepe meren.

Tabel 13. Scorecriteria voor de gemiddelde tolerantiewaarde.

Tabel 14. Scorecriteria voor % rietvoorn.

Tabel 15. Scorecriteria voor % blankvoorn Ercken (1994).

Tabel 16. Scorecriteria voor % brasem.

Tabel 17. Scorecriteria voor gewichtspercentage exoten.

Tabel 18. Scorecriteria voor verhouding piscivoren/niet-piscivoren.

Tabel 19. Scorecriteria voor snoek.

Tabel 20. Scorecriteria voor zeelt.

Tabel 21. Score-criteria voor totale biomassa.

Tabel 22. Klassen en variabelen van de visindex voor overgangswateren.

Tabel 23. Soortendiversiteitsklassen en bijhorende kleurencode.

Tabel 24. Tolerantiescores per vissoort.

Tabel 25. Scorecriteria voor de gemiddelde tolerantiewaarde.

Tabel 26. Scoreklassen voor de typesoorten bot, driedoornige stekelbaars en spiering.

Tabel 27. Scorebepaling voor typesoorten en de bijhorende kleurencode.

Tabel 28. Trofische groep per vissoort (I = invertivoor, O = omnivoor, P = piscivoor).

Tabel 29. Scoreklassen voor aandeel% omnivore en piscivore vissen in de overgangswateren.

Tabel 30. Score voor de gemiddelde aantalpercent tussen omnivoren en piscivoren en hun bijhorende kleurencode.

Tabel 31. Scorecriteria voor totale biomassa.

Tabel 32. Scoreklassen voor diadrome soorten.

Tabel 33. Classificatie van overgangswateren en bijhorende kleurencode.

Tabel 34. Staalnameplaatsen fuikbevissingen Dender.

Tabel 35. Vergelijking van de resultaten van de IBI waarden berekend aan de hand van de visindex voor stromende wateren en deze voor overgangswateren en bijhorende kleurcode.

Tabel 36. Staalnameplaatsen elektrisch vissen Dijle.

Tabel 37. Vergelijking van de resultaten van de IBI waarden berekend aan de hand van de Visindex voor stromende wateren en deze voor overgangswateren met bijhorende kleurcode.

Tabel 38. Staalnummer en tijdstip van afvissen van de brakke getijdenwateren.

Tabel 39. Vergelijking resultaten IBI-waarden berekend aan de hand van de brakwaterindex en de voorgestelde index voor overgangswateren.

Tabel 40. Aangepaste versie van de brakwaterindex volgens Breine *et al.* (submitted)

Tabel 41. Overzicht van de verschillende indexen ontwikkeld en vergeleken binnen FAME (Quataert *et al.*, 2005).

Tabel 42. European Fish Types (EFT) ontwikkeld binnen FAME (relatieve soorten samenstelling, waarbij enkel soorten >2% werden aangeduid, soorten >12% zijn aangeduid in zwaarder lettertype).

Tabel 43. De 15 Europese Vis Types en abiotische parameters (gemiddelde waarden) die deze types onderscheiden.

Tabel 44. Gebruikte maatlatten bij de EFI (Breine *et al.*, 2005).

Tabel 45. Op te meten milieuvariabelen bij de bepaling van het vistype voor de berekening van de EFI (Breine *et al.*, 2005).

Tabel 46. Recentste versie van de Vlaamse typologie (Juli 2005).

Sinds 22 december 2000 is de 'Europese Kaderrichtlijn Water (KRW)' van kracht. Deze richtlijn moet door de afzonderlijke lidstaten worden omgezet naar de eigen wetgeving. Als uiteindelijk doel stelt de richtlijn dat tegen 2015 een goede oppervlaktewater- en grondwatertoestand moet worden bereikt. Voor het oppervlaktewater betekent dit dat zowel de ecologische als de chemische toestand ten minste 'goed' moeten zijn. De ecologische toestand wordt onder meer bepaald door een aantal biologische elementen zoals de waterflora, de macro-invertebraten en de visfauna. Om uit te maken of deze 'goede ecologische toestand' wordt bereikt, is een goed meet- en beoordelingssysteem van het volledige ecosysteem van groot belang.

De doelstelling van deze studie is om de gegevens inzake visbemonsteringen te verzamelen en homogeniseren in een databank, aan te geven tot welke watertypes de gegevens behoren om in een volgend stadium visindexen te ontwikkelen om de visgemeenschappen mee te beoordelen in de Europese context in overeenstemming met de vereisten van de KRW.

2	DE EUROPESE CONTEXT
---	---------------------

2.1 De Europese Kaderrichtlijn Water (KRW)

De Europese Kaderrichtlijn Water, of voluit 'de richtlijn 2000/60/EG van het Europese Parlement en de Raad van 23 oktober 2000 tot vaststelling van communautaire maatregelen betreffende het waterbeleid', is van kracht sinds 22 december 2002. Deze richtlijn moet door de verschillende Europese lidstaten worden omgevormd naar de eigen wetgeving en in dit kader worden toegepast. Het doel van deze richtlijn is dat er tegen 2015 een 'goede' oppervlaktewatertoestand en een 'goede' grondwatertoestand bereikt wordt (EU Water Framework Directive, WFD, 2000). Het begrip stroomgebiedbenadering speelt een essentiële rol in het bereiken van de vooropgestelde doelen van deze richtlijn. Deze benadering verplicht als het ware de verschillende instanties binnen een zelfde stroomgebied tot een samenwerking. Dit zou op termijn tot een beter waterbeleid moeten leiden.

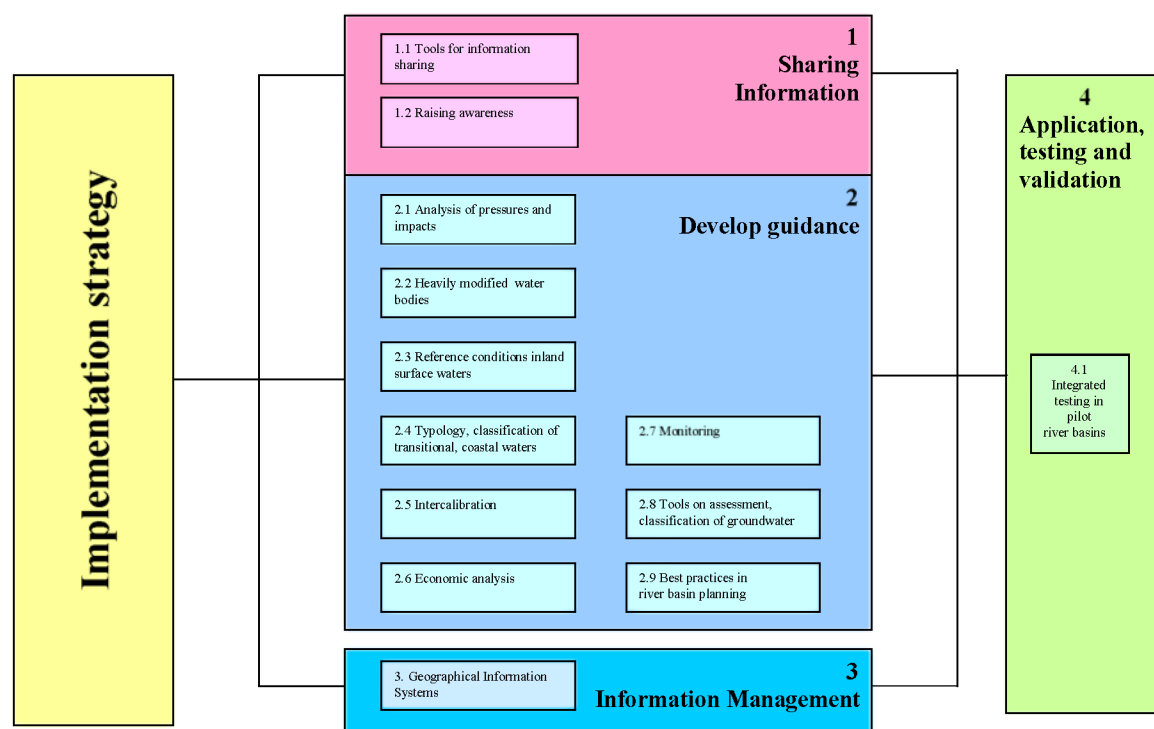
Een stroomgebied is een gebied vanwaar al het over het oppervlak lopende water via een reeks stromen, rivieren, en eventueel meren door één riviermond, estuarium of delta, in zee stroomt (EU Water Framework Directive, WFD, 2000). Een deelstroomgebied is een gebied vanwaar al het over het oppervlak lopende water een reeks stromen, rivieren en eventueel meren volgt, tot een bepaald punt in de waterloop. Dit punt is gewoonlijk een meer of een samenvloeiing van rivieren (EU Water Framework Directive, WFD, 2000)). In Vlaanderen kan men de volgende stroomgebieden onderscheiden: de IJzer, de Brugse Polders, de Maas en de Schelde. De rivierbekkens die in Vlaanderen voorkomen kunnen als deelstroomgebieden worden beschouwd. De filosofie achter de stroomgebiedbenadering kan ook toegepast worden op de rivierbekkens. Dit laat een beleid en beheer op kleinere schaal toe. Voor Vlaanderen betekent dit concreet dat men per rivierbekken een bekkenbeheerplan zal opmaken (MIRA, 2002).

De richtlijn schuift 2015 naar voor als streefdatum. Tegen die tijd zouden een 'goede' oppervlaktewatertoestand en een 'goede' grondwatertoestand voor alle Europese wateren moeten bereikt zijn. Slechts bij uitzondering kan dit streefdoel aangepast worden. Om deze doelstelling te kunnen begrijpen moet eerst duidelijk zijn wat een oppervlaktewater is. Hieronder worden namelijk de rivieren, meren, overgangswateren en de kustwateren gerekend. Daarnaast zijn er ook bijzondere categorieën die niet vergeten mogen worden als er over oppervlaktewateren wordt gesproken. Het betreft meer bepaald de kunstmatige wateren, zoals de kanalen en spaarbekkens, alsook de onder antropogene invloed sterk veranderde wateren (EU Water Framework Directive, WFD, 2000)). Om nu een 'goede' toestand te bereiken zal zowel de ecologische als de chemische toestand moeten verbeteren. Ook het respecteren van de milieukwaliteitsnormen in verband met een aantal verontreinigende stoffen, zal als prioritair moeten beschouwd worden wil men de chemische toestand van het water op punt stellen.

Gezien de complexiteit van de materie en tevens de diversiteit in achtergrond tussen de verschillende lidstaten werden een aantal werkgroepen opgericht die de afstemming tussen de lidstaten proberen te bevorderen. Elke werkgroep werkt rond een bepaald thema en verzamelt de standpunten in zogenaamde 'Guidance documents'.

2.2 Guidance documents van de European Working Groups

Diverse Europese werkgroepen staan in voor een geconcentreerde aanpak over de verschillende lidstaten. Cruciale werkgroepen voor deze studie zijn de volgende (zie Figuur 1): 'Drukken en impacten' (2.1), 'Sterk gemodificeerde waterlichamen' (2.2), 'Referentiecondities' (of REFCOND, 2.3), 'Typologie en classificatie van overgangs- en kustwateren' (2.4), 'Interkalibratie' (2.5), 'Economische analyse' (2.6) en 'Monitoring' (2.7).

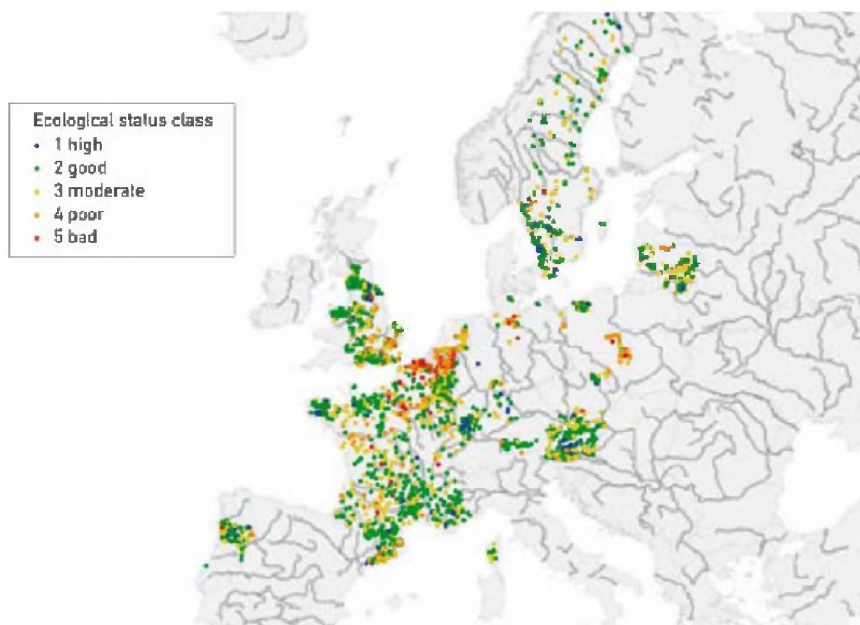


Figuur 1. Lijst van CIS-werkgroepen (Uit: Wallin et al., 2002)

De informatie die uit de geproduceerde documenten voortvloeit, werd in de mate van het mogelijk concreet toegepast om de indexen te ontwikkelen in een Europese context. Desalniettemin dient erop gewezen te worden dat de meeste documenten zeer vaag van inhoud blijven, en er vooral zal moeten gewacht worden op de resultaten van de interkalibratie-oefeningen om na te gaan in welke mate de visindexen tussen de verschillende lidstaten in belangrijke mate van elkaar afwijken of niet. Voor de stromende wateren werd dergelijk oefening reeds uitgevoerd binnen het kader van het FAME project (Quataert et al., 2004).

2.3 FAME-project voor rivieren in Europa

Het project FAME had tot doel het ontwikkelen, evalueren en implementeren van een op vis gebaseerde methode om de ecologische toestand van rivieren te bepalen door een eenvoudige en gestandaardiseerde monitoring in Europa. In een centrale database werden gegevens van ongeveer 17000 locaties in 5000 rivieren van 16 Europese eco-regio's bijeen gebracht door 23 partners om een nieuwe methode te ontwikkelen, te kalibreren en te testen. De belangrijkste uitkomst van dit project is een Europese visindex (EFI) voor diverse types rivieren (Figuur 2) en een handleiding voor gestandaardiseerde staalname en gebruik van de software (Breine *et al.*, 2005).



Figuur 2. Toepassing van de EFI in de lidstaten betrokken in het FAME project (<http://fame.boku.ac.at>).

3	DE VLAAMSE CONTEXT
----------	---------------------------

3.1 Decreet Integraal Waterbeheer

In Vlaanderen wordt het integraal waterbeleid sinds 1996 gestuurd door het Vlaams Integraal Wateroverleg Comité (VIWC) – sinds 2004 omgevormd tot de Coördinatiecommissie Intergraal Waterbeleid (CIW) - waarbij samenwerking tussen de waterbeheerders op alle niveaus en medezeggenschap van de watergebruikers centraal staat. De kerngedachte, zoals bepaald in de Kaderrichtlijn, beschrijft het idee dat water niet alleen een hulpbron is voor industrie, landbouw en huishouden maar vooral de leefomgeving is van een indrukwekkende hoeveelheid en verscheidenheid aan planten en dieren. Het waterbeleid pleit dan ook voor een respectvol omgaan met dit water en waarborgt eveneens het aanwezig zijn van water voor alle noodzakelijke toepassingen, zowel in het heden als in de toekomst.

Om dit alles wettelijk te kunnen omkaderen, werd het Decreet Integraal Waterbeleid voorbereid door de Vlaamse overheid dat de Kaderrichtlijn Water omzet naar de eigen wetgeving. In Vlaanderen wordt daarbij uitgegaan van twee grote (grensoverschrijdende)

stroomgebiedsdistricten: de Schelde (met daarbij het IJzerbekken, het bekken van de Franse Somme en het bekken van de Brugse Polders) en de Maas.

In een verdere fase wordt gewerkt aan overkoepelende stroomgebiedbeheersplannen, die tegen 2009 klaar moeten zijn en nadien om de vijf jaar getoetst en eventueel aangepast worden. Aangezien de lidstaten samen moeten zorgen voor één gezamenlijk stroomgebiedbeheersplan, is het dan ook duidelijk dat Vlaanderen moet overleggen met Nederland, Frankrijk, het Waals Gewest, het Brussels hoofdstedelijk gewest en voor het kustwater met het federale België. Wel gebruikt elke lidstaat momenteel zijn eigen meetmethodes waardoor de gemeten waardes niet te vergelijken zijn. Om dit te verhelpen verplicht de Europese Commissie de verschillende methoden op elkaar af te stemmen via interkalibraties.

3.2 Bekkenbeheersplannen

Op initiatief van de Vlaamse minister van Leefmilieu en Landbouw is in 2002 een project "dynamisering bekkenwerking" opgestart. Dit project wordt, in nauw overleg met het kabinet van voornoemde minister en de VMM, getrokken door de afdeling Water van AMINAL en zal dienen als invulling voor een geïntegreerde waterbeleidsvisie, beschreven in de Kaderrichtlijn Water. De doelstelling van dit project is de opmaak van een bekkenbeheersplan binnen een gestelde termijn, volgens een getoetste handleiding en gedragen door alle actoren. Bekkenbeheersplannen worden uitgewerkt voor ieder van de 11 bekkens in Vlaanderen. Deze geïntegreerde plannen hebben betrekking op zowel de aspecten waterkwaliteit, waterkwantiteit als natuurlijk milieu en beogen een duurzaam gebruik en beheer van oppervlaktewater en grondwater. Het bekkenbeheersplan geeft de klijtlijnen van het waterbeleid voor het bekken en het lokale niveau weer. De invulling van de doelstellingen van het bekkenbeheersplan wordt planmatig uitgewerkt in een Duurzaam Lokaal Waterplan (DuLo-waterplan) waarbij tevens ook feedback wordt gegeven van de lokale overheden aan het bekken.

3.3 Typologie

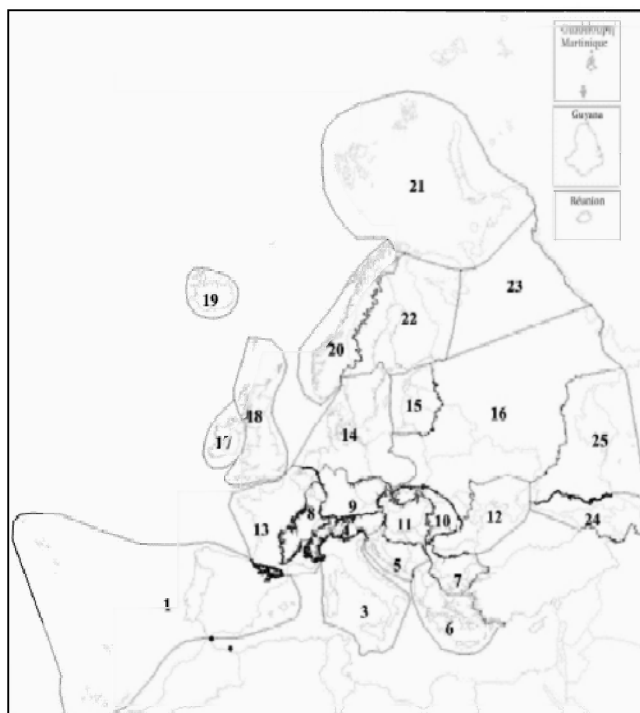
3.3.1 Typologiesystemen A en B

De KRW vereist dat alle lidstaten de ligging en de grenzen van de oppervlaktewaterlichamen vaststellen en indelen in een van de oppervlaktewatercategorieën (rivieren, meren, overgangswateren of kustwateren) of aanmerken als kunstmatig dan wel als sterk veranderd oppervlaktewaterlichaam. Voor elke oppervlaktewatercategorie worden de relevante oppervlaktewaterlichamen in het stroomgebiedsdistrict onderscheiden in typen. Het gaat hierbij om de typen die worden bepaald gebruikmakend van ofwel systeem A ofwel systeem B.

Bij systeem A worden de oppervlaktewaterlichamen binnen het stroomgebiedsdistrict eerst onderscheiden naar de in de KRW gedefinieerde ecoregio's (Figuur 3). Alle rivieren en meren in Vlaanderen vallen onder de ecoregio "westelijke vlakten". De waterlichamen in iedere ecoregio worden vervolgens onderscheiden in typen oppervlaktewaterlichamen volgens de descriptoren in de tabellen van systeem A.

Systeem A: Ecoregio's voor rivieren en meren

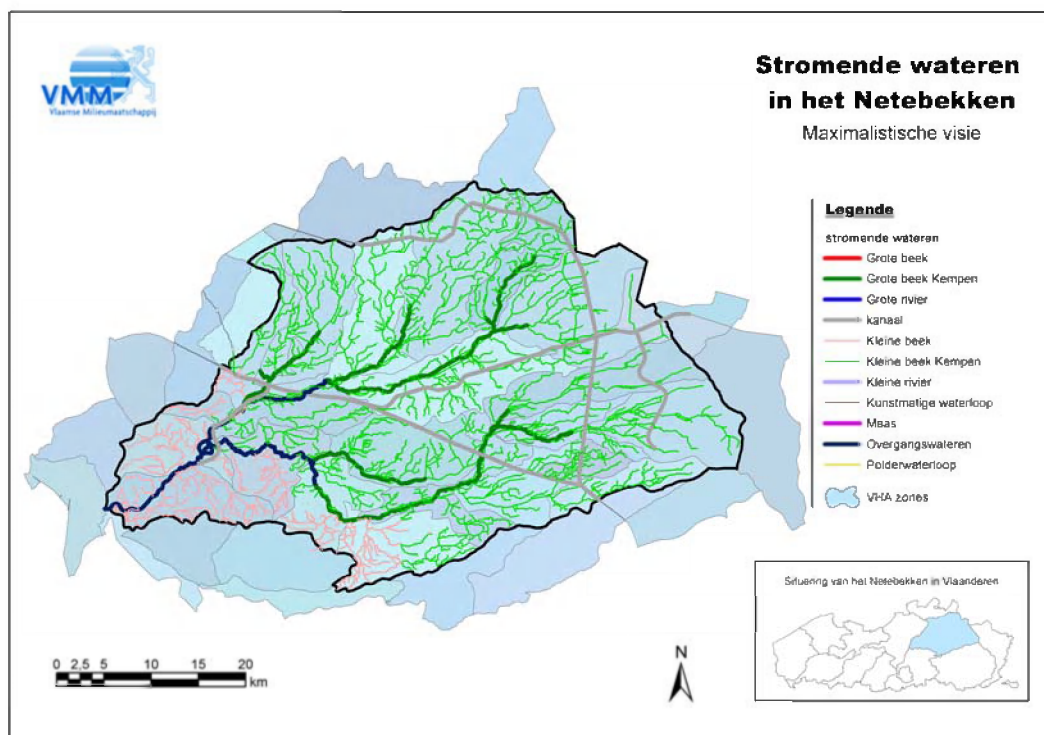
- | | | |
|----------------------------------|------------------------------|-------------------------|
| 1. Iberisch-Macaronesische regio | 10. De Karpaten | 19. IJsland |
| 2. Pyreneeën | 11. Hooigaase laaglanden | 20. Boreale achterland |
| 3. Italië, Corsica en Malta | 12. Zwarte-Zeeregio | 21. Toendra |
| 4. Alpen | 13. Westelijke vlakten | 22. Fennoscandia |
| 5. Dinarische Westelijke Balkan | 14. Centrale vlakten | 23. Taiga |
| 6. Helleense Westelijke Balkan | 15. Baltsche provincie | 24. Karakus |
| 7. Oostelijke Balkan | 16. Oostelijke vlakten | 25. Caspische depressie |
| 8. Westelijke Hooglanden | 17. Ierland en Noord-Ierland | |
| 9. Centrale hooglanden | 18. Groot-Brittannië | |



Figuur 3. Europese ecoregio's volgens de KRW.

Indien systeem B wordt gebruikt (vb. Figuur 4), moeten de lidstaten een minstens even sterke mate van differentiatie bereiken als met systeem A zou worden bereikt. De oppervlaktewaterlichamen worden onderscheiden in typen met behulp van de waarden voor de verplichte descriptoren en die facultatieve descriptoren, of combinaties van descriptoren, welke nodig zijn voor een betrouwbare afleiding van de voor dat type specifieke biologische referentieomstandigheden.

Elk land zal dus een eigen typologie ontwikkelen, ofwel met systeem A, ofwel met systeem B. De typologieën van de verschillende landen zullen dus aanvankelijk niet op elkaar afgestemd zijn. De noodzaak tot overleg, vooral tussen landen die gedeelten van een gemeenschappelijk stroomgebiedsdistrict binnen hun grondgebied hebben, dringt zich op.



Figuur 4. Voorbeeld van de typologische uitwerking volgens systeem B in het Nete-Bekken (Jochems et al., 2002).

5.2 Stromende wateren

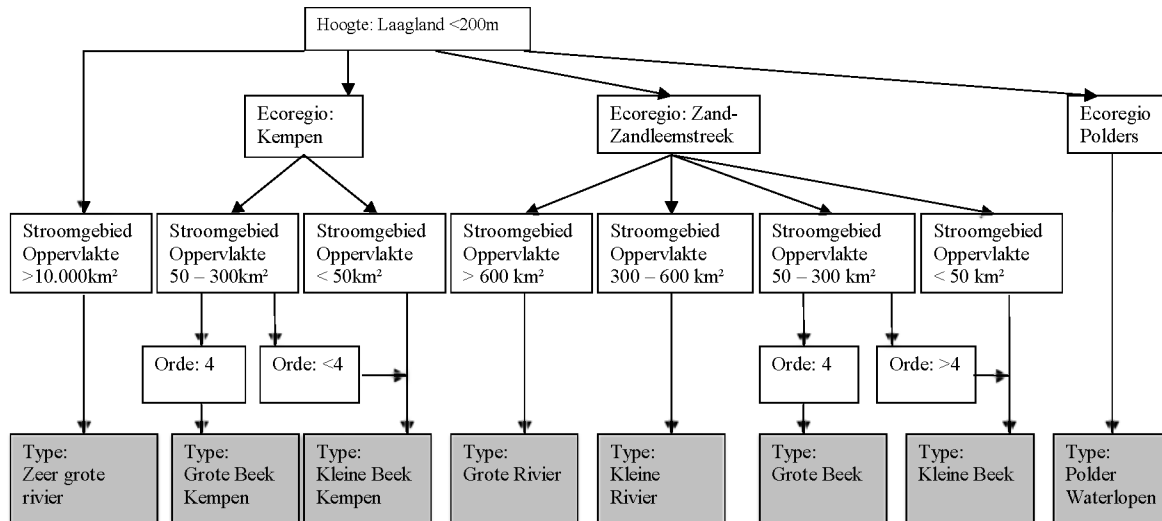
Een stromend water (rivier) wordt in grote mate gekenmerkt door zijn hydrografie (beddingstructuur, meandering, Strahlerorde,...), hydrologie en hydraulica (chemische en fysische waterkenmerken) (Petts & Calow, 1996). De rivieren zijn bijkomend gekarakteriseerd door hun hydrografische bekkens, die van elkaar gescheiden zijn door de hoogst gelegen grenzen van de stroomgebieden, de zogenaamde waterscheidingslijnen. Verschillende descriptoren werden gebruikt bij de ontwikkeling van de typologie voor de stromende wateren volgens systeem B (Tabel 1). Uiteindelijk werden 8 types vooropgesteld (Figuur 5).

In Vlaanderen komt de afbakening van de categorie 'rivieren' overeen met alle in de Vlaams Hydrografische Atlas (VHA) opgenomen lijnvormige waterelementen die geen overgangswater zijn. De 'rivieren' (sensu KRW) komen overeen met: rivieren, beken, krekens, wateringen, polderwaterlopen en een aantal kanalen. Zij worden stroomopwaarts begrensd door hun bron, of indien deze buiten het grondgebied van Vlaanderen gelegen is, bij het binnenstromen van de waterloop aan de grens met het Vlaamse gewest. Stroomafwaarts stopt een rivier bij zijn monding. Als een deel van de waterloop is aangeduid als overgangswater, stopt het 'stromend water' gedeelte aan de grens met het overgangswater (zie 5.3 voor afbakening).

De grenzen van de hydrografische bekkens zijn opgenomen in de VHA-zones. Zij geven ruw aan waar de waterscheidingslijnen zich bevinden. Deze grenzen kunnen gebruikt worden om rivieren van bron naar monding verder onder te verdelen en om waterlichamen af te bakenen.

Tabel 1. Descriptoren voor de typologie van rivieren volgens systeem B.

Alternatieve karakterisering	Fysische en chemische factoren die bepalend zijn voor de kenmerken van de rivier of een deel ervan en dientengevolge voor structuur en samenstelling van de biologische populatie	Variabele zoals gebruikt in de typologie volgens systeem B voor Vlaanderen
Verplichte factoren	Hoogte Breedtegraad Lengtegraad Geologie Grootte op basis van stroomgebiedoppervlakte	Hoogte Ecoregio Ecoregio Ecoregio Stroomgebiedoppervlakte
Facultatieve factoren	Afstand van de bron van de rivier Stromingsenergie (functie van stroming en verval) Gemiddelde waterbreedte Gemiddelde waterdiepte Gemiddeld waterverval Vorm en profiel van de hoofdrivierbedding Rivierdebiet / stromingscategorie Vorm van het dal Transport van vaste stoffen Zuurneutraliserend vermogen Gemiddelde samenstelling van het substraat Chloride Bereik van de luchttemperatuur Gemiddelde luchttemperatuur Neerslag	
	Overige	Orde volgens Strahler



Figuur 5. Hiërarchische opbouw van de stromende wateren volgens systeem B.

5.3 Overgangswateren

Voor de afbakening van overgangswateren werden richtlijnen van de COAST-guidance zoveel mogelijk in acht genomen (Jochems *et al.*, 2002). In Vlaanderen werd geopteerd om de saliniteitsgradiënt te gebruiken als zeewaartse begrenzing en de getijdegrens als beschrijvende factor om de landwaartse overgang van de overgangswateren naar de rivieren aan te geven. Op basis van bovenstaande definities kunnen 2 oppervlaktewateren worden aangeduid als overgangswater:

- De Zeeschelde en de zijrivieren Durme, Rupel, Dijle, Zenne, Grote Nete en Kleine Nete. De Zeeschelde is het deel van het Schelde-estuarium op Vlaams grondgebied. De saliniteit varieert in de Zeeschelde van mesohalien tot zoet; de gemiddelde getijamplitude van 0 tot 6 m.
- Het IJzerestuarium, volledig op Vlaams grondgebied. Het estuariene gedeelte is volledig polyhalien en heeft een gemiddelde getijamplitude van ongeveer vier meter.

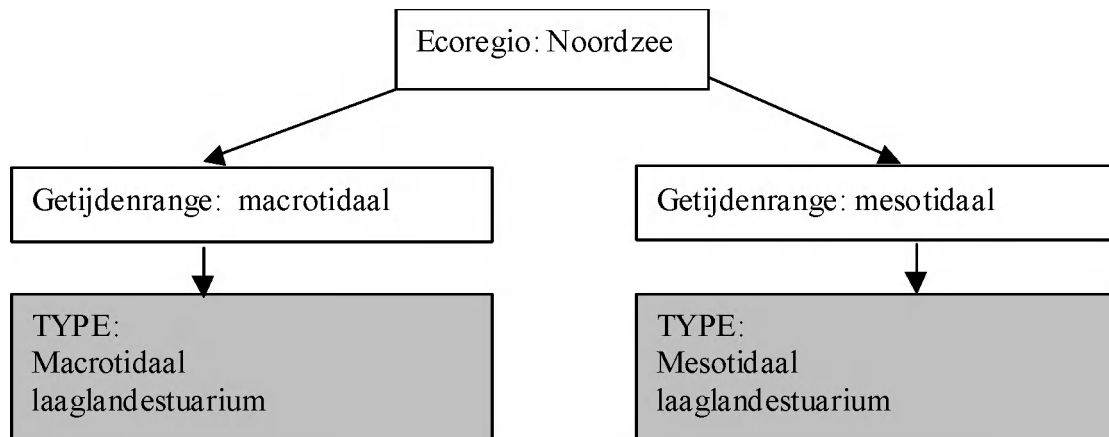
De stroomafwaartse begrenzing van het Schelde-estuarium ligt op Nederlands grondgebied en valt dus buiten de bevoegdheid van deze studie. Voor de zeewaartse begrenzing van de IJzermonding werd de 90% isohalien-lijn genomen (bron: zeekaarten IN).

Van nature is er een zeer geleidelijke overgang van de 'overgangswateren' naar 'rivieren' binnen hetzelfde riviersysteem. Om pragmatische redenen moet echter een herkenbaar punt gekozen worden als grens. Voor de IJzer en de Schelde ligt de landwaartse grens aan de Ganzepoot (samen met het recent bijgewonnen intertidaal gebied ter hoogte van de natuurontwikkeling van Lombardsijde) respectievelijk aan de sluizen van Merelbeke en Gentbrugge. Voor de Kleine Nete en de Durme stemt de getijdengrens overeen met de stuw ter hoogte van de Watermolen van Grobbendonk, respectievelijk de stuw ter hoogte van Lokeren. Zulke sluizen fungeren in de praktijk als zware dampingfactor voor het getij op onze rivieren (Petts & Calow, 1996), en er mag van uitgegaan worden dat de getijdenwerking stroomopwaarts van deze sluizen wegvalt.

Wanneer de getijdengrens moet vastgesteld worden voor de zijrivieren van de Schelde waar geen sluis of andere fysische barrière aanwezig was, werd per zijrivier apart een

pragmatische oplossing gezocht. Voor de Zenne is de splitsing tussen de Zenne en het afleidingskanaal van de Zenne als landwaartse grens geselecteerd, voor de Grote Nete is dit de Netebrug ter hoogte van het waterzuiveringsstation van Itegem, en voor de Dijle de eerste Dijlebrug ter hoogte van Haacht.

Ook voor de overgangswateren werd een systeem B typologie uitgewerkt (Figuur 6) die als basis diende voor de ontwikkeling van een visindex.



Figuur 6. Hiërarchische opbouw van overgangswateren volgens systeem B.

Voor de Vlaamse overgangswateren is enkel de descriptor 'getijdenrange' onderscheidend, er werd dus geen gebruik gemaakt van de facultatieve descriptorren voor het onderscheiden van typen. Omwille van het veranderen van de klassengrens meso/macrotidaal naar 5 m voor de getijdenrange splitst systeem B twee types af (Schelde macrotidaal met +/- 6 m IJzermonding mesotidaal met +/- 4,5 m). De gegevens over de getijdenrange werden overgenomen uit de getijdentafels voor 2002 (Getijtafels, 2002).

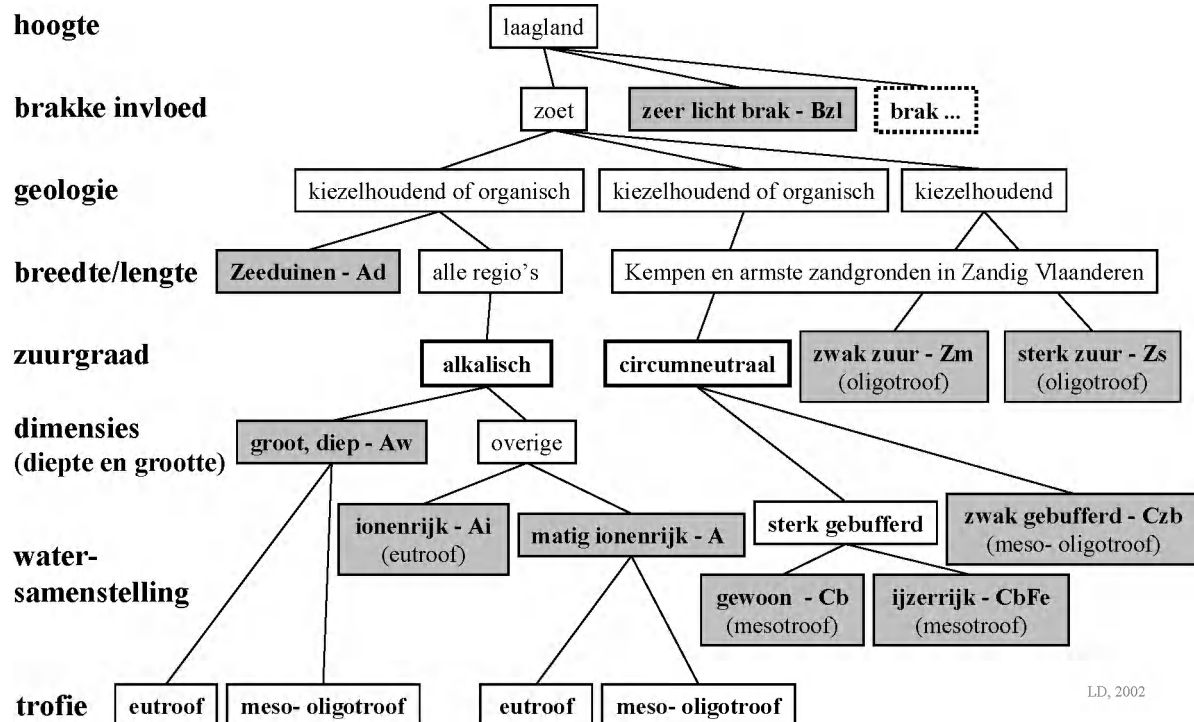
5.4 Meren

Tot de 'meren' (sensu KRW) behoren de al of niet permanente poelen, vennen, vijvers en min of meer kunstmatige plassen zoals grindplassen en wingaten, afgesneden meanders, wielen, zgn. 'kreken',... Al deze stilstaande wateren worden gevoed door hemelwater en, eventueel, grondwater. Ook plassen die rechtstreeks gevoed worden door één of meerdere waterlopen of een gedeelte van het jaar deel uitmaken van een riviersysteem, evenals de brakke, stilstaande wateren die onder invloed staan van min of meer zoute (grond)waterstromingen, worden tot de 'meren' gerekend indien de optredende stroming geen duidelijke fysische stuurvariabele voor de levensgemeenschappen vormt. De term 'meer' wordt hier verder gehanteerd zonder de gebruikelijke implicaties aangaande dimensies.

De gebruikt descriptorren, de types en hun eigenschappen zijn respectievelijk weergegeven in Tabel 2, Figuur 7 en Tabel 3 (cf. Jochems *et al.*, 2002).

Tabel 2. Descriptoren voor de typologie van meren volgens systeem B.

Alternatieve karakterisering	Fysische en chemische factoren die bepalend zijn voor de kenmerken van het meer en diens gevolge voor structuur en samenstelling van de biologische populatie	Rechtstreeks gerelateerde variabelen zoals gebruikt in de typologie volgens systeem B voor Vlaanderen
Verplichte factoren	Hoogte	Ligging (X,Y)
	Breedtegraad	Ligging (X,Y); Duin (%)
	Lengtegraad	Ligging (X,Y); Duin (%)
	Diepte	Maximale waterdiepte (m)
	Geologie	Ligging (X,Y)
	Grootte	Grootte (m ²)
Facultatieve factoren	Waterdiepte	Maximale waterdiepte (Z _{max}) (m)
	Achtergrondtoestand van de nutriënten	Silicaat (mg/l) Totaal fosfaat (mg/l) Zuurstofproductiepotentieel (ZPP)
	Gemiddelde samenstelling van het substraat	Zandbodems (%)
	Zuureutraliserend vermogen	Opgeloste anorganische koolstof (DIC) (mg/l)
	Vorm van het meer Verblijftijd Gemiddelde luchttemperatuur Bereik van de luchttemperatuur Mengkarakteristieken Fluctuatie van het waterniveau	(cf. diepte)
	Overige	Zuurgraad (pH) Aandeel van oever met opslag (%) Natte bodems (%), heide (%) Zuurstofverzadiging Chemisch zuurstofverbruik (COD) Natrium (mg/l), Aluminium (mg/l), IJzer (mg/l),



Figuur 7. Typologieconcept voor de 'meren'.

Tabel 3. Belangrijkste differentiërende karakteristieken per meertype.

Hoofdgroep	Meertype	Code	Doorgerekende variabelen (richtwaarden; medianen)	Hulpkarakteristieken	Situering binnen ecoregio
Alkalische wateren		A	pH > 7,5		
	Alkalische duinwateren	Ad	150 mg/l > Na > 100 mg/l, belangrijk deel duinzand		Duinen
	Ionenrijke, alkalische wateren	Ai	DIC > 27 mg/l, niet op zand/zand- leem		Polders en alluvia
	Matig ionenrijke, alkalische wateren	A	DIC < 27 mg/l		overal
	Grote, diepe, alkalische wateren	Aw	$Z_{\max.}(>3) > 6$ m, > 7 ha		overal
Circumneutrale wateren		C	7,5 > pH > 6,5, geen klei		
	Circumneutrale, ijzerrijke wateren	CbFe	Fe > 1,5 mg/l, O ₂ < 75 %		Kempen
	Circumneutrale, zwak gebufferde wateren	Czb	DIC < 3,3 mg/l		Vooraf Kempen
	Circumneutrale, sterk gebufferde wateren	Cb	DIC > 3,3 mg/l		Vooraf Kempen
Zure wateren		Z	6,0 > pH, enkel zand/zand-leem		
	Sterk zure wateren	Zs	4,7 > pH, COD < 20 mg/l, meestal belangrijk deel in heide	A440nm < 0,1	Kempen
	Matig zure wateren	Zm	pH > 4,7, COD > 20 mg/l	A440nm > 0,1	Kempen
Brakke wateren p.p. (B)	Zeef licht brakke wateren	Bzl	Na > 250 mg/l, geen zand/zand-leem	Cl > 300 mg.l ⁻¹ , EGV > 2000 µS.cm ⁻¹ , K > 22 mg/l, Mg > 33 mg.l ⁻¹ , IR < 0,75	Polders

4	BESLUITEN INZAKE DE IMPACT VAN DE INTERNATIONALE EN VLAAMSE CONTEXTEN OP DE ONTWIKKELING VAN DE VISINDEX VOOR DE KRW
---	--

Uit de analyses uitgewerkt binnen FAME (Quataert *et al.*, 2004), blijkt dat de IBI's voor stromende wateren (Belpaire, 2000, Breine *et al.*, 2001, 2004) uitgewerkt voor Vlaanderen significant hoger scoren dan andere betrokken lidstaten in het project. Vandaar dat wellicht een bijsturing noodzakelijk is, gelijkaardig aan de index voor benthische macroinvertebraten. Betreffende overgangswateren en stilstaande wateren zijn de studies eerder fragmentair en is de standaardisatie en interkalibratie weinig of niet uitgewerkt tot dusver. Voor overgangswateren in Vlaanderen werd recentelijk een manuscript ingediend door Breine *et al.* waarbij het aantal metrieken gereduceerd werd tot vijf. In Nederland (STOWA 42, 2004) werd daarentegen gekozen voor een beperktere set van metrieken (4 metrieken en aanwezigheid Fint) en is een deel nog in onderzoek (cf. Jager en Kranenbarg, 2004), zoals huidzweren bot en dichtheid garnalen.

In het vervolg van deze studie wordt verder gewerkt met de (aangepaste) typologie die uitgewerkt werd door Jochems *et al.* (2002). De voorgestelde typen in deze studie werden nog niet op hun biologische relevantie getoetst en een bijsturing in de toekomst moet bijgevolg steeds mogelijk blijven, mogelijks ook vanuit een internationale of praktische context. Wellicht is het niet nodig om voor alle typen verschillende scoresystemen (indexen) uit te werken voor de evaluatie van de visgemeenschappen. Een belangrijk nadeel aan de huidige typologie volgens systeem B is dat bij de indeling van de stromende wateren andere criteria werden vooropgesteld dan om de vistypologieën uit te werken (Huet zones). Dit werd duidelijk aangetoond in de studie van Simoens *et al.* (2005). Hierdoor wordt de overenting van de bestaande indexen bemoeilijkt en de vraag is dan ook of het gebruik van stroomsnelheid niet centraler moet staan bij de uitwerking van de types. Huet (1949) beschrijft in zijn werk dat de watertemperatuur en stroomsnelheid de belangrijkste parameters zijn die de samenstelling van het visbestand bepalen. Ook voor macro-invertebraten is de stroomsnelheid een heel belangrijke milieuvariabele. De vraag is tevens of er voor de meren zoveel types nodig zijn, gezien de verschillen voor de meeste gemeenschappen wellicht niet zo groot zullen zijn en het op het moment toch vrijwel irrealistisch is dat er op korte termijn voldoende gegevens kunnen en zullen verzameld worden om ook tien verschillende scoresystemen uit te werken voor de meren.

5	VERONDERSTELLINGEN EN RANDVOORWAARDEN VOOR DE ONTWIKKELING VAN DE VISINDEX VOOR DE KRW
---	--

Voorlopig wordt er vanuit gegaan dat de visindex een instrument is dat de kwaliteit van een visgemeenschap voor een bepaalde locatie (vb. 100 m traject) weergeeft. Hoe de rapportering van de toestand van de visgemeenschappen voor de betreffende waterlichamen uiteindelijk zal moeten gebeuren, zal afhangen van de keuze van deze waterlichamen, maar tevens zal ook de toewijzing van sterk gemodificeerde waterlichamen hierin een rol spelen. Ook vanuit de lidstaten met gelijkaardige watertypes kan er druk komen tot aanpassing van de methodiek.

Tevens werd er vanuit gegaan dat voor de meeste types stromende wateren, elektrische vistechnieken de meest gehanteerde en bijgevolg de meest aangewezen monitoringsmethode is, voor de ontwikkeling van de visindex voor stromende wateren (met inbegrip van de zoete getijdenwateren). Voor de overgangswateren wordt er voor de brakke getijdenwateren uit noodzaak overgeschakeld op fuikvangsten. Voor stilstaande wateren is er verder onderzoek vereist. Vergelijking van verschillende vistechnieken heeft ons voorlopig

doen besluiten dat fuiken de meest betrouwbare en representatieve waarden geven, maar dat er wellicht een combinatie van methoden is aangewezen (cf. STOWA, 2003).

Een mogelijk probleem bij de uitwerking van de visindexen vormen tevens de intense uitzettingen. Hierdoor is het soms moeilijk om de reproductie van de vissen in te schatten. Het is de bedoeling om uitzetgegevens van Bos en Groen op te nemen in de visdatabank (V.I.S.) in de toekomst.

6	MONITORING VAN VISGEMEENSCHAPPEN
---	----------------------------------

6.1 Inleiding

Voor de inventarisatie van het visbestand van een water kunnen verschillende methoden worden gebruikt, elk met zijn specifieke selectiviteit en vangstresultaat per eenheid van tijd (Ercken, 1994). Mogelijke technieken zijn elektrische visvangst, fuiken, sleepnetten, kieuwnetten, visvangstregistraties, het aflaten van water en collecteren van vis uit opgezogen koelwater. De voornaamste worden hieronder kort besproken, gezien hun koppeling met de uiteindelijke visgemeenschap gegevens en de afgeleide metrieken en indexen. De metrieken en maatlaten zijn dus onlosmakelijk verbonden met de vismethoden.

6.2 Elektrisch vissen

Bij het elektrisch vissen worden twee tegengestelde polen op enige afstand van elkaar in het water gehouden. Wanneer deze onder stroom worden gezet ontstaat er een hoog spanningsveld in het water. De vissen die zich in dat veld bevinden, worden geheel of gedeeltelijk verdoofd waardoor ze op het oppervlak komen drijven en ze bijgevolg makkelijk uit het water kunnen worden geschept. Voor verdere details verwijzen we naar Van Thuyne (1996). Deze methode is in het bijzonder aangewezen voor stromende wateren.

Voordelen:

- gemakkelijk verplaatsbaar;
- vissen is mogelijk op vrij onbereikbare plaatsen (overhangende takken, ...);
- grote aantallen worden gevangen op korte tijd;
- grote vissen ondervinden weinig hinder.

Nadelen:

- beperkt dieptebereik;
- overlijden van kleine vissen.

6.3 Fuiken

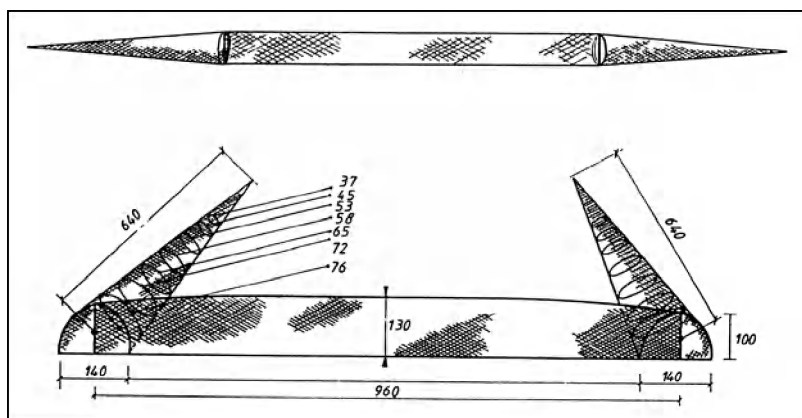
Fuiken (Figuur 8) zijn eerder selectief en zijn bijzonder geschikt voor de vangst van bodemorganismen. De grootte van de gevangen vis is afhankelijk van de maaswijdte van het net. Deze methode is niet geschikt voor het bepalen van het volledige visbestand, elektrisch ook niet, maar is een goede aanvulling bij het gebruik van andere methoden of een alternatief wanneer elektrische afvissingen niet mogelijk zijn door bijvoorbeeld hoge zoutconcentraties. In het bijzonder voor de overgangswateren lijkt deze methode dan ook het meest aangewezen (cf. Adriaenssens *et al.*, 2002 a,b). Voor verdere details wordt verwezen naar Van Thuyne (1996) en STOWA (2003).

Voordelen:

- weinig hinder voor vissen;
- vangt zowel kleine als grote vissen.

Nadelen:

- lange wachttijd; kan ook voor beperkte duur worden geplaatst
- vissterfte door lokaal zuurstoftekort vlak boven de bodem;
- moeilijke plaatsing;
- hoger risico op mislukken van de staalname als gevolg van vandalisme door derden.



Figuur 8. Dubbele schietfuik.

6.4 Sleepnetten

Sleepnetten zijn netten, met verschillende maaswijdten en met een centrale zak waarin vissen worden verzameld wanneer het net door het water wordt getrokken. Het is hierbij van belang dat de loodlijn, onderaan het net, goed tegen de bodem blijft. Vlotters aan de bovenzijde van het net zorgen ervoor dat het net aan de bovenkant tot aan het wateroppervlak komt. Deze methode kan bij stilstaande wateren complementaire metingen opleveren om fuikvangsten en elektrische vangst gegevens aan te vullen.

Voordelen:

- weinig hinder voor vissen;
- verzamelen van grote hoeveelheden vis;
- eerder weinig selectief.

Nadelen:

- zeer arbeidsintensief;
- niet bruikbaar wanneer bodem vol ligt met obstakels.

6.5 Koelwaterinlaten

Staalname van vissen via de koelwaterinlaat van thermische centrales laat toe vissen op regelmatige tijdstippen te bemonsteren en dit met een vrij hoge frequentie. Deze methode is ook relatief goedkoop en heeft bewezen om efficiënt vissen te bemonsteren (Henderson, 1989). Een nadeel hierbij is dat zo een monitoring gebonden is aan één welbepaalde plaats. Deze methode werd uitgetest op de overgangswateren door Adriaenssens *et al.* (2002b), maar fuikvangsten bleken meer representatief en minder onderhevig te zijn aan natuurlijke temporele variatie.

Voordelen:

- goedkoop;
- regelmatige bemonstering mogelijk;
- efficiënt;
- hoge frequentie haalbaar.

Nadelen:

- gebonden aan één plaats;
- minder representatief dan fuikvangsten;
- meer onderhevig aan natuurlijke temporele variatie.

7	DATABANKEN VAN VISGEMEENSCHAPPEN
---	----------------------------------

In het kader van deze studie werden drie databanken ontwikkeld:

- stromende wateren;
- overgangswateren;
- stilstaande wateren.

Slechts een beperkt aantal milieuvariabelen zijn ter beschikking in deze databanken, wat de uitwerking van de verbanden tussen de riviereigenschappen (natuurlijke evenals verstoring) en de visgemeenschappen uitsluit. Dit is tevens een gemiste kans voor het uitwerken van habitatprofielen van vissoorten, dat een belangrijk hulpmiddel had kunnen zijn voor de ontwikkeling en validatie van de scoresystemen.

7.1 Stromende wateren

Deze databank werd opgemaakt volgens FIDES, het databanksysteem dat uitgewerkt werd binnen het kader van het Europese FAME project. Het betreft hier enkel elektrische visvangsten.

7.2 Overgangswateren

De gebruikte visbestandgegevens voor de getijdenwateren zijn afkomstig van bevissingen van de respectievelijke wateren door het Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer (IBW), Groenendaal en dit in de volgende perioden:

- Dender : maart en april 1996;
- Dijle : mei 1999;
- Brakke wateren: van april 1995 tot oktober 1999.

7.3 Stilstaande wateren

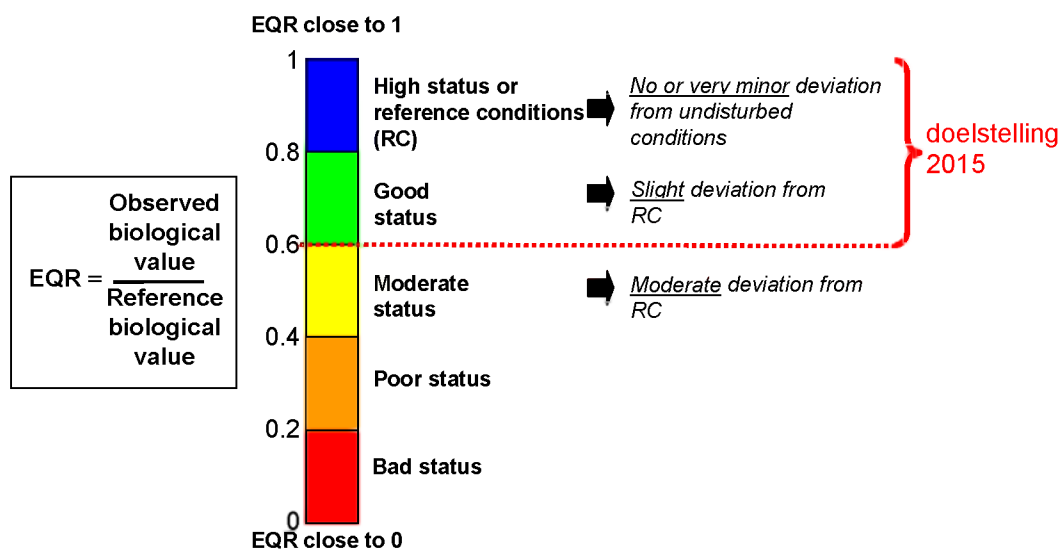
De gebruikte visbestandgegevens voor de verschillende types van stilstaande wateren volgens Jochems *et al.* (2002) zijn allen afkomstig van, door het Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer, Groenendaal uitgevoerde, afvissingen van de periode oktober 1995 tot september 2002. Rekening houdend met de verschillende types van wateren zijn er datasets aangemaakt voor respectievelijk de polderwaterlopen, de kanalen, de oude rivierarmen, de matig ionenrijke alkalische meren, de ionenrijke alkalische meren en de grote diepe alkalische meren.

8	UITWERKING VAN SCORESYSTEMEN EN INDEXEN
---	---

8.1 Inleiding: algemene methodologie voorgesteld door de KRW

De evaluatiescore dient voorgesteld te worden als een ecologische kwaliteitsratio (EQR genaamd) die varieert van 0 tot 1. De score dient opgedeeld te worden in 5 klassen, waarbij de waarde 1 overeenkomt met de situatie van het referentiekader.

Klasse 1 is de “zeer goede ecologische kwaliteit”. Klasse 2 is de “goede ecologische kwaliteit” en dient in alle oppervlaktewateren bereikt te worden tegen 2015. Klasse 3 is “matig”, 4 is “slecht” en 5 is “zeer slecht” (Figuur 9). De klassen 1, 2 en 3 zijn in de bijlagen van de KRW per organismegroep nader omschreven (zie ook KRW, bijlage V, paragraaf 1.4).



Figuur 9 Berekening van Ecologische kwaliteitsratio (EQR) volgens de KRW (REFCOND, 2003).

8.2 Het concept van de index voor biotische integriteit (IBI) ontwikkeld volgens Karr

Eind jaren zeventig groeide in de Verenigde Staten de overtuiging dat het gebruik van fysische en chemische analyses alleen niet meer volstond om een juist beeld te kunnen krijgen van de kwaliteit van een waterloop. Met deze gedachte in het achterhoofd ontwikkelde Karr een instrument dat als een aanvulling kon dienen voor de al bestaande indexen. Deze index verschafte de mogelijkheid om aan de hand van visgemeenschappen een geïntegreerd beeld te verkrijgen van de ecologische kwaliteitstoestand van een waterloop (Karr, 1981). Door een vergelijking van de huidige visgemeenschappen met de visgemeenschappen op onverstoorde locaties, dit zijn de zogenaamde referentiesites, kan de degradatiegraad bepaald worden.

Onder biotische integriteit verstaat men: ‘het behoud van een gebalanceerde en geïntegreerde gemeenschap van organismen met een soortensamenstelling, diversiteit en functionele organisatie vergelijkbaar met die van een natuurlijk habitat in dezelfde regio’ (Karr & Dudley, 1981). Een biotische integriteit kan met andere woorden enkel verkregen worden wanneer een aquatisch systeem niet beïnvloed wordt door de mens geïnduceerde veranderingen. Dit geldt zowel op het niveau van het individu, de populatie, de gemeenschap als het ecosysteem.

Aquatische systemen en hun bewoners zijn onderhevig aan bepaalde omgevingsfactoren. Deze factoren kunnen in een vijftal klassen gegroepeerd worden (Karr, 1981):

- Habitatstructuur: substraattypen, waterdiepte, stroomsnelheid, ruimtelijke en temporele complexiteit van habitat;
- Waterkwaliteit: temperatuur, turbiditeit, opgeloste zuurstof, organisch en non-organisch materiaal, zware metalen, toxische stoffen, ...;
- Energiebron: type, hoeveelheid en partikelgrootte van organisch materiaal, seizoenspatroon van energiebeschikbaarheid;
- Biotische interacties: competitie, predatie, ziekte, parasitisme;
- Hydrologisch regime: watervolume, temporele distributie van stroom.

De veranderingen van deze factoren hebben een belangrijke impact op de aquatische gemeenschappen en zo ook op de biotische integriteit van het ecosysteem. Enkel wanneer alle klassen voldoen aan een goede kwaliteit zijn er geen negatieve invloeden meer aanwezig.

De IBI gaat, uitgaande van de analyse van de visgemeenschap, proberen de negatieve invloeden, die op één van deze vijf factoren inwerken, te detecteren. Dit doet ze, in de originele index althans, door de informatie van een visgemeenschap in te delen in twaalf variabelen die op hun beurt zijn verdeeld over drie categorieën of klassen (Karr, 1981):

- soortenrijkdom en –samenstelling;
- trofische structuur;
- visabundantie en -conditie.

Karr (1981) stelde de Index voor Biotische Integriteit op voor de waterlopen uit het midwesten van de Verenigde Staten (Tabel 4) gebruik makende van twaalf variabelen opgedeeld in de drie voorgestelde klassen. De waarde van elke variabele wordt vergeleken met een waarde van een referentiesite die in een zelfde of vergelijkbare regio gelegen is en op een vergelijkbare waterloop. De verschillende variabelen zijn ingedeeld over drie grote klassen, zie Tabel 4.

Klasse 1 of 'Soortenrijkdom en samenstelling' bevat alle variabelen die informatie verschaffen over het aantal vissoorten en hun onderlinge verhoudingen, afhankelijk van de stroomorde van de rivier. De stroomorde is een classificatie van waterlopen waarbij het aantal zijrivieren als indelingscriteria wordt gebruikt. Telkens wanneer twee stromen van een zelfde orde samenstromen verkrijgt men een stroom van een hogere orde (Horton, 1945). Aan de hand van deze variabelen kan nagegaan worden of er voldoende paaiplassen, geschikte habitatten als voedsel voor vissen zijn.

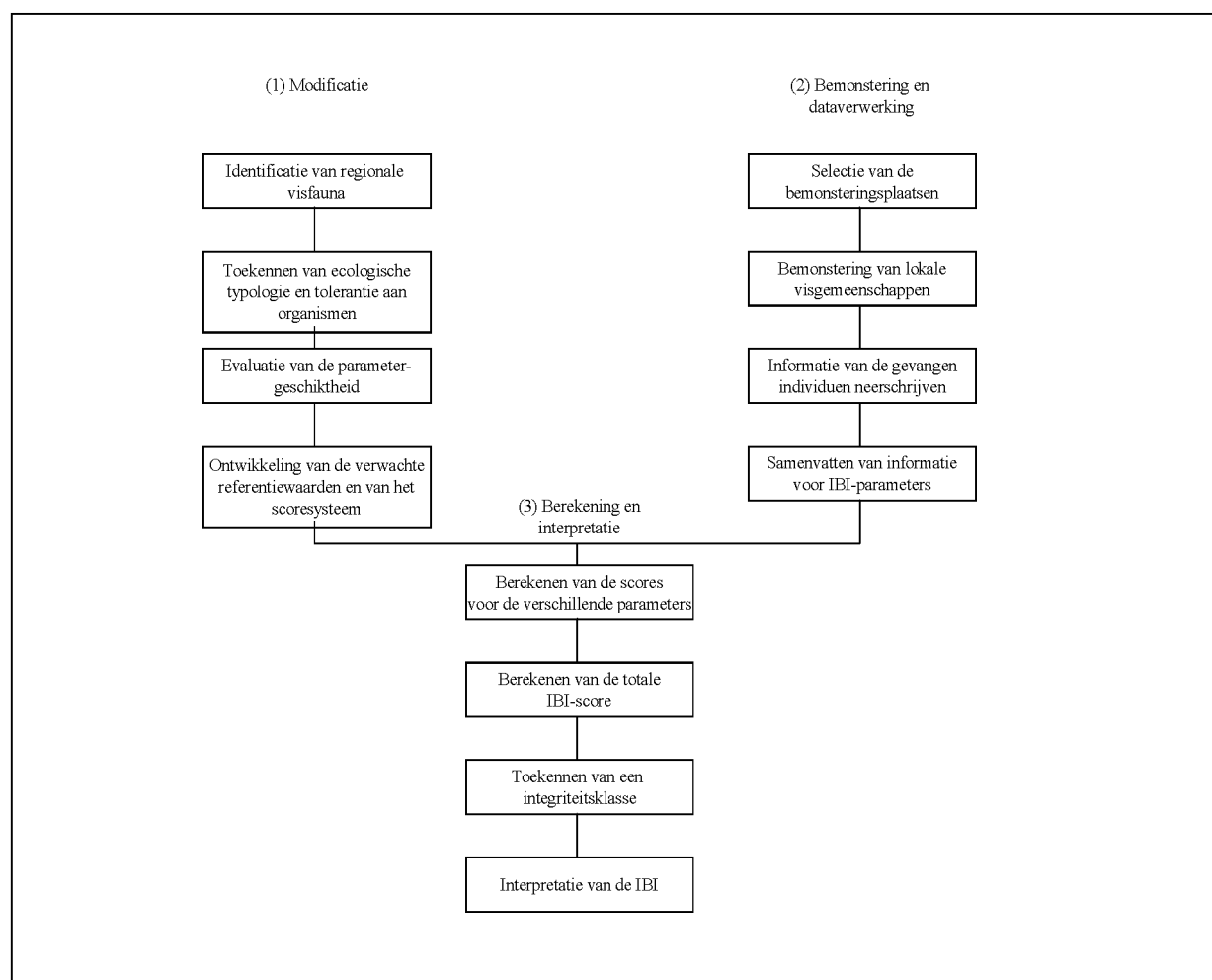
Klasse 2 of 'Trofische samenstelling' geeft het belang van het voedselaanbod en de dynamiek in het structureren van het voedselweb weer. Karr (1981) gebruikte hiervoor drie variabelen. Specialistische vissoorten zullen snel verdwijnen indien een specifieke voedselbron afwezig is. Insectivore cypriniden zullen bij een toenemende degradatie van de waterkwaliteit in abundantie afnemen. Dit is waarschijnlijk het gevolg van een dalende diversiteit binnen de insectenfauna bij een toenemende degradatie. Het percentage omnivoren daarentegen zal snel domineren wanneer de variatie van voedselbronnen afneemt. Dit is het logische gevolg van zijn opportunistische manier van voeden.

Tabel 4. Variabelen gebruikt voor het opstellen van de IBI in het midwesten van de V.S. (Karr et al., 1986).

Klasse	Variabelen	Scorecriteria		
		5	3	1
Soortenrijkdom en samenstelling	1. Totaal aantal vissoorten	Verwachtingen voor de variabelen van 1-5 variëren met de stroomorde		
	2. Aantal en identiteit <i>Darter</i> sp.			
	3. Aantal en identiteit <i>Sunfish</i> sp.			
	4. Aantal en identiteit <i>Sucker</i> sp.			
	5. Aantal en identiteit intolerante sp.			
	6. % individuen <i>Green Sunfish</i>			
Trofische samenstelling	7. % individuen omnivoren	>5%	5-20%	>20%
	8. % individuen insectivore cypriniden	<20%	20-45%	>45%
	9. % individuen piscivoren	>45%	45-20%	<20%
Hoeveelheid vis en conditie	10. Aantal individuen in het staal	Verwachtingen voor variabele 10 variëren met de stroomorde		
	11. % hybride individuen	0%	>0-1%	>1%
	12. % individuen met een ziekte, tumoren, vinbeschadigingen en skeletvervormingen	0-2%	>2-5%	>5

Klasse 3 of 'Visconditie en -hoeveelheid' bestaat uit verschillende facetten. De variabele 'vishoeveelheid' wordt uitgedrukt in 'catch per unit effort'. Deze variabele is een eerste indicatie van de verstoringgraad van een site. De visabundantie zal in verstoorde sites namelijk altijd lager liggen dan in onverstoord sites. Een tweede variabele is 'het percentage hybriden'. Bij een toenemende verstoring zal het percentage aan hybriden stijgen als gevolg van het wegvallen van de reproductie-isolatie. De paaiplassen zullen namelijk door meerdere soorten gebruikt worden. Een derde variabele die het percentage individuen met een ziekte, tumor, vinbeschadigingen of skeletvervormingen weergeeft zal toenemen bij een verhoogde graad van verstoring en de hiermee gepaard gaande toename van stress.

Figuur 10 geeft een overzicht van de te volgen stappen bij het opstellen van de IBI. Er zijn een drietal hoofdlijnen in deze figuur 10 te onderscheiden, namelijk (1) modificatie, (2) bemonstering en dataverwerking en (3) berekening en interpretatie.



Figuur 10. Volgorde van activiteiten bij het opstellen van de IBI (Karr et al., 1986).

Bij het opstellen van de IBI moet men steeds rekening houden met de oorspronkelijke soortendiversiteit van die geografische regio. Men dient dus een referentiesite te kiezen die voldoende aansluit, zowel qua geografie als stroomtype. Uiteraard dient deze referentiesite vrij te zijn van menselijke verstoring. Indien dit echter onmogelijk te vinden is, neemt men de toestand van de minst verstoorde waterloop in de regio als referentie (Hughes & Gammon, 1987).

Wanneer men nu een score aan de variabelen wil toekennen kan men dit doen volgens 2 manieren. Ofwel kent men een score van 5, 3, 1 toe aan elke variabele afhankelijk van de graad waarmee de waarde van de variabele die van de referentiesite benadert (Fausch *et al.*, 1984). Ofwel maakt men gebruik van een vijfledig scoresysteem, 5, 4, 3, 2, 1, (Ercken, 1994) waarbij de scoretoekenning eveneens afhankelijk is van de benadering van de referentiewaarde.

Op basis van de som van de waarden toegekend aan alle twaalf variabelen wordt een bepaalde site ingedeeld in één van de zes kwaliteitsklassen indien men het scoresysteem van Fausch *et al.* (1984) volgt (Tabel 5). De totale IBI-score is dus een ongewogen gemiddelde van de twaalf berekende scores. De hoogste score, 60, geeft een onverstoord site weer. Naarmate de verstoringgraad toeneemt, zal er een lagere IBI-score bekomen worden.

Tabel 5. Totale IBI-score, integriteitklassen en situatie voor verschillende kwaliteitsklassen (naar Karr, 1981).

Totale IBI-score*	Integriteitklasse	Situatie
58-60	Uitstekend	Vergelijkbaar met de beste situatie zonder menselijke verstoring; alle regionaal verwachte soorten zijn aanwezig
48-52	Goed	Soortenrijkdom ligt beneden de verwachtingen; verlies van intolerante soorten
40-44	Redelijk	Tekenen van bijkomende degradatie met verlies van intolerante soorten
28-34	Slecht	Gedomineerd door omnivoren, tolerante soorten en generalisten
12-22	Zeer slecht	Weinig vis hoofdzakelijk geïntroduceerde of tolerante soorten, hybriden zijn algemeen aanwezig
	Geen vis	Bij herhaalde staalname geen vis gevonden

* indien de totale IBI-score zich tussenin de vastgelegde klassen bevindt, dient men de variabelen afzonderlijk te beschouwen.

Geen enkele op zich staande variabele is betrouwbaar genoeg om de biotische integriteit te bepalen. Over het algemeen correleren de individuele variabelen goed met de totale IBI-score. Bij een zeer lage of een omgekeerd evenredige correlatie kan beslist worden om de variabele uit de index te halen (Ercken, 1994). Op een set van scores kan men ook een Principale Componenten Analyse uitvoeren. Hierbij gaat men na wat het aandeel van elke variabele is in de verklaring van de gevonden variantie.

Rekening houdend met de verschillende watertypes en geografische regio's zijn er zeer veel varianten ontstaan op de originele IBI van Karr (1981). Voor elke nieuwe regio en elk nieuw stroomtype dienen er aanpassingen gemaakt te worden. Dit kan door variabelen te vervangen, weg te laten of eventueel bij te voegen.

8.3 Methodologie voor Vlaanderen

Wanneer we specifiek gaan kijken naar Vlaanderen, zien we dat er al vijf visindices zijn opgesteld in het verleden:

- De visindex voor stilstaande wateren, VIBISTIL (Ercken, 1994, Belpaire *et al.*, 2000)
- De visindex voor de brasemzone (Vanden Auweele, 1995, Belpaire *et al.*, 2000)
- De visindex voor de barbeelzone (Vanden Auweele, 1995, Belpaire *et al.*, 2000)
- De visindex voor de forel-vlagzalmzone (Breine *et al.*, 2004)
- De visindex voor de brakwaterzone (Adriaenssens, 2000, Breine *et al.*, 2001, submitted)

Voor de stilstaande wateren zal een aangepaste versie worden uitgewerkt van VIBISTIL, waarbij vooral gegevens van enkele intensief bemonsterde wateren centraal staan.

Voor de overgangswateren wordt gewerkt met een update gebaseerd op Adriaenssens (2000), gezien deze laatste methode geen evaluatie van zoete getijdenwateren inhield.

Voor de stromende wateren staat het werk van FAME centraal. Dit zal betekenen dat deze index strenger zal scoren in de toekomst (cf. Quataert *et al.*, 2004).

8.4 De stilstaande wateren

8.4.1 Overzicht van de beschikbare meetgegevens voor de verschillende types stilstaande wateren

8.4.1.1 Ionenrijke alkalische meren

Ionenrijke alkalische meren hebben een DIC-gehalte (DIC=Dissolved Inorganic Carbon) groter dan 27 mg/l. Dit type van wateren komt voornamelijk voor in de polders en alluvia in Vlaanderen. Binnen de gebruikte databank, waren gegevens van 3 wateren ter beschikking. Dit betrof enkel visvangsten op basis van elektrisch vissen en het gebruik van sleepnet (Tabel 6).

Tabel 6. Gebruikte staalnamemethode per water binnen de groep van ionenrijke alkalische meren.

Ionenrijke alkalisch meer	Aantal locaties	Elektrisch vissen (E)	Schietfuisen (SF)	Sleepnet (SN)	Kieuwnet (KN)
Meer van Weerde	3	3			
Zonneputje	4	2		2	
Roggeman	1	1			

8.4.1.2 Matig ionenrijke, alkalische meren

Matig ionenrijke alkalische wateren hebben een DIC kleiner dan 27 mg/l en komen overal in Vlaanderen voor. Van dit type waren twee sets met metingen ter beschikking, die gebaseerd waren op elektrische visvangsten en schietfuisen (Tabel 7).

Tabel 7. Gebruikte staalnamemethode per water binnen de groep matig ionenrijke alkalische meren.

Matig ionenrijke alkalisch meer	Aantal locaties	Elektrisch vissen (E)	Schietfuisen (SF)	Sleepnet (SN)	Kieuwnet (KN)
Vijver Overijse	5	5			
Bergelenput	8	1	7		

8.3.1.3 Grote diepe alkalische meren

Deze wateren worden getypeerd door een maximale diepte die de zes meter overschrijdt. Ze hebben een oppervlakte van minimaal zeven hectare en komen overal in Vlaanderen voor, evenwel is er geen enkel natuurlijk meer. Twee meren werden intensief bemonsterd, nl. Schulensmeer en het meer van Rotselaar (Tabel 8).

Tabel 8. Gebruikte staalnamemethoden bij de grote diepe alkalische meren.

Grote diepe alkalische meren	Aantal locaties	Elektrisch vissen (E)	Schietfuisen (SF)	Sleepnet (SN)	Kieuwnet (KN)
Schulensmeer	97	41	16	24	16
Meer van Rotselaar	37	20	12		5

8.4.1.4 Oude rivierarmen

Oude rivierarmen zijn kunstmatige waterlopen of recentelijk natuurlijke stilstaande wateren. Wanneer we over een oude rivierarm spreken, bedoelen we eigenlijk een water dat meestal een langgerekte vorm heeft en ontstaan is door een natuurlijke of kunstmatige afdamming van een rivierbocht of een fragment is van een afgesneden meanderbocht. Dit water heeft als eigenschap dat het een zeer lage tot geen stroomsnelheid heeft en moet dus worden ingedeeld bij de stilstaande wateren.

Tabel 9. Gebruikte staalnamemethoden per water bij de oude rivierarmen.

Oude rivierarm	Aantal locaties	Elektrisch vissen (E)	Schietfuisen (SF)	Sleepnet (SN)	Kieuwnet (KN)
Het Veer	14	5	4		5
Oude Durme	16	10	6		
Oude Leie	6		5	1	
Sisput	4	2		2	
Scheyteput	17	7	4		6

8.4.1.5 Polderwaterlopen

Deze waterlopen behoren theoretisch tot de stromende wateren, maar praktisch gezien blijken het hoofdzakelijk kunstmatige waterlopen te zijn die moeten beschouwd worden als stilstaande wateren. Gedurende de laatste decennia, vooral na de Tweede Wereldoorlog, hebben de polderwaterlopen namelijk een grote metamorfose ondergaan. De ecoregio van de polders bezit aldus een heel kunstmatig hydrologisch regime, meestal van antropogene oorsprong (Jochems *et al.*, 2002). Dit gebeurde zowel op structureel niveau als op niveau van de vissoortensamenstelling. Zo wordt er nu gestreefd naar een hoog waterpeil in de zomer en een laag waterpeil in de winter, waar dit vroeger omgekeerd was. Sterke bemesting van de omliggende akkerlanden en de snellere waterafvoer, door het rechttrekken en (gedeeltelijk) betonneren van de waterlopen, zorgden voor een verschuiving in de visgemeenschap. Typische polderwatersoorten zoals de rietvoorn, snoek en zeelt zijn tegenwoordig minder talrijk of zelfs volledig afwezig. We treffen echter veel meer soorten van het open water aan zoals de brasem, kolblei en blankvoorn. Deze vissen zijn tevens toleranter met betrekking tot eutrofiëring (Vandelannootte *et al.*, 1998).

Tabel 10. Gebruikte staalname per water en totaal aantal staalnameplaatsen.

Polderwaterloop	Aantal locaties	Elektrisch vissen (E)	Schietfuisen (SF)	Sleepnet (SN)	Kieuwnet (KN)
Zaadgracht	2	2			
Grote Beverdijkvaart	2	2			
Slijkvaart	2	2			
Langgeleed	1	1			
Oostkerkevaart	1	1			
Venepevaart	1	1			

8.4.2 Bepaling van de index voor de grote diepe alkalische wateren

8.4.2.1 Inleiding

Naar het voorbeeld van onder andere Karr (1981) en Ercken (1994) en rekening houdend met de voorschriften van de Europese Kaderrichtlijn Water hebben we een Visindex opgesteld die gebaseerd is op de evolutie van het visbestand bij een toenemende graad van

verstoring. Aangezien er in Vlaanderen geen goede gegevens voorhanden zijn wat betreft een optimale referentiesite voor diepe alkalische meren, hebben we dit aan de hand van bestaande literatuur afgeleid. Als vertrekpunt voor deze onverstoorte toestand werd het snoek-zeelt-rietvoortype, zoals aangegeven door het OVB (1998), gekozen. De bekomen theoretische index werd dan toegepast en geanalyseerd op basis van de gegevens van het Schulensmeer. De Visindex voor grote diepe alkalische meren bestaat uit zeven variabelen.

8.4.2.2 Variabele 1: Totaal aantal soorten

De parameter 'totaal aantal soorten' integreert een tweetal eigenschappen van een waterloop in de uiteindelijke beoordeling, nl. de waterkwaliteit en de structuurkwaliteit. De parameter is gevoelig voor verschillende verstoringen (belemmering van de migratie, eutrofiëring, chemische vervuiling,...). Zo zullen niet-resistente soorten bij een verhoogde verstoring snel uit de visgemeenschap verdwijnen omwille van hun gering aanpassingsvermogen. Bij een toenemende habitatdegradatie zal bijgevolg, na een eventuele kortstondige stijging, het aantal soorten uiteindelijk dalen (Fausch *et al.*, 1990; Simon & Lyons, 1995). In deze parameter is er geen rekening gehouden met de aanwezigheid van hybriden of exoten. Deze laatste zijn een rechtstreeks gevolg van een toenemende habitatdegradatie. Door hun goed aanpassingsvermogen kunnen ze vrijkomende niches in verstoorte habitatten makkelijk en snel koloniseren. Dit kan dan leiden tot een verstoring van de oorspronkelijke populatie (Ercken, 1994). De parameter 'totaal aantal soorten' maakt deel uit van vele IBI's (Karr, 1981; Fausch *et al.*, 1984; Leonard & Orth, 1986; Moyle *et al.*, 1986; Fausch & Schrader, 1987; Hughes & Gammon, 1987; Karr *et al.*, 1986; Miller *et al.*, 1988; Crumby *et al.*, 1990; Bramblett & Fausch, 1991; Karr & Dionne, 1991; Oberdorff & Hughes, 1992; Osborne *et al.*, 1992; Ercken, 1994; Oberdorff & Porcher, 1994; Shields *et al.*, 1995; Vanden Auweele, 1995; Lyons *et al.*, 1996; Didier & Kestemont, 1996; Adriaenssens *et al.*, 2000; Belpaire *et al.*, 2000; Breine *et al.*, 2001; Breine *et al.*, 2004).

De invloed van verstoringen op het totaal aantal soorten is een zeer belangrijke factor die nader bekeken dient te worden. We mogen namelijk niet vergeten dat in een natuurlijk, niet-antropogeen verstoord systeem ook verstoringen kunnen en zullen plaatsvinden. Niet voorspelbare verstoringen zullen zorgen voor een daling in de soortendiversiteit. Maar uit onderzoek blijkt (Chesson, 1986; Tonn & Magnuson, 1982) dat matige verstoringen een positieve invloed kunnen uitoefenen op de soortendiversiteit. Een verstoring kan ervoor zorgen dat minder competitieve soorten vrijkomende habitatpatches kunnen innemen en zo, in weliswaar lage populatiedensiteiten, kunnen voorkomen. Soms kan dit leiden tot verwarring in de interpretatie van de resultaten, daar het niet altijd even duidelijk is of de verhoging in soortendiversiteit het gevolg is van een gematigde, natuurlijke of antropogene verstoring. Nader onderzoek over dit fenomeen is dan ook aangewezen om de betrouwbaarheid van deze parameter te maximaliseren.

In Vlaanderen zijn de meeste antropogene verstoringen van dien aard dat zij de tolerantiegrens van vele soorten overschrijden. Het is waarschijnlijk zo dat een lichte verstoring tot een stijging van de soortendiversiteit zal leiden. Maar aangezien in Vlaanderen de meeste waterlopen ernstig antropogeen verstoord zijn, mogen we een lagere soortendiversiteit verwachten dan in onverstoorte omstandigheden.

Naast de gevoeligheid voor de verschillende verstoringvormen, kan deze parameter beïnvloed worden, zij het slechts sporadisch, door herbepotingen. Meestal is dit namelijk maar een tijdelijke oplossing omdat dit maar voor enkele soorten gebeurt en die er al van nature kunnen voorkomen. Veel variatie in de visgegevens kan worden verklaard door de vismethode.

Wanneer we gaan kijken naar de visfauna in Vlaamse diepe meren treffen we een 27-tal mogelijke soorten aan, waarvan een zevental exoten. Voor de berekening van de scorecriteria hebben we ons gebaseerd op Ercken (1994).

Tabel 11. Scorecriteria voor het totaal aantal soorten.

Aantal soorten	Toegekende score
>16 (80,0%)	5
13-16 (66,6%)	4
9-12 (46,6%)	3
5-8 (26,6%)	2
<4	1

Als optimale score voor deze parameter wordt '> 16 soorten' aangenomen (Tabel 11). Dit is een iets scherpere grens als deze bepaald door Belpaire *et al.* (2000). Maar deze auteurs hadden alle stilstaande waters tezamen beschouwd wat iets minder verfijnd is als de onderverdeling in verschillende types. Wateren die in verbinding staan met open wateren kunnen door migratie meer of minder soorten bevatten. In dit type wateren kan een temporele variatie van het aantal vissoorten aanwezig zijn in functie van de migratieperiode.

8.4.2.3 Variabele 2: Gemiddelde tolerantiescores

Bij toenemende degradatie van het water zal het aantal soorten verminderen. In eerste instantie verdwijnen soorten die gevoelig zijn voor verstoringen zodat enkel de meest tolerante soorten overblijven. De tolerantiescores variëren van 1 (hoge tolerantie) tot 5 (intolerantie). Men dient nu op te merken dat we het gemiddelde nemen van al deze tolerantiescores omdat dit zorgt voor een onafhankelijkheid van de parameter voor het totaal aantal soorten. In het andere geval zou een water met een hoger aantal soorten relatief hoger scoren dan een water met minder soorten. Door de onafhankelijkheid van de parameter te garanderen zal een water met weinig maar intolerante soorten hoger scoren dan een water met veel maar tolerante soorten.

Voor alle 27 vissoorten werd er aan de hand van literatuurgegevens een tolerantiewaarde toegekend, rekening houdend met zowel de structuur- als de waterkwaliteit. Ercken (1994) en Vanden Auweele (1995) gaan voor het toekennen van de scores uit van 'cursus vissoorten' (OVb, 1988) en andere literatuurgegevens (Huet, 1952; Varley, 1967; Bruylants *et al.*, 1989; Coussement, 1990; Ercken, 1994). Deze scoretoekenning hebben we grotendeels overgenomen, zij het met enkele kleine aanpassingen of aanvullingen. Zo zijn er sommige soorten, zoals de blauwbandgrondel die toen nog niet ter sprake kwam, die we nu een score hebben toegekend. Ook de zeelt hebben we een score 3 i.p.v. een score 5 toegekend omdat deze vis veeleisend is wat de structuurkwaliteit betreft maar beduidend minder wat betreft de waterkwaliteit (Vandelannoote, 1998).

Soorten uit stromende wateren krijgen volgens Ercken (1994) allen een score 5 toegekend omdat deze een indicator zijn voor de migratiemogelijkheden van en naar deze wateren. Ook zeer intolerante soorten krijgen waarde 5 aangezien zij als eerste het water zullen verlaten in geval van degradatie. Atypische intolerante soorten en sporadisch voorkomende soorten krijgen een intermediaire score 3. Exoten, zeer tolerante soorten en atypische soorten krijgen een score 1, daar deze dikwijls een indicatie zijn van ernstige habitatdegradatie (Tabel 12).

Tabel 12. Toegekende tolerantiescores voor soorten uit diepe meren.

Alver	3	Kolblei	1
Baars	3	Kroeskarper	3
Bermpje	3	Paling	3
Blauwbandgrondel	1	Pos	1
Bruine Amerikaanse dwergmeerval	1	Rietvoorn	3
Bittervoorn	5	Riviergrondel	3
Blankvoorn	1	Snoek	5
Brasem	1	Snoekbaars	1
Driedoornige stekelbaars	1	Tienddoornige stekelbaars	1
Europese meerval	1	Vetje	3
Giebel	1	Winde	3
Grote modderkruiper	5	Zeelt	3
Karper	1	Zonnebaars	1
Kleine modderkruiper	5		

De waarde voor de scorecriteria van deze parameter zijn gebaseerd op Ercken (1994) en voorgesteld in Tabel 13. Op het eerste zicht lijken deze waarden in Tabel 13, nogal aan de lage kant. Maar op zich zijn ze niet zó laag aangezien de soorten elkaar nooit zullen wegconcurreren maar enkel de populatiedensiteit zullen beïnvloeden. Zo zullen in een zeer goed water niet enkel soorten met waarde 5 voorkomen maar ook lager scorende soorten. Dit is een goed argument om de criteria niet te streng te hanteren.

Tabel 13. Scorecriteria voor de gemiddelde tolerantiewaarde.

Gemiddelde tolerantiewaarde	Score
>2.60	5
>2.30-2.60	4
>2.00-2.30	3
>1.70-2.00	2
≤1.70	1

Deze parameter is sterk beïnvloedbaar door herbepotingen. Zo worden snoek, zeelt en paling regelmatig uitgezet. Indien dit gebeurt op plaatsen waar de migratiemogelijkheden beperkt of afwezig zijn of waar voortplanting voor deze soorten onmogelijk is, zal een te hoge waarde voor deze parameter bekomen worden. Naarmate het aantal soorten daalt, zal deze invloed groter worden. Deze parameter garandeert dus een gevoeligheid voor alle factoren die het verdwijnen of herbevolken van bepaalde soorten kunnen bewerkstelligen.

8.4.2.4 Variabele 3: Typesoorten

Deze variabele maakt gebruik van drie vissoorten die typisch zijn voor stilstaande wateren. Hij combineert zowel de gevoeligheid voor verstoring, de aanwezigheid van typische soorten als de relatieve abundantie van elk van deze drie soorten. De drie gebruikte vissoorten hebben een toenemende gevoeligheid voor verstoring met rietvoorn als gevoeligste soort, blankvoorn als intermediair en brasem als minst gevoelige soort. De uiteindelijke score die zal toegekend worden, is dan het resultaat van het gemiddelde van de scores voor elke variabele.

% rietvoorn

Rietvoorn is een typerende soort voor een optimaal stilstaand water met een weelderige plantenvegetatie. De scorecriteria werden overgenomen van Ercken (1994) en Belpaire *et al.* (2000). Voor deze parameter geven we enkel bij afname van het percentage een lagere score.

Tabel 14. Scorecriteria voor % rietvoorn.

Gewichtsperscentage rietvoorn	score
≥10%	5
<10-5%	4
<5-2%	3
<2-1%	2
<1%	1

Herbepotingen kunnen een invloed hebben op deze parameter. Doch dit is enkel van belang indien er effectief rietvoorn wordt uitgezet. In vele gevallen zal rietvoorn als een soort van bijproduct mee uitgezet worden, zij het in verwaarloosbare hoeveelheden, waardoor de invloed op de parameter gering is.

% blankvoorn

Door het gewichtsperscentage i.p.v. de biomassa aan blankvoorn te gebruiken, dit is ook het geval voor rietvoorn en brasem, is deze parameter onafhankelijk van de totale biomassa. Dit is vooral belangrijk voor wateren met een lage totale biomassa of met een dominantie van blankvoorn. Het heeft ook voordelen t.o.v. het gebruik van het aantal individuen omdat deze parameter sterk afhankelijk is van het seizoen en bijhorende rekrutering.

Verschillende, soms tegenstrijdige factoren kunnen deze parameter beïnvloeden. Bij herbepotingen en eutrofiëring zal het percentage blankvoorn stijgen. Externe eutrofiëring en chemische vervuiling zullen dit percentage doen afnemen. Hierdoor zullen andere zeer tolerante vissoorten zoals brasem en paling gaan domineren. Zowel te lage als te hoge percentages blankvoorn zullen dus een lage score krijgen. Men dient op te letten voor de eventuele tegenstrijdige effecten die kunnen optreden. Zo kan bijvoorbeeld een water met een slechte chemische kwaliteit maar met frequente herbepotingen toch een hoge score krijgen wat betreft deze parameter.

Tabel 15. Scorecriteria voor % blankvoorn Ercken (1994), Belpaire et al. (2000).

Gewichtsperscentage blankvoorn	Score
>10-25%	5
25,1-35% 9,9-7,5%	4
35,1-45% 7,4-5%	3
45,1-55% 2,5-4.9%	2
≥55% <2,5%	1

% brasem

Brasem is een vissoort die zich zeer goed kan handhaven in sterk geëutrofiëerde wateren. Hij zal daar domineren samen met blankvoorn en snoekbaars. In wateren met een goede

kwaliteit zal de brasem ook aanwezig zijn, doch zal er nooit domineren. Naargelang de graad van eutrofie toeneemt, zal eerst de blankvoorn en daarna pas de brasem gaan domineren. Wat de scorecriteria voor deze parameter betreft, baseren we ons op Ercken (1994) en Belpaire *et al.* (2000).

Tabel 16. Scorecriteria voor % brasem.

Gewichtspercentage brasem	Score
>0-10%	5
>10-20%	4
>20-30%	3
>30-40%	2
>40% 0%	1

We gebruiken het gewichtspercentage aan brasem omdat dit ervoor zorgt dat de parameter onafhankelijk wordt van de totale biomassa. Verder kan het gewichtspercentage aan brasem in een optimaal water laag zijn, doch hij zal steeds aanwezig zijn. Dit is niet altijd het geval in sterk verstoorde wateren zodat we bij afwezigheid van brasem een score één moeten toekennen.

Deze parameter kan worden beïnvloed door een aantal factoren zoals, de toenemende eutrofiëring, herbepotingen van brasem, achteruitgang van andere vissoorten door een hoge graad van chemische verstoring, enz. die allen zullen resulteren in een toename van het gewichtspercentage aan brasem.

8.4.2.5 Variabele 4: Gewichtspercentage exoten

De exoten in Vlaanderen zijn allen zeer tolerante soorten die dikwijls als belangrijke concurrenten kunnen beschouwd worden voor onze inheemse visfauna. Slechts in zeldzame gevallen zullen ze een vrije niche innemen zonder verdere gevolgen voor de al aanwezige visgemeenschap. Voorbeelden van exoten in onze stilstaande wateren zijn de snoekbaars, blauwbandgrondel en zonnebaars. Exoten kunnen onze wateren bereiken via, al dan niet gewilde, herbepotingen of via migratie vanuit andere wateren waar ze zich al gevestigd hadden. De scores worden toegekend op basis van het gewichtspercentage aan exoten. Weinig exoten betekent een hoge score en *vice versa*. De scorecriteria werden toegekend op basis van Ercken (1994) en Belpaire *et al.* (2000) (Tabel 17).

Tabel 17. Scorecriteria voor gewichtspercentage exoten.

Gewichtspercentage exoten	Score
≤1%	5
>1-4%	4
>4-7%	3
>7-10%	2
>10%	1

8.4.2.6 Variabele 5: Gewichtsverhouding piscivoren/niet-piscivoren

Een gezond ecosysteem is gebaseerd op een voedselpyramide waarbij de opeenvolgende trofische niveaus elkaar in evenwicht dienen te houden. Dit betekent dat er een voldoende groot bestand aan roofvis moet zijn om de andere soorten in te perken, zodat de

voedselbronnen voor deze prooi-soorten niet uitgeput raken. OVB geeft als optimale piscivoren/niet-piscivoren verhouding 1/7 (0.14%) aan. Deze waarde wordt dan ook aangehouden bij het opstellen van de scorecriteria, de andere waarden werden empirisch door Ercken (1994) vastgelegd en overgenomen.

Zowel bij een overmaat als bij een tekort aan roofvis zal men een onstabiel ecosysteem verkrijgen zodat de scorecriteria aan beide gevallen dienen aangepast te zijn. Tot de piscivoren worden de snoekbaars, snoek en baars (> 20 cm) gerekend, als niet-piscivoren de brasem, kolblei, blankvoorn en rietvoorn.

Tabel 18. Scorecriteria voor verhouding piscivoren/niet-piscivoren.

Verhouding piscivoren/niet-piscivoren	Score
0,20-0,14	5
<0,14-0,10 >0,20-0,25	4
<0,10-0,067 >0,25-0,33	3
<0,067-0,05 >0,33-0,50	2
<0,05 >0,50	1

De optimale score wordt dus toegekend aan wateren die de, volgens het OVB aangegeven, optimale verhouding van 1/7 benaderen.

8.4.2.7 Variabele 6: Rekrutering en biomassa

In deze parameter maken we gebruik van twee vissoorten die typisch zijn voor een onverstoord stilstaand water, nl zeelt en snoek. Beiden zijn een indicatie voor de aanwezigheid van een goede onderwater vegetatie, die onontbeerlijk blijkt te zijn in de levenscyclus van beide soorten. Nu is niet alleen de aanwezigheid van deze soorten een belangrijk gegeven, maar ook de rekrutering is van belang om van een gezonde populatie te kunnen spreken. Vandaar dat deze parameter is opgenomen in de index. De aanwezigheid van snoekindividuen kleiner dan 20 cm wordt beschouwd als een teken van natuurlijke rekrutering. Voor zeelt is deze lengte vastgelegd op 12 cm. Naast de aanwezigheid van natuurlijke rekrutering voor deze vissoorten is ook de bezetting belangrijk. Zo geeft OVB 50kg/ha aan als een optimale hoeveelheid snoek. Dit kan eerder ervaren worden als zijnde aan de lage kant daar dit inhoudt dat gedurende het elektrische vissen waarbij er 250m² wordt afgevist slechts 1.5kg snoek moet gevangen worden. Toch klinkt dit aannemelijk indien men bedenkt dat enkel de oeverzone wordt bevist en men dus een groot deel van het water links laat liggen. Voor zeelt werd er nog geen optimale hoeveelheid berekend. Daarom nemen we dezelfde waarden als voor snoek.

De parameter zal voornamelijk gevoelig zijn voor herbepotingen daar deze vissoorten nogal dikwijls worden uitgezet voor de sportvisserij. Vooral wanneer er kleinere exemplaren worden uitgezet kan dit leiden tot het toekennen van een te hoge parameterscore. Ook de seizoensale variatie kan een grote rol spelen in de beïnvloeding van deze parameter. Zo zal vooral tijdens de paaiperiode de kans op een hogere score toenemen.

In tegenstelling tot Ercken (1994) hebben we beide soorten in één parameter geïntegreerd. Daarom nemen we het gemiddelde van de scores van beide soorten als uiteindelijke parameterwaarde zodat beiden éénzelfde aandeel hebben in de uiteindelijke IBI-waarde. We gebruiken wel de originele scorecriteria opgesteld door Ercken (1994).

Tabel 19. Scorecriteria voor snoek.

Biomassa snoek kg/ha	Rekrutering	score
>20	+	5
10-20	+	4
<10	+	3
>20	-	2
<20	-	1

Tabel 20. Scorecriteria voor zeelt.

Biomassa zeelt kg/ha	Rekrutering	Score
>15	+	5
10-15	+	4
<10	+	3
>15	-	2
<15	-	1

In deze scorecriteria wordt zowel rekening gehouden met de natuurlijke rekrutering als met de biomassa. Merk op dat de afwezigheid van natuurlijke rekrutering inhoudt dat een maximale score 2 kan toegekend worden. Dit duidt opnieuw op het belang van natuurlijke rekrutering om van een stabiel en gezond ecosysteem te kunnen spreken.

8.4.2.8 Variabele 7: Totale biomassa

Heldere, niet eutrofe stilstaande wateren (snoek-zeelt-rietvoorntype) hebben een optimale biomassa van 100 tot 350 kg/ha (OVb, 1988; Coussement, 1990). Bij een toenemende eutrofiering zal de hogere primaire productie aanleiding geven tot een verhoging van de biomassa. Vervuiling leidt tot een daling van de biomassa, met in het extreem geval het verdwijnen van alle vis. Zo kan het dat beide effecten elkaar opheffen zodat er ogenschijnlijk niets aan de hand is met de biomassa. Analyse van de overige parameters moet dit aan het licht brengen. De scoreprocedure van de variabele werkt dus in twee richtingen, daar zowel een te hoge als een te lage biomassa het gevolg is van negatieve invloeden. Beiden zullen dan ook een lage score krijgen in de index (Tabel 21).

Tabel 21. Scorecriteria voor totale biomassa.

Biomassa kg/ha	Score
>100-350	5
>350-500	4
>75-100	
>500-650	3
>50-75	
>650-800	2
>25-50	
>800	1
≤25	

Herbepotingen kunnen een negatieve invloed uitoefenen op deze parameter daar ze voor een tijdelijke verhoging van de biomassa kunnen zorgen, zodat sterk geëutrofeerde wateren een te hoge score zullen worden toegekend. Dit effect is echter tijdelijk omdat de vissen zich niet zullen kunnen handhaven als gevolg van de heersende slechte waterkwaliteit. Slechts in

licht verstoorde wateren kunnen herbepotingen ervoor zorgen dat het water opnieuw permanent een goede parameterscore kan krijgen.

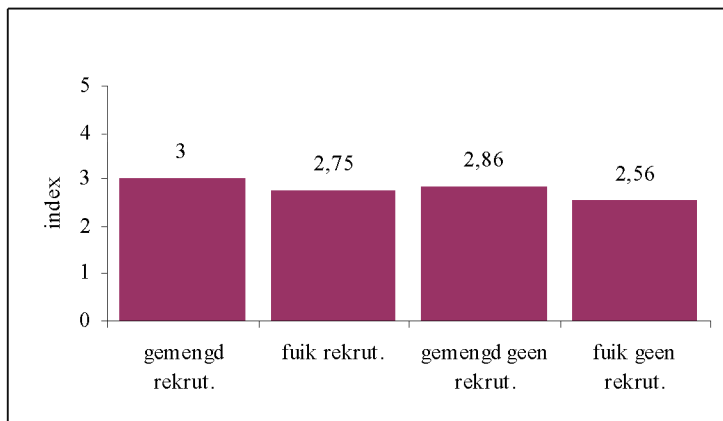
8.4.2.9 Praktische validatie van de IBI score van Schulensmeer voor gemengde en fuikvangst

Het leek ons gepast om de gegevens eens door te rekenen en zo een totale IBI te berekenen voor het Schulensmeer. Om tot een definitieve IBI te komen dient een bepaalde werkvolgorde gerespecteerd te worden. Zo moet er eerst aan elke afvissing een score toegekend worden en dit voor elke parameter. Eens dit gebeurd is, moet men op basis van deze score een klasse gaan toekennen. Het gemiddelde van al deze klassen geeft dan de IBI weer voor die bepaalde parameter. De totale IBI wordt uiteindelijk berekend als zijnde het gemiddelde van de klassenscores voor elke parameter.

Zoals eerder aangehaald zijn er enkele problemen gerezen in het berekenen van de IBI voor zowel 'de totale biomassa' als voor 'rekrutering en biomassa'. Deze gegevens waren niet ter onzer beschikking en we hebben dit dan ook zo goed mogelijk proberen op te vangen. Zo hebben we aangenomen dat de beviste oppervlakte telkens 100m² bedroeg om zo de omrekening te kunnen maken naar kg/ha, de standaardeenheid voor totale biomassa. In deze keuze zijn we gesteund door zowel Simoens *et al.*, 2002 als door Verreycken *et al.*, 2002. Een tweede probleem dat zich stelde was het gebrek aan gegevens in verband met de natuurlijke rekrutering van snoek. Bijkomend aan dit probleem waren de regelmatige herbepotingen met kleine snoek (<20cm) (Simoens *et al.*, 2002). De aanwezigheid van deze pootsnoeken leidt in ieder geval tot de veronderstelling dat er natuurlijke rekrutering is. Om dit alles te omzeilen hebben we de totale IBI berekend, zowel in aan- als afwezigheid van rekrutering van snoek en gekeken naar de onderlinge verschillen.

Rekening houdend met deze beperkingen hebben we de totale IBI berekend voor alle afvissingen samen, alsook voor enkel de fuikafvissingen. De reden hiervoor ligt hem in het feit dat de variatie, voor elke parameter, binnen één enkele fuikvangst veel lager ligt dan binnen één enkele elektrische vangst. We willen namelijk een methode aanreiken die niet enkel de beste resultaten kan garanderen maar ook de praktische haalbaarheid dient in het achterhoofd gehouden te worden. Indien men besluit om enkel elektrische vangsten uit te voeren zullen meerdere afvissingen noodzakelijk zijn, wat zowel financieel als op gebied van werkdruk voor de nodige stijging zal zorgen. Tussen experts is hieromtrent nog geen consensus. Sommige pleiten voor het gebruik van één methode, de meest stabiele (in dit geval de fuikvangst), terwijl andere stellen dat een combinatie en koppeling van de vangstresultaten van verschillende methoden het meest aangewezen is, omdat om die manier een meer representatief beeld kan bekomen worden van de visgemeenschap.

Volgende resultaten werden bekomen voor het Schulensmeer:



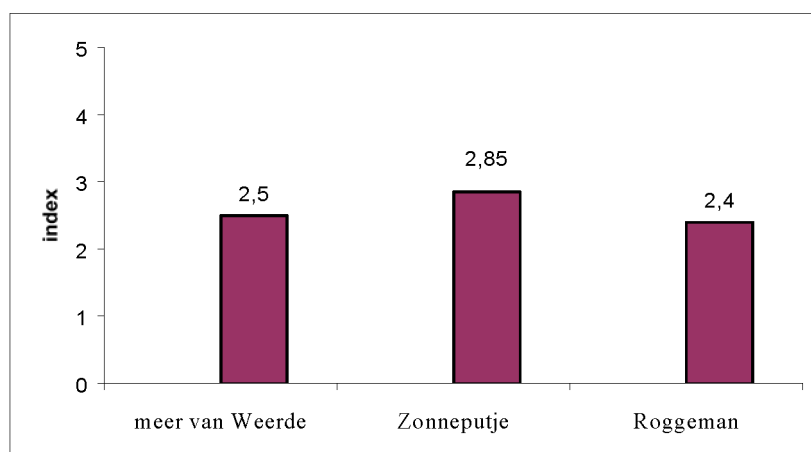
Figuur 11. Totale IBI van het Schulensmeer.

Het is onmiddellijk duidelijk uit Figuur 11 dat er geen grote verschillen zijn tussen de IBI berekend met enkel fuikgegevens en de IBI berekend met alle gegevens.

8.4.3 Bepaling van de index voor de overige types van stilstaande wateren

Voor elk type van stilstaand water werd er, op basis van de reeds ontwikkelde index voor grote diepe alkalische meren, een IBI berekend. Het resultaat hiervan werd geëvalueerd op basis van expertkennis, gezien een statistisch evaluatie niet mogelijk was door het beperkte aantal gegevens. In de toekomst zal dan door uitbreiding van de gegevensbank een meer doorgedreven evaluatie mogelijk zijn.

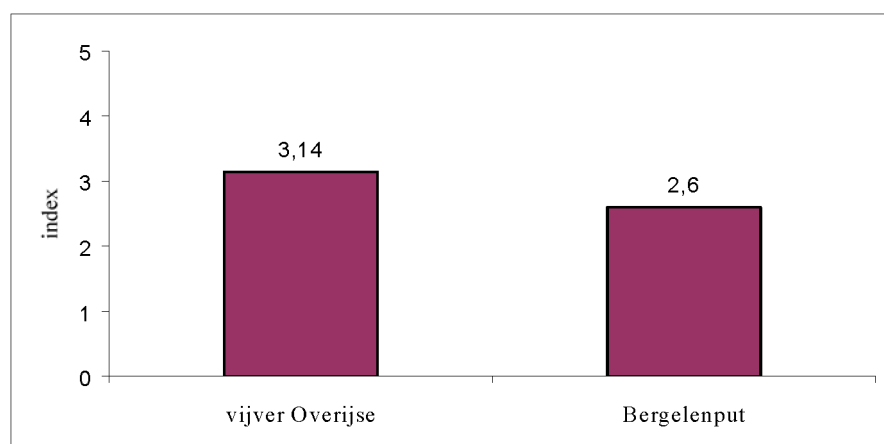
8.4.3.1 Ionenrijke alkalische meren



Figuur 12. IBI-scores bekomen door toepassing van de index voor grote diepe alkalische meren.

Op basis van bovenstaande resultaten (Figuur 12), kunnen we aannemen dat de gebruikte parameters een gunstig resultaat opleveren. De berekende indexwaarden komen namelijk goed overeen met wat we zouden verwachten op basis van structuurkenmerken, waterkwaliteit en vissoorten.

8.4.3.2 Matig ionenrijke alkalische meren

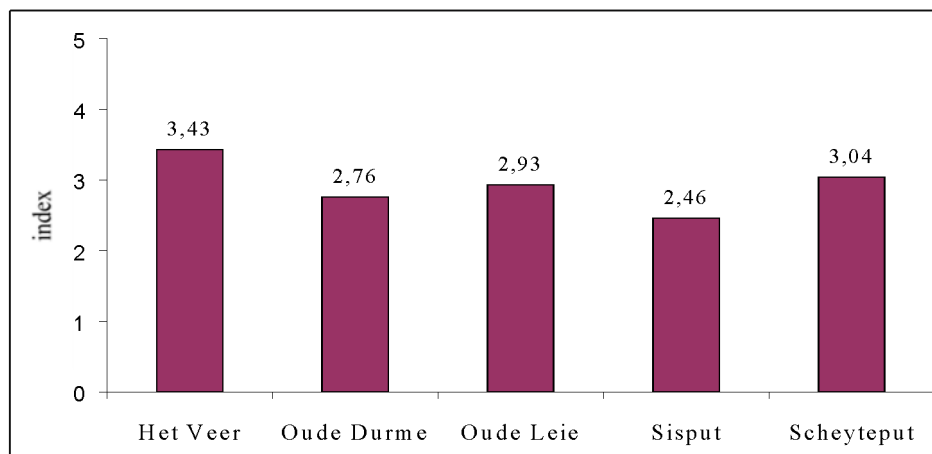


Figuur 13. IBI-scores bekomen door toepassing van index voor grote diepe alkalische meren.

Uit Figuur 13 lijken de gebruikte parameters een waarheidsgetrouw beeld te verschaffen. Opnieuw kunnen we op basis van structuurkenmerken, waterkwaliteit en vissoorten besluiten

dat de berekende IBI-scores onze verwachte waarden sterk benaderen. Dit spreekt uiteraard in het voordeel van de gebruikte index, waardoor we kunnen besluiten dat de index voor grote diepe alkalische meren voor dit type stilstaand water onveranderd kan worden overgenomen.

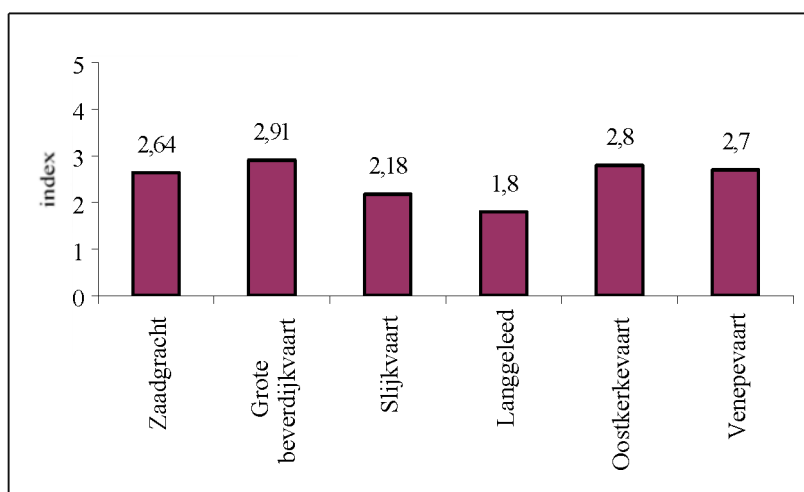
8.4.3.3 Oude rivierarmen



Figuur 14. IBI-scores bekomen door toepassing van de index voor grote diepe alkalische meren.

Na berekening van de indexwaardes (Figuur 14) voor dit type stilstaand water kan gesteld worden dat de resultaten de verwachtingen, gebaseerd op andere kenmerken dan visgemeenschap gerelateerde, beantwoord worden. De index voor grote diepe alkalische meren kan dan ook integraal worden overgenomen voor deze systemen.

8.4.3.4 Polderwaterlopen



Figuur 14. IBI-scores bekomen door toepassing van index voor grote diepe alkalische meren.

Het doorrekenen van de index op de gegevens van de polderwaterlopen (Figuur 14) levert bovenstaande resultaten op. Vergelijken we deze met de resultaten die we zouden verwachten op basis van structuurkenmerken en waterkwaliteit dan kunnen we besluiten dat beide resultaatengroepen elkaar voldoende benaderen om te mogen aannemen dat de index, in de toekomst zonder veranderingen kan worden toegepast.

8.4.4 Integrale parameterbespreking voor de onderzochte wateren

8.4.4.1 Inleiding

In wat volgt trachten we na te gaan of er binnen elke afzonderlijke parameter van de opgestelde index geen in het oog springende resultaten voorkomen. We zullen eveneens mogelijke verschillen tussen de verschillende types van wateren proberen te ontdekken en waar mogelijk te verklaren. Hierbij werden tevens enkele kunstmatige en sterk gemodificeerde watertypes (kanalen en vaarten) opgenomen, waarop de index mogelijks zal moeten toegepast worden in de toekomst.

8.4.4.2 Totaal aantal soorten



Figuur 15. Parameterscores voor totaal aantal soorten.

Binnen deze parameter mogen we ervan uitgaan dat er geen grote verschillen zijn, noch onderling, noch tussen de verschillende types stilstaande wateren. Alle indexwaarden schommelen rond een score 3 en er zijn geen uitschieters te bemerken.

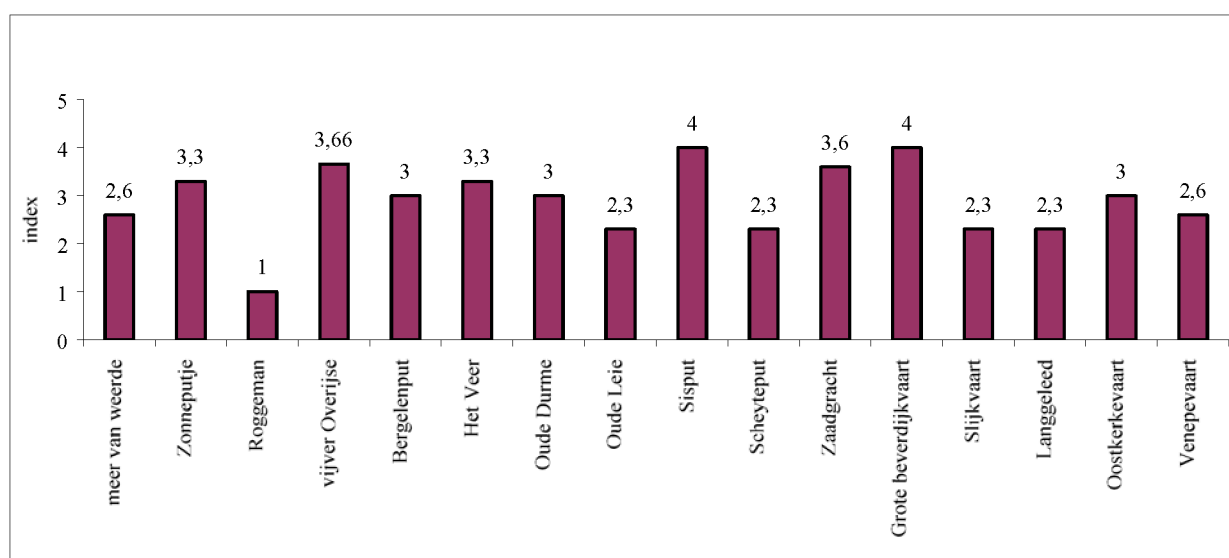
8.4.4.3 Gemiddelde tolerantiescore



Figuur 16. Parameterscores voor gemiddelde tolerantie.

Opnieuw zijn er geen echte uitschieters tussen de resultaten. Tussen de verschillende types kunnen we ook geen echte afscheidingen vinden. Het is wel zo dat uit deze resultaten naar voor komt dat de ionenrijke alkalische en de matig ionenrijke alkalische meren, wat deze parameter betreft althans, beter scoren dan de polderwaterlopen. Toch kan dit niet als een afdoend bewijs gebruikt worden om definitieve conclusies te trekken aangezien het aantal onderzochte wateren per type te klein is om dit soort stellingen te bekrachtigen.

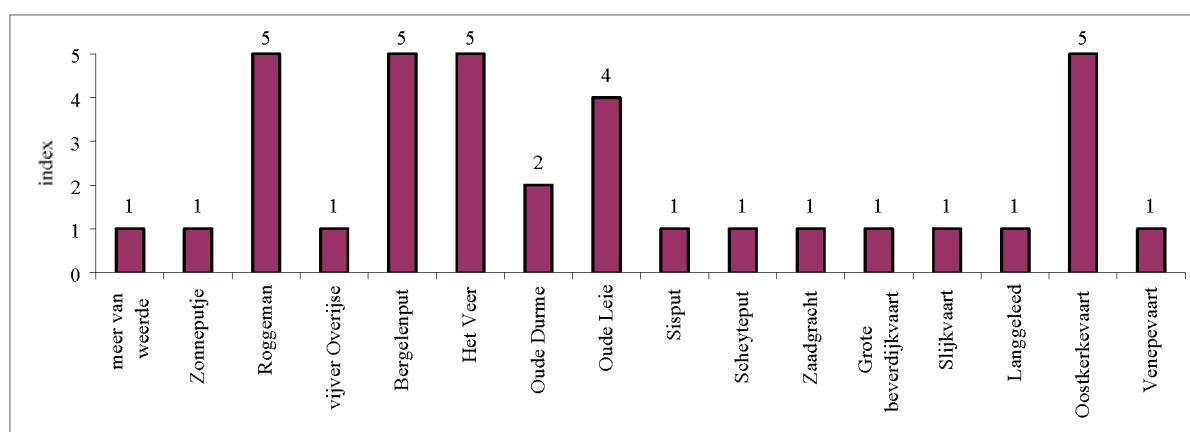
8.4.4.4 Gewichtspercentage typesoorten



Figuur 17 Gewichtspercentage typesoorten.

Op het eerste zicht schommelen bijna alle wateren rond een gemiddelde van drie. Enkel het ionenrijke alkalisch meer, de Roggeman, wijkt hiervan af. Deze lage score is te wijten aan de afwezigheid van zowel de typesoorten rietvoorn als brasem.

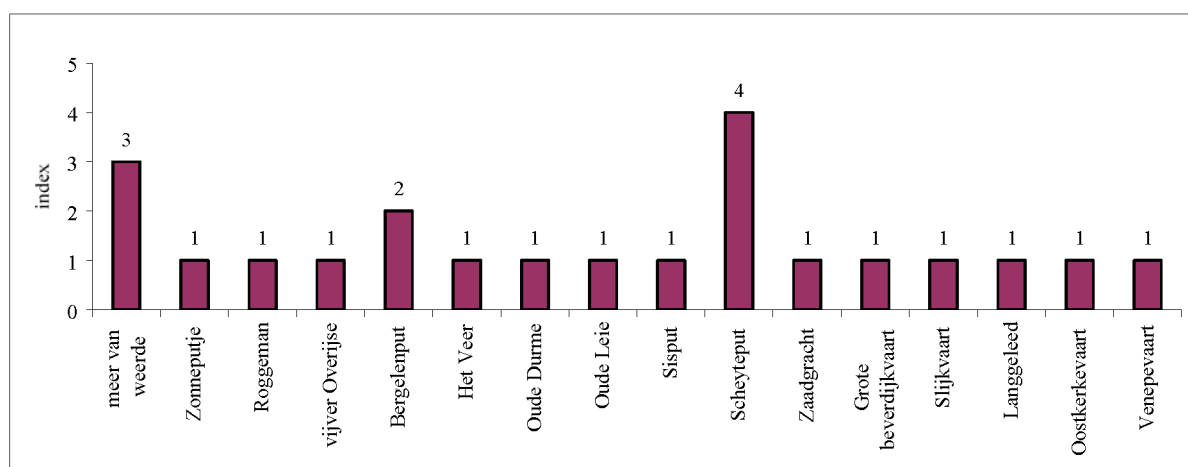
8.4.4.5 Gewichtspercentage exoten



Figuur 18 Parameterscore voor gewichtspercentage exoten.

Bovenstaande grafiek geeft duidelijk een veel onregelmatiger verdeling van de scores voor deze parameter. Dit patroon kan vrij makkelijk verklaard worden als we naar de visgegevens gaan kijken. De uitschieters (score 4 en 5) zijn allemaal het gevolg van de afwezigheid of laag percentage van exoten (uitgedrukt in gewichtsprocenten).

8.4.4.6 Gewichtsverhouding piscivoren/niet-piscivoren



Figuur 19 Parameterscore piscivoren/niet-piscivoren.

De uitschieter van de oude rivierarm, de Scheyteput, is het rechtstreekse gevolg van de jaarlijkse uitzetting van zesweekse snoek (tot 840 stuks per jaar). Ook de licht afwijkende score van het meer van Weerde kan meer dan waarschijnlijk verklaard worden door herbepotingen in rekening te brengen.

8.4.4.7 Natuurlijke rekrutering en biomassa (kg/ha)



Figuur 20 Parameterscore voor rekrutering en biomassa.

De hoge waarde van zowel de Bergelenput als van de Oude Leie voor deze parameter is te danken aan de aanwezigheid van zeelt <12 centimeter. Dit in combinatie met een goede visstand staat garant voor een goede score voor deze parameter.

Belangrijk om op te merken is de afwezigheid van rekruteringsgegevens van snoek, waardoor we voor onze berekening hebben aangenomen dat er nooit rekrutering van snoek is. Dit kan gedeeltelijk de lage scores voor deze parameter verklaren aangezien er slechts een maximale score twee voor dit onderdeel van de parameter kan bekomen worden. Het is dan ook aan te raden deze gegevens in de toekomst te verzamelen.

8.4.4.8 Totale biomassa (kg/ha)



Figuur 21 Parameterscore voor totale biomassa.

Daar het mes voor deze parameter aan twee kanten snijdt, behalen zowel het meer van Weerde als de Bergelenput een lage score. Voor het meer van Weerde is er sprake van een zeer lage biomassa, daar waar er voor de Bergelenput sprake is van een uitzonderlijk hoge biomassa (tot 2000 kg/ha). De overige wateren scoren vrij goed tot goed en vertonen slechts lichte afwijkingen van het gemiddelde.

8.4.5 Besluit

Besluitend kan aan de hand van de resultaten gesteld worden dat we voor de belangrijkste types stilstaande wateren een index hebben kunnen opstellen, uitgaande van een extrapolatie van de index voor de grote diepe alkalische wateren. Deze hebben we kunnen toepassen op de gegevens van de andere types en hieruit blijkt dat er geen onverwachte resultaten bekomen worden die een bijsturing van de index zouden vereisen. Uit bovenstaande grafieken mogen we concluderen dat er geen grote verschillen merkbaar zijn tussen de afzonderlijke types van stilstaande wateren. Toch mag men dit niet als een éénduidig besluit gaan interpreteren. Het is namelijk zo dat deze grafieken gebaseerd zijn op een beperkt aantal wateren per type en het kan goed zijn dat bij een meer uitgebreide analyse er toch andere trends of patronen zichtbaar worden. Bijkomende nationale en internationale gegevens zijn daarvoor aangewezen en het IBW heeft in die context recentelijk een hogere prioriteit gegeven aan het verzamelen van vangstgegevens in deze types.

Wat de standaardisering van de vismethode en aantal staalnameplaatsen betreft kunnen we, zoals eerder aangehaald, stellen dat de voorschriften van het CEN-document dienen opgevolgd te worden. De standaardisatie van de elektrische vangst is al gebeurd en deze voorschriften kunnen nu al nagevolgd worden. In de toekomst kan dit analoog gebeuren voor de andere vangstmethodes. In de toekomst dient er bijzondere aandacht besteed te worden aan het verzamelen van gegevens omtrent rekrutering en totale biomassa (kg/ha) om de hiermee gerelateerde variabelen te kunnen berekenen.

8.5 De overgangswateren

8.5.1 Klassen en variabelen van de visindex voor overgangswateren

8.5.1.1 Inleiding

De visindex voor de Vlaamse overgangswateren is samengesteld uit verschillende variabelen ondergebracht in verschillende klassen. De voorgestelde klassen met bijhorende variabelen worden voorgesteld in Tabel 22. Voor het opstellen van deze index hebben we ons gebaseerd op de resultaten van vorige studies (Adriaenssens *et al.*, 2002a,b; en Breine *et al.*, 2001). Waar nodig hebben we de index aangepast zowel wat de keuze van metrieken als toekennen van scores betreft.

Tabel 22. Klassen en variabelen van de visindex voor overgangswateren.

Klasse		Variabele
Soortenrijkdom en soortensamenstelling		
	1	Totaal aantal soorten
	2	Gemiddelde tolerantie
	3	Typesoorten
Trofische samenstelling		
	4	Aantalpercent piscivoren / niet-piscivoren
Hoeveelheid vis en conditie		
	5	Totale biomassa
Ecologische groepen		
	6	Diadrome soorten

8.5.1.2 Variabele 1: Totaal aantal soorten

De variabele 'totaal aantal soorten' integreert twee eigenschappen van een waterloop in de uiteindelijke beoordeling, namelijk de waterkwaliteit en de structuurkwaliteit. De variabele is gevoelig voor verschillende vormen van verstoring (belemmering van migratie, eutrofiëring, chemische vervuiling,...). Niet-resistente soorten zullen bij een verhoogde verstoringgraad snel uit de visgemeenschap verdwijnen omwille van een gebrek aan aanpassingsvermogen. Bij een toenemende habitatdegradatie zal bijgevolg het aantal soorten dalen (Fausch *et al.*, 1990; Simon & Lyons, 1995).

De invloed van verstoringen op het totaal aantal soorten is een zeer belangrijke factor die nader bekeken dient te worden. We mogen namelijk niet vergeten dat in een natuurlijk, niet-antropogeen verstoord systeem ook verstoringen kunnen plaatsvinden. Niet voorspelbare verstoringen zullen zorgen voor een daling in de soortendiversiteit. Matige verstoringen op regelmatige tijdstippen blijken een positieve invloed uit te oefenen op de soortendiversiteit (Chesson, 1986; Tonn & Magnuson, 1982). Een verstoring kan er immers voor zorgen dat minder competitieve soorten vrijkomende habitatpatches innemen en aldus in lage populatiedensiteiten kunnen voorkomen. Soms kan dit leiden tot verwarring in de interpretatie van de resultaten, daar het niet altijd even duidelijk is of de verhoging in soortendiversiteit het gevolg is van een gematigde, natuurlijke of antropogene verstoring. In Vlaanderen zijn de meeste antropogene verstoringen echter van die aard dat zij de tolerantiegrens van vele soorten overschrijden.

Naast de gevoeligheid voor de verschillende verstoringvormen, kan deze variabele, zij het slechts sporadisch, beïnvloed worden door herbepotingen. Meestal is dit namelijk maar een tijdelijke oplossing omdat dit maar voor enkele soorten gebeurt die daarenboven al van nature kunnen voorkomen. Daarnaast is er de invloed van de selectiviteit van de

bevissingsmethode en seizoenaliteit. Migrerende vissoorten zullen immers slechts in een bepaalde periode van het jaar gevangen worden.

Tabel 23. Soortendiversiteitsklassen en bijhorende kleurencode.

	Totaal aantal soorten	Score
	>20	5
	15 – 20	4
	9 – 15	3
	5 – 8	2
	1 - 4	1

8.5.1.3 Variabele 2: Gemiddelde tolerantiescores

Zoals reeds vermeld bij de stilstaande waters neemt bij toenemende degradatie van de geïntegreerde kwaliteit van het water het aantal soorten af. Eerst verdwijnen de verstoringgevoelige soorten zodat enkel de meest tolerante soorten overblijven. Per vissoort is er, gebaseerd op gegevens uit de literatuur, een tolerantiescore vastgelegd. De tolerantiescores worden zodanig opgedeeld dat een score “1” tolerantie en een score “5” intolerantie weergeeft. Voor de bepaling van de resulterende score nemen we het gemiddelde van al de soortspecifieke tolerantiescores. Dit zorgt voor onafhankelijkheid van de parameter voor het totaal aantal soorten. In het andere geval zou een water met een hoger aantal soorten relatief hoger scoren dan een water met minder soorten. Door de onafhankelijkheid van de parameter te garanderen zal een water met weinig maar intolerante soorten hoger scoren dan een water met veel maar tolerante soorten.

Voor alle vissoorten werd er aan de hand van literatuurgegevens een tolerantiewaarde toegekend, rekening houdend met zowel de structuur- als de waterkwaliteit. De scoreberekening is gebaseerd op Belpaire *et al.* (2000) en Breine *et al.* (2001). Voor soorten die slechts in één van beide werken vermeld worden, wordt de opgegeven waarde gebruikt; voor deze die in beide werken vermeld worden, en dus voorkomen in beide watertypes (brak en zoet), wordt de gemiddelde waarde van de tolerantiescores bepaald (Tabel 24). Dit omdat de tolerantie van een soort beïnvloed kan zijn door het soort van water waarin deze zich bevindt en de score van brakke wateren dus niet kan worden toegepast op het zoetwatergedeelte en omgekeerd.

Zeer intolerante soorten krijgen waarde 5 aangezien zij als eerste het water zullen verlaten in geval van degradatie. Atypische, intolerante soorten en sporadisch voorkomende soorten krijgen een intermediaire score 3. Exoten, zeer tolerante soorten en atypische soorten krijgen een score 1 daar deze dikwijls een indicatie zijn van ernstige habitatdegradatie.

Tabel 24. Tolerantiescores per vissoort.

Nederlandse naam	Tolerantiescore
Driedoornige stekelbaars	1,46
Alver	3,00
Ansjovis	3,00
Baars	2,55
Bermpje	3,00
Bittervoorn	5,00
Blankvoorn	1,27
Blauwband grondel	1,00
Bot	2,38
Amerikaanse dwergmeerval	1,00
Brakwatergrondel	2,00
Brasem	1,33
Dikkopje	3,00
Dunlipharder	3,50
Elft	4,45
Europese meerval	1,00
Fint	3,50
Giebel	1,00
Griet	3,50
Grote modderkruiper	3,55
Karper	1,82
Kleine modderkruiper	5,00
Kleine zeenaald	2,00
Kolblei	1,00
Kroeskarper	3,00
Lozano's grondel	1,49
Paling	2,35
Pos	1,38
Rietvoorn	3,58
Riviergrondel	3,00
Rivierprik	5,00
Schol	4,00
Snoek	4,66
Snoekbaars	1,64
Spiering	3,75
Tong	4,00
Vetje	3,00
winde	3,00
Zalm	5,00
Zeedonderpad	2,00
Zeeforel	5,00
Zeelt	3,00
Zeeprik	5,00
Zonnebaars	1,00

Voor de berekening van de uiteindelijke score dient het gemiddelde berekend te worden van de tolerantiescores van de soorten voorkomend in een bepaalde site. De waarden en de bijhorende klasse worden voorgesteld in Tabel 25.

Tabel 25. Scorecriteria voor de gemiddelde tolerantiewaarde.

Kleurcode	Gemiddelde tolerantiewaarde	Score
	>2.60	5
	>2.00-2.60	4
	>1.60-1.99	3
	>1.20-1.59	2
	≤1.20	1

8.5.1.4 Variabele 3: Typesoorten

Als typesoorten voor de overgangswateren worden soorten gekozen die zowel in de zoete als in de brakke wateren voorkomen. Soorten die aan deze omschrijving voldoen zijn bot (*Platichthys flesus*), driedoornige stekelbaars (*Gasterosteus aculeatus*) en spiering (*Osmerus eperlanus*).

Bij het toekennen van de scoreklassen voor bot en spiering wordt ervan uitgegaan dat deze soorten voldoende vertegenwoordigd zijn in de overgangswateren bij goede kwaliteitscondities. Gezien een overdreven aantal individuen bij deze soorten zou kunnen wijzen op een verstoring van het systeem, wordt eveneens lager gescoord bij zeer hoge abundantie. Voornamelijk in het geval van bot is bekend dat een hoge abundantie kan wijzen op stresssituaties gezien bot een vrij resistente soort is. Voor wat de driedoornige stekelbaars betreft, wordt ervan uitgegaan dat een toenemend aantal overeenkomt met een afnemende kwaliteit van het habitat. Hoe meer individuen er in een staal voorkomen, hoe lager de score dus zal zijn. Om de variabelen geen te groot gewicht te doen krijgen in de uiteindelijke IBI-score wordt een gemiddelde van de scores genomen.

Tabel 26. Scoreklassen voor de typesoorten bot, driedoornige stekelbaars en spiering.

Aantal% bot (B)	Bot Score	Aantal% 3D-stekelbaars	3D-stekelbaars Score	Aantal% Spiering (S)	Spiering Score
> 8 – 40	5	<3	5	> 8 – 40	5
> 8 – 40	5	> 3 – 5	4	> 8 – 40	5
> 8 – 40	5	> 5 – 7	3	> 8 – 40	5
>3-8 en 40-60	2	> 7-9	2	>3-8 en 40-60	2
0-3 en >60	1	>9	1	0-3 en >60	1

Deze variabele combineert zowel de gevoeligheid voor verstoring, de aanwezigheid van typische soorten en de relatieve abundantie van elk van deze soorten. De uiteindelijke score die zal toegekend worden, is dan het resultaat van het gemiddelde van de scores voor elke variabele (zie Tabel 27).

Tabel 27. Scorebepaling voor typesoorten en de bijhorende kleurencode.

Kleurcode	Score	Type soorten
	5	Gem B,3DSB&S score > 4
	4	Gem B,3DSB&S score >3 – 4
	3	Gem B,3DSB&S score > 2 – 3
	2	Gem B,3DSB&S score >1 – 2
	1	Gem B,3DSB&S score 0 – 1

8.5.1.5 Variabele 4: Aantalpercent omnivoren – piscivoren

Een gezond ecosysteem is gebaseerd op een voedselpiramide waarbij de opeenvolgende trofische niveaus mekaar in evenwicht moeten houden. De trofische samenstelling kan opgesplitst worden volgens het principe van Karr (1981) en Oberdorff & Hughes (1992) waar het aandeel omnivore, piscivore en invertivore individuen bekeken wordt. Omnivore soorten voeden zich zowel met plantaardig als dierlijk materiaal en zijn dus generalisten. De abundantie van deze soorten zal toenemen bij degradatie van de waterloop en ze zullen verdwijnen bij sterke degradatie (Vanden Auweele, 1995). Invertivoren eten vooral insecten, maar ook slakken, wormen en crustaceeën. Een lage abundantie aan invertivoren geeft een degradatie van de ongewervelde voedselbron weer (Vanden Auweele, 1995). Piscivoren voeden zich hoofdzakelijk met vissen en worden ook wel specialisten genoemd. Eventueel moet er wel rekening gehouden worden met het groeistadium, gezien vele soorten slechts echt piscivoor zijn vanaf een bepaalde leeftijd.

In Tabel 28 worden de vissoorten ingedeeld volgens hun trofische eigenschappen. Deze indeling wordt gebruikt bij het opstellen van het omnivoren en piscivoren scoresysteem (Tabel 29).

Tabel 28. Trofische groep per vissoort (*I* = invertivoor, *O* = omnivoor, *P* = piscivoor).

Tiendoorrnige stekelbaars	I	Lozano's grondel	I
Driedoorrnige stekelbaars	I	Paling	O
Alver	I	Pos	O
Baars	P	Puitaal	I
Bermpje	I	Rietvoorn	O
Bittervoorn	O	Rivierdonderpad	I
Blankvoorn	I	Riviergrondel	I
Blauwband	O	Rivierprik	P
Bot	I	Rode poon	I
Br. Amerikaanse Dwergmeerval	I	Schar	I
Brakwatergrondel	I	Schol	I
Brasem	I	Snoek	P
Dikkopje	I	Snoekbaars	P
Dunlipharder	O	Spiering	I
Elft	I	Sprot	I
Europese meerval	P	Steenbolk	I
Fint	I	Tong	I
Giebel	I	Vijfdradige meun	I
Griet	I	Vorskwab	I
Grote modderkruiper	I	Vetje	O
Grote zeenaald	I	Wijting	I
Haring	I	Winde	I
Harnasmannetje	I	Zalm	I
Kabeljauw	O	Zeebaars	P
Karper	I	Zeedonderpad	I
Kleine modderkruiper	I	Zeeforel	I
Kolblei	I	Zeelt	I
Koornaarvis	I	Zeeprik	P
Kroeskarper	O	Zonnebaars	I

Tabel 29. Scoreklassen voor *aandeel% omnivore en piscivore vissen in de overgangswateren*.

Aantal% individuen omnivoren	Score	Aantal% individuen piscivoren	Score
2.5 – 20	5	>10 - 50	5
>1 – 2.5 en > 20 – 80	2	>5 – 10 en > 50 – 80	2
0 – 1 en >80 – 100	1	0 – 5 en > 80 - 100	1

Tabel 30. Score voor de gemiddelde aantalpercent tussen omnivoren en piscivoren en hun bijhorende kleurencode.

Kleurcode	Gemiddelde score omnivoren en piscivoren	Score
	> 4 – 5	5
	> 3 – 4	4
	> 2- 3	3
	> 1 – 2	2
	0 – 1	1

8.5.1.6 Variabele 5: Totale biomassa

Heldere, niet eutrofe stromende wateren van de Overgangswateren hebben een optimale totale biomassa van 200 tot 350 kg/ha (Belpaire *et al.*, 2000; Breine *et al.*, 2001). Bij een toenemende eutroficatie zal de hogere primaire productie tot gevolg hebben dat de biomassa toeneemt. Vervuiling leidt tot een daling van de biomassa met in het extreem geval het verdwijnen van alle vis. Zo kan het dat beide effecten elkaar opheffen zodat er ogenschijnlijk niets aan de hand is met de biomassa. Analyse van de overige variabelen moet dit aan het licht brengen. De scoreprocedure van de variabele werkt dus in twee richtingen, daar zowel een te hoge als een te lage biomassa het gevolg zijn van negatieve invloeden. Beiden zullen dan ook een lage score krijgen in de index (zie Tabel 31).

Tabel 31. Scorecriteria voor totale biomassa.

Kleurcode	Biomassa kg/ha	Score
	>200-350	5
	>350-500 en 85 - 200	4
	>500-650 en 60 - 85	3
	>650 – 750 en 25 – 59	2
	>750 en < 25	1

Herbepotingen kunnen een negatieve invloed uitoefenen op deze variabele daar ze voor een tijdelijke verhoging van de biomassa kunnen zorgen, zodat sterk geëutrofeerde wateren een te hoge score zullen worden toegekend. Dit is echter tijdelijk omdat de vissen zich niet zullen kunnen handhaven als gevolg van de heersende slechte waterkwaliteit. Slechts in licht verstoorde wateren kunnen herbepotingen ervoor zorgen dat het water opnieuw een goede blijvende parameterscore kan krijgen.

8.5.1.7 Variabele 6: Diadrome soorten

Diadrome soorten kunnen opgedeeld worden in anadrome en katadrome soorten. Anadrome soorten zijn soorten die migreren van zee naar het zoete deel van grote rivieren om daar te paaien. Rivierprik, zalm, zeeforel, elft, fint en zeeprik zouden volgens Maes *et al.* (1996) goede indicatorsoorten zijn. Deze soorten stellen immers hoge eisen aan de kwaliteit van het water en aan de kwaliteit van de structuur met het oog op het vinden van geschikte

paaiplaatsen. Katadrome soorten migreren van het zoete deel van waterlopen naar zee om aldaar te paaien.

De scoreklassen voor diadrome vissen zijn weergegeven in Tabel 32. Bij afvissingen waarbij het aantal% diadrome soorten tussen de acht en 70% ligt, is het moeilijk om een onderscheid te maken tussen natuurlijke fenomenen en matige humane verstoring, vandaar dat de maximale score (5) niet wordt toegekend bij deze variabele.

Tabel 32. Scoreklassen voor diadrome soorten.

Kleurencode	Aantal% diadrome soorten	Score
	8 – 70	4
	8 - 70	4
	8 – 70	4
	>3 – 8 en 70 –80	2
	0 – 3 en 80 – 100	1

8.5.2 Berekening van de IBI

De uiteindelijke waarde van de visindex voor de overgangswateren is het ongewogen gemiddelde van de scores van de zes variabelen. In Tabel 33 zijn de uiteindelijke kwaliteitsklassen van de IBI voor overgangswateren weergegeven die bekomen worden door uitmiddeling van de zes scores van de verschillende variabelen. Bij afwezigheid van vis wordt de klasse 'Dood viswater' toegekend. Het scoreverloop is lineair, met uitzondering van de twee laatste klassen, waar de IBI-waarden slechts 0,5 eenheden van elkaar liggen.

Tabel 33. Classificatie van overgangswateren en bijhorende kleurencode.

Kleurcode	IBI Overgangswateren	Interpretatie
	4.5 – 5	Zeer goed (referentieconditie)
	4 – 4.499999	Goed
	3 – 3.999999	Matig
	2 – 2.999999	Ontoereikend
	1 – 1.999999	Slecht
	Geen vis	Dood viswater

8.5.3 Praktische evaluatie van de index a.d.h.v. de brakwater- en rivierenindexen

8.5.3.1 Inleiding en doelstelling

De voorgestelde index voor de overgangswateren dient een indicatie te geven van de geïntegreerde ecologische kwaliteit van zowel het zoete als het brakwater gedeelte. De voorgestelde variabelen dienen dan ook toepasbaar te zijn op beide types van water. Dit leidt soms tot moeilijk te maken compromissen vermits beiden verschillende karakteristieken hebben. .

De voorgestelde index voor de overgangswateren maakt gebruik van slechts 6 variabelen (totaal aantal soorten, gemiddelde tolerantie, typesoorten, aantalverhouding piscivoren/omnivoren, totale biomassa en diadrome soorten). Dit wil zeggen dat er een aantal variabelen verschillen tussen de visindex voor stromende wateren. In de laatste wordt onder meer gebruik gemaakt van de 'Gemiddelde Typische Soorten Waarde', 'Het Gewichtspercentage van de Exoten' en van 'Natuurlijke Rekrutering'. In de brakwaterindex

wordt gebruik gemaakt van 'Estuariene Residente Soorten' en van 'Marien Juveniele Migrerende Soorten', allemaal variabelen die uit de Overgangswater Index gelaten werden.

In dit luik wordt de voorgestelde index voor overgangswateren getoetst aan deze voor stromende wateren (Belpaire *et al.*, 2000) en deze voor brakke wateren (Breine *et al.*, 2001). Dit gebeurt door het resultaat van de drie indexen te vergelijken. Indien een grote afwijking vastgesteld wordt, betekent dit dat de voorgestelde index voor overgangswateren niet voldoet en dient te worden aangepast.

Voor wat betreft de zoete getijdenwateren baseren we ons voor de fuikbevissingen op gegevens van afvissingen op de Dender (maart en april 1996). Hoewel dit water niet officieel als overgangswater geklasseerd is, dienen we het te gebruiken omdat er geen gegevens van fuikbevissingen in de overgangswateren ter beschikking zijn. Voor gegevens van elektrische bevissingen wordt gebruik gemaakt van afvissingen in de Dijle (mei 1999). Voor het brakke deel van de overgangswateren worden de brakwaterindex en de hier voorgestelde index voor overgangswateren berekend op fuikgegevens afkomstig van Bath (van april 1995 tot oktober 1999) (Breine *et al.*, 2001).

8.5.3.2 Fuikbevissingen Dender

In Tabel 34 worden de locaties die in de Dender aan de hand van fuiken bemonsterd werden weergegeven. In totaal gaat het om acht plaatsen, verspreid over de Dender tussen Geraardsbergen en Oudegem. Voor elke variabele van beide indexen werden de scores berekend. Vermits de variabele 'Diadrome Soorten' niet gebruikt wordt bij de bepaling van de Visindex voor stromende wateren, kunnen de resultaten van de Visindex voor Overgangswateren niet vergeleken worden.

Tabel 34. Staalnameplaatsen fuikbevissingen Dender.

Staalnamennummer	Staalnameplaats	X-coördinaat	Y-coördinaat
1	Geraardsbergen aan wegverbreding	114128	160633
2	Sas Idegem	119037	165532
3	Pollare SA sluis	124826	168882
4	Liedekerke sluis Denderleeuw	129468	173837
5	Erembodegem	128293	178932
6	Hofstade	127068	183711
7	Sluis Denderbelle	129593	187988
8	Appels (Dendermonde)	129483	190549

Elke staalnameplaats wordt gekenmerkt door een zeer gelijkaardige score voor de visindex voor overgangswateren en de visindex voor stromende wateren (Tabel 35). In alle geval blijkt voor geen enkele score een duidelijke trend waar te nemen waardoor het niet aangewezen lijkt om de scores bij te sturen. Het grootste verschil per staalnameplaats bedraagt 0,74 eenheden, het kleinste verschil bedraagt 0,01 eenheden. In de helft van de gevallen wordt een finale score bekomen die tot dezelfde kwaliteitsklasse behoort. In de andere gevallen geeft een van de twee indices een finale score die resulteert in een andere kwaliteitsklasse.

Tabel 35. Vergelijking van de resultaten van de IBI waarden berekend aan de hand van de visindex voor stromende wateren en deze voor overgangswateren en bijhorende kleurcode.

Staalnameplaats	IBI stromende wateren	IBI overgangswateren	Vershil
Geraardsbergen aan wegverbreding	2.88	2,14	0.74
Sas Idegem	2.50	2,83	0.33
Pollare SA sluis	2.13	2,14	0.01
Liedekerke sluis Denderleeuw	2.50	2,39	0.11
Erembodegem	1.75	2,14	0.39
Hofstade	2.13	1,97	0.14
Sluis Denderbelle	1.88	2,14	0.26
Appels (Dendermonde)	1.50	2,22	0.72

Het verschil wordt hier weergegeven in absolute waarde.

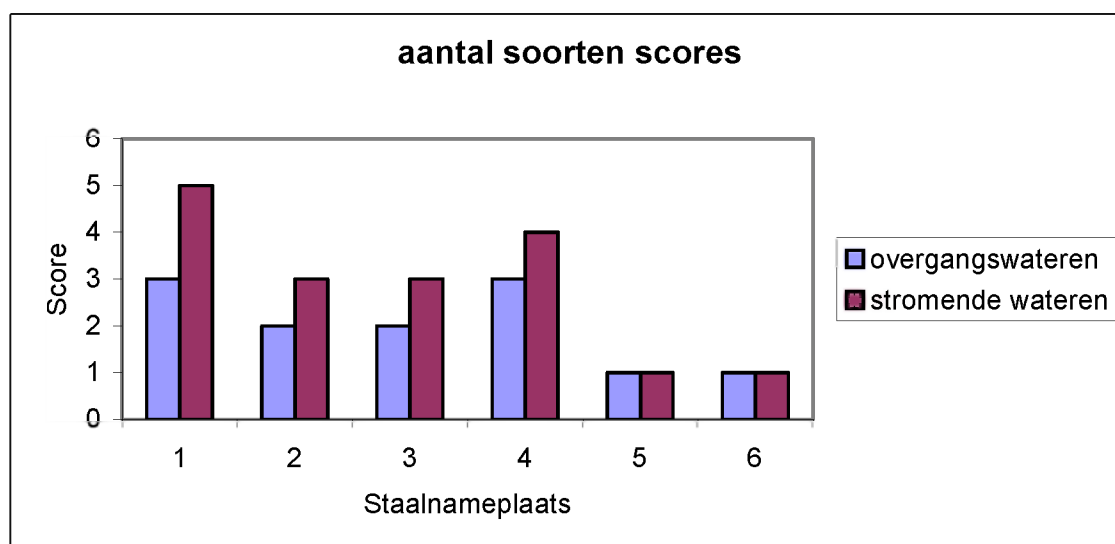
8.5.3.2 Elektrische afvissingen Dijle

In Tabel 36 worden de staalnamepunten die in de Dijle aan de hand van elektrisch vissen bemonsterd werden weergegeven. In totaal gaat het om zes plaatsen.

Tabel 36. Staalnameplaatsen elektrisch vissen Dijle.

Staalnamennummer	Staalnameplaats	X-coördinaat	Y-coördinaat
1	Grens Haacht-Keerbergen, Hansbrug	169191	186338
2	Grens Haacht-Keerbergen	167268	186935
3	Rijmenam, Bonheiden	165263	187670
4	Grens Bonheiden-Boormeerbeek, aan oude Dijle	163077	188054
5	Mechelen, aan Mechels Broek	159437	189779
6	Battel	155015	193418

In Figuur 17 toont de vergelijking van indexwaarde voor 'Aantal Soorten' tussen visindex voor stromende wateren en de hier voorgestelde visindex voor overgangswateren. Hieruit blijkt dat er hogere scores gevonden worden in de stromende wateren indexen; Gezien de visbiodiversiteit in een estuarium ook groter is (cf. referentiesituatie), is dat ook logisch.



Figuur 17. Aantal soorten scores per staalnameplaats en index.

In Tabel 37 zijn de verschillen tussen de berekende IBI-waarden weergegeven. Het grootste verschil per staalnameplaats bedraagt 0,7 eenheden, het kleinste verschil bedraagt 0,1 eenheden. Hoewel de verschillen tussen de finale IBI-scores relatief klein zijn; kan dit toch leiden tot een verschillende kwaliteitsklasse, maar dit stemt ongeveer overeen met de te verwachten nauwkeurigheid van zo'n systeem.

Tabel 37. Vergelijking van de resultaten van de IBI waarden berekend aan de hand van de Visindex voor stromende wateren en deze voor overgangswateren met bijhorende kleurcode.

Staalnameplaats	IBI stromende wateren	IBI overgangswateren	Vershil
Grens Haacht-Keerbergen, Hansbrug	2,6	2,5	0,1
Grens Haacht-Keerbergen	2,0	2,2	0,2
Rijmenam, Bonheiden	2,0	2,5	0,5
Grens Bonheiden-Boortmeerbeek aan oude Dijle	2,0	2,0	0,0
Mechelen, aan Mechels broek	3,0	2,3	0,7
Battel	2,0	2,3	0,3

Het verschil wordt hier weergegeven in absolute waarde.

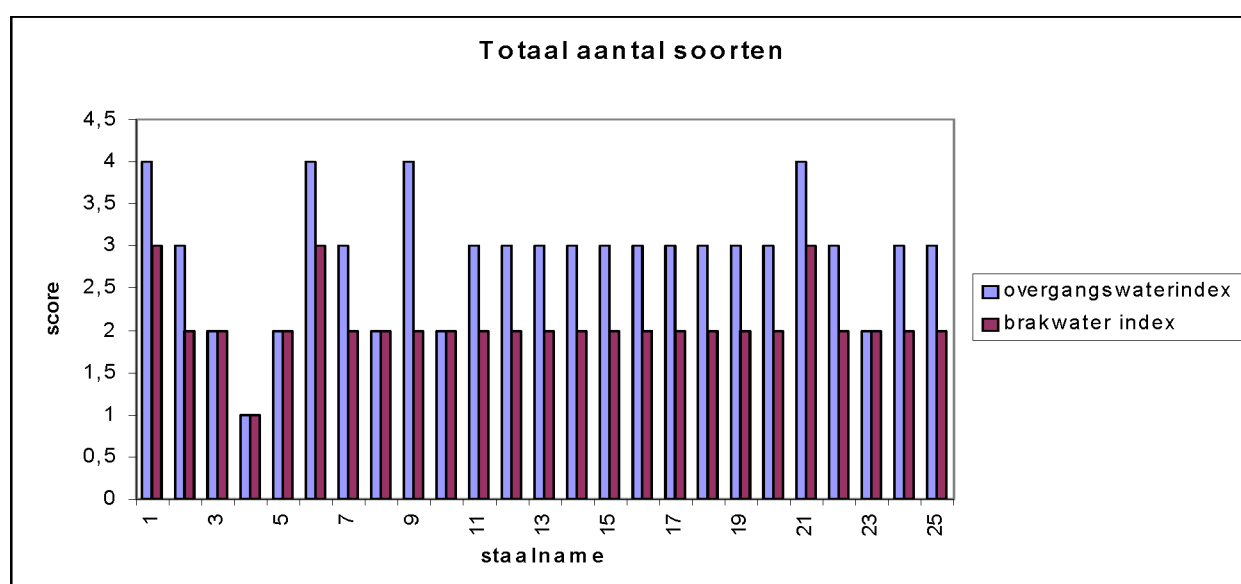
8.5.3.3 Fuikbevissingen brakke getijdenwateren

De hier gebruikte visbestandgegevens zijn afkomstig van Maes (Laboratorium voor Ecologie en Aquacultuur, KU Leuven). De gebruikte informatie is afkomstig van fuikbemonsteringen te Bath in de periode 1995-1999 en op elf plaatsen langsheen de gehele Zeeschelde in 1997. In Tabel 38 wordt het staalnummer en tijdstip van bevissing weergegeven.

Tabel 38. Staalnummer en tijdstip van afvissen van de brakke getijdenwateren.

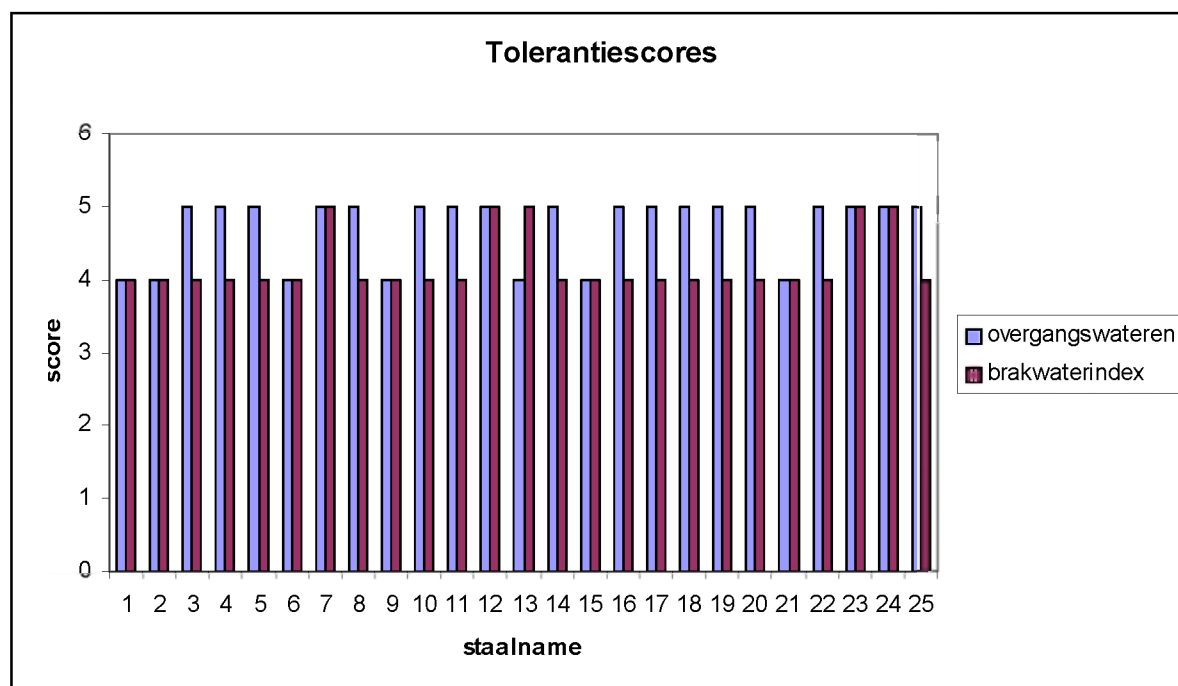
1	April 1995	10	Juni 1997	19	September 1998
2	Mei 1995	11	September 1997	20	Oktober 1998
3	Juni 1995	12	December 1997	21	April 1999
4	Juli 1995	13	Maart 1998	22	Mei 1999
5	September 1995	14	April 1998	23	Juni 1999
6	Oktober 1995	15	Mei 1998	24	September 1999
7	November 1995	16	Juni 1998	25	Oktober 1999
8	December 1995	17	Juli 1998		
9	Maart 1997	18	Augustus 1998		

In Figuur 18 wordt de score voor het aantal bemonsterde soorten vergeleken tussen de berekening aan de hand van de brakwaterindex, voorgesteld door Breine *et al.* (2001) en de hier voorgestelde visindex voor overgangswateren. Hierbij wordt in zes van de 25 staalnames een zelfde waarde aangetroffen voor beide indexen, terwijl in de overige gevallen de overgangswaterenindex een eenheid hoger scoort.



Figuur 18. Totaal Aantal Soorten score per staalname en per index.

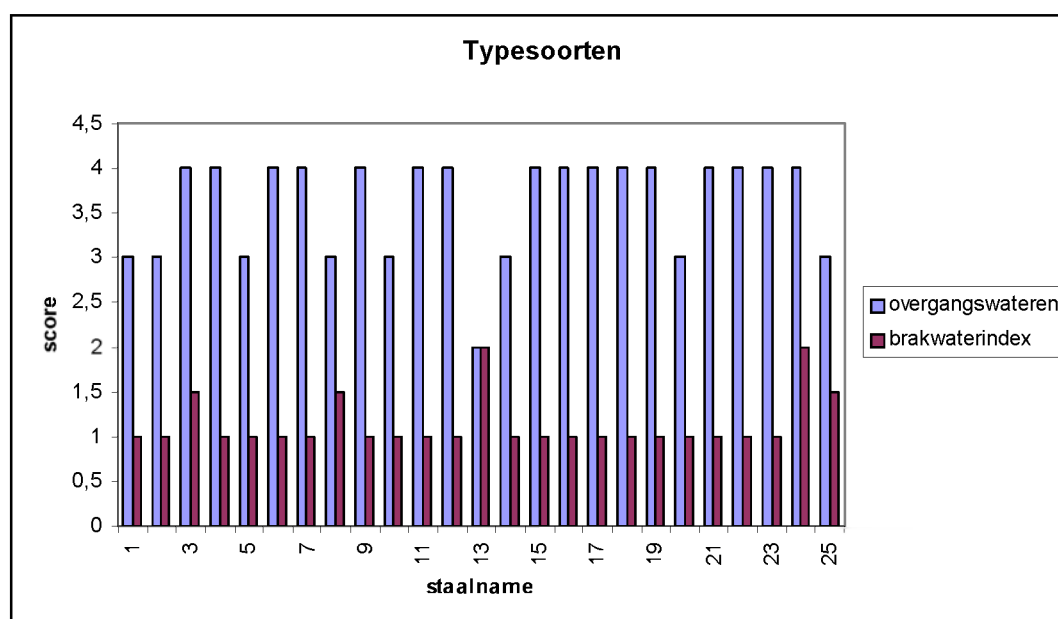
In Figuur 19 wordt het verschil in resultaat van de variabele 'Gemiddelde Tolerantie' weergegeven per staalname.



Figuur 19. Tolerantiescores per staalname en index.

In negen van de 25 staalnamen bekomt men met beide indexen eenzelfde resultaat, en in één geval een eenheid minder, voor wat de tolerantiescores betreft. In de overige gevallen geeft de index voor de overgangswateren één eenheid als resultaat meer.

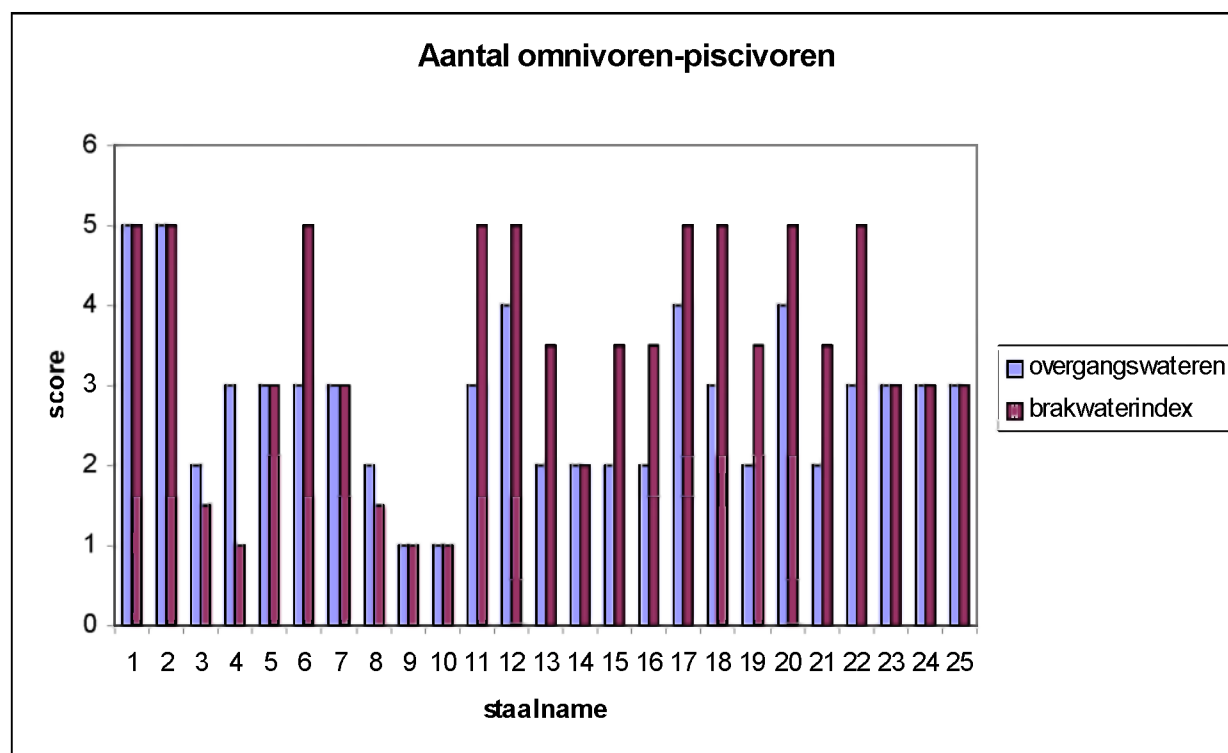
In Figuur 20 wordt de score voor de typesoorten vergeleken tussen de berekening aan de hand van de Brakwaterindex, voorgesteld door Breine *et al.* (2001) en de hier voorgestelde visindex voor overgangswateren.



Figuur 20. Scores voor typesoorten per staalname en per index.

Hier is er in de meeste gevallen een groot verschil tussen de resultaten bekomen met de brakwaterindex en de voorgestelde index voor overgangswateren. In de meeste gevallen is er een verschil tussen beide indexwaarden van twee tot drie eenheden.

In Figuur 21 wordt de score voor deze variabele vergeleken tussen de berekening aan de hand van de Brakwaterindex, voorgesteld door Breine *et al.* (2001) en de hier voorgestelde index voor Overgangswateren.

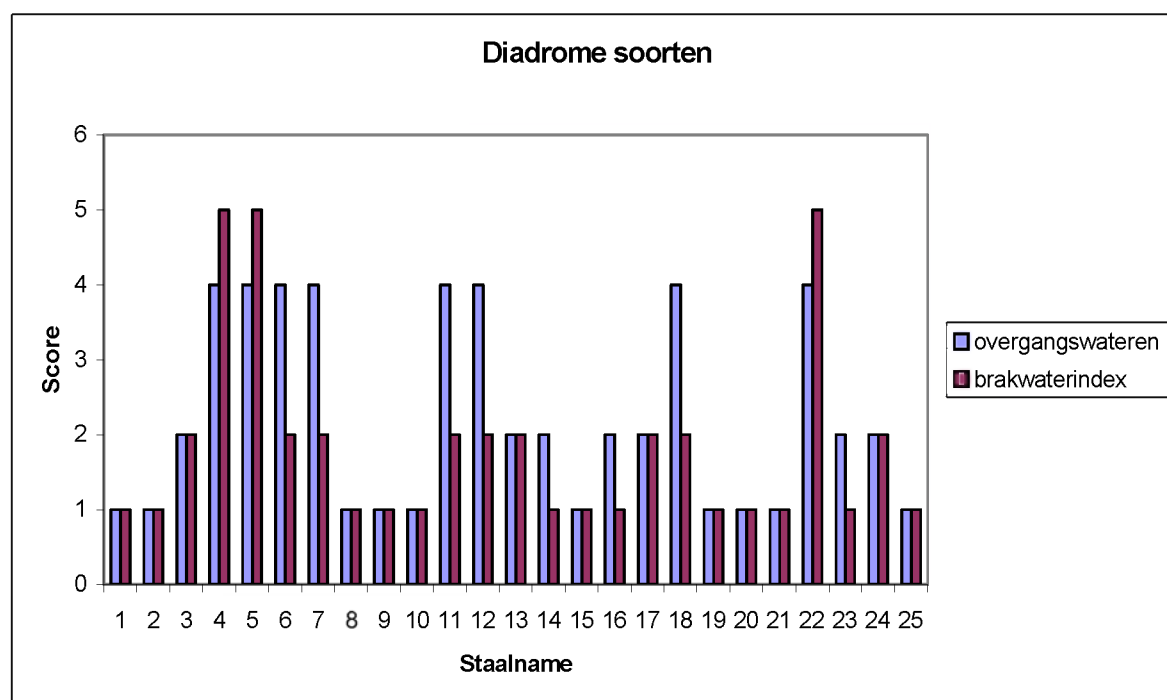


Figuur 21. Scores voor variabele 'Aantal omnivoren-piscivoren'.

Slechts in een beperkt aantal gevallen geeft de voorgestelde index voor overgangswateren een hogere score dan de brakwaterindex. In de helft van de overige gevallen geven beide indices een gelijk resultaat; in de andere helft geeft de brakwaterindex een hogere score.

Wegens het ontbreken van gegevens over de massa van de gevangen vissen was het niet mogelijk deze variabele uit te rekenen. Hij werd dan ook weggelaten bij het bepalen van de finale IBI score per staalname.

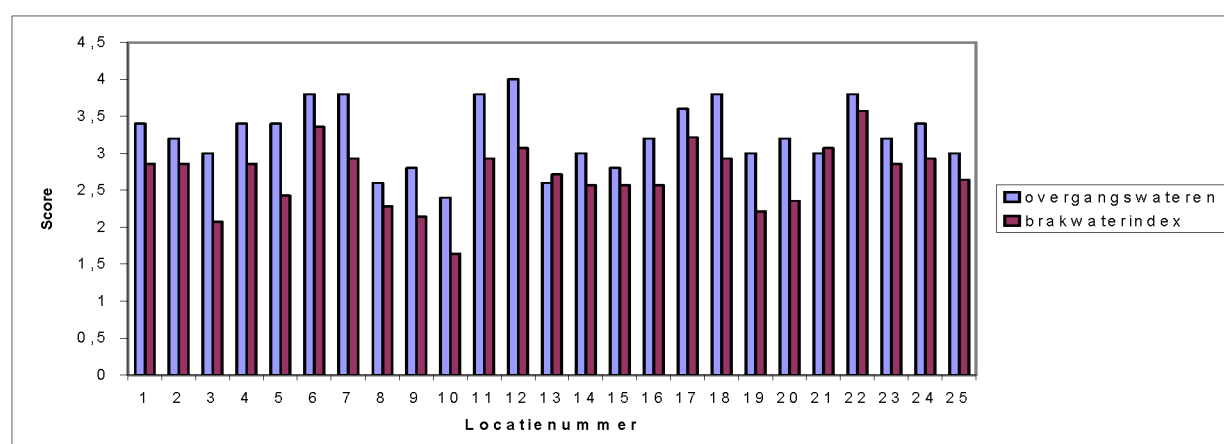
In Figuur 22 wordt de score voor de variabele 'Diadrome soorten' per staalnameplaats vergeleken tussen de berekening aan de hand van de brakwaterindex en de hier voorgestelde visindex voor overgangswateren.



Figuur 22. Score voor 'Diadrome soorten' per staalname en per index.

In de helft van de gevallen bekomen beide indices eenzelfde resultaat. In de overige gevallen is het afhankelijk van de staalname welk van de indices een hogere score tot gevolg heeft. Het grootste verschil per staalname bedraagt twee eenheden.

In Figuur 23 en Tabel 39 zijn de verschillen tussen de finale IBI-waarden weergegeven. Het grootste verschil per staalnameplaats bedraagt 1 eenheid, het kleinste verschil bedraagt 0.1 eenheden. Hoewel de verschillen tussen de finale IBI-scores relatief klein is; kan dit toch leiden tot een verschillende kwaliteitsklasse, wat het geval is in de meeste stalen. In de meeste gevallen bekomt men een hogere klasse bij het gebruik van de voorgestelde index voor overgangswateren. Bovendien dient vermeld te worden dat in de toekomst ook de integratie van de biomasseparameter zou moeten bekeken worden om de index volledig compatibel te maken met de voorschriften van de KRW.



Figuur 23. Finale IBI waarden aan de hand van de Visindex voor overgangswateren en de Brakwaterindex.

Tabel 39. Vergelijking resultaten IBI-waarden berekend aan de hand van de brakwaterindex en de voorgestelde index voor overgangswateren.

Staalname	IBI brakke wateren	IBI overgangswateren	Vershil
April 1995	2,9	3,4	0,5
Mei 1995	2,9	3,2	0,3
Juni 1995	2,1	3,0	0,9
Juli 1995	2,9	3,4	0,5
September 1995	2,4	3,4	1,0
Oktober 1995	3,4	3,8	0,4
November 1995	2,9	3,8	0,9
December 1995	2,3	2,6	0,3
Maart 1997	2,1	2,8	0,7
Juni 1997	1,6	2,4	0,8
September 1997	2,9	3,8	0,9
December 1997	3,1	4,0	0,9
Maart 1998	2,7	2,6	0,1
April 1998	2,6	3,0	0,4
Mei 1998	2,6	2,8	0,2
Juni 1998	2,6	3,2	0,6
Juli 1998	3,2	3,6	0,4
Augustus 1998	2,9	3,8	0,9
September 1998	2,2	3,0	0,8
Oktober 1998	2,4	3,2	0,8
April 1999	3,1	3,0	0,1
Mei 1999	3,6	3,8	0,2
Juni 1999	2,9	3,2	0,3
September 1999	2,9	3,4	0,5
Oktober 1999	2,6	3,0	0,4

Het verschil wordt hier weergegeven in absolute waarde.

8.5.4 Recent en verder onderzoek

Recentelijk werd door Breine *et al.* (submitted) een index voor het brakwatergedeelte van het Schelde estuarium voorgesteld. De auteurs ontwikkelden een nieuwe methode voor de selectie van metrieken en het toekennen van soorten. Enkel gegevens van fuikvangsten berekend als maandgemiddelden, werden gebruikt. Deze index bevat slechts vijf metrieken (Tabel 40). Deze nieuwe aanpak verschilt in hoge mate van de aanpak die hier wordt uiteengezet en we achten het beter om voorlopig de aanpak homogeen te houden (gezien de auteurs ook nog enkel een nieuwe index aanbieden voor het brakwatergedeelte). Daarom opteren we om deze index nog niet op te nemen en af te wachten op de resultaten van de uiteindelijke validatie van de methode dit zowel op nationaal en internationaal niveau.

Tabel 40. Aangepaste versie van de brakwaterindex volgens Breine et al. (submitted).

Metriek	Score				
	0	0.25	0.5	0.75	1
Soorten rijkdom en compositie					
Totaal aantal soorten (excl. zoetwater soorten)	≤7	>7	>9	>10	>11
% Spiering individuen	≤0.33		>0.33	>1.12	>2.68
% Marine juveniele migrerende individuen	≤33.0	>33.0	>54.2	>73.1	>82.0
Trofische compositie en habitat gebruik					
% Omnivore individuen	≥16.44	<16.44	<7.90	<3.37	<1.17
% Piscivore individuen	≤12.84	>12.84	>19.44	>27.23	>41.19

Belangrijke hiaten tot dusver zijn internationale gegevens voor het opstellen van de index. Zeker voor dergelijke complexe systemen lijkt het gevaarlijk om deze heel specifieke gegevens te kunnen gebruiken als basis voor een Europees systeem, temeer omdat de brakwaterindex die als basis gebruikt werd een eerste stap was in het duister en er geen vergelijkingspunten waren met andere systemen (gemeenschappen). De vergelijking met andere gemeenschappen zou als een eerste stap kunnen aanzien worden inzake interkalibratie en validatie. Met het oprichten van de Northeast Atlantic Intercalibration Group wordt er nu wel gewerkt aan het samenbrengen van gegevens zodat een interkalibratie oefening gerealiseerd kan worden in 2006.

8.5.5 Besluiten

Door een beperkte aanpassing van de brakwatervisindex, kon een scoresysteem bekomen worden dat toelaat om de visgemeenschappen in overgangswateren te evalueren. Deze aanpassing was nodig om ook de zoete getijdewateren mee te kunnen evalueren op een homogene manier.

Verder onderzoek zal nodig zijn inzake de bemonsteringsmethoden en de hieraan gelinkte betrouwbaarheid. Het is duidelijk dat overgangswateren heel moeilijk te evalueren zijn door hun enorm complexe spatio-temporele variabiliteit, waarbij vissen bovendien heel specifieke habitats kunnen bestrijken, kort aanwezig zijn (passeren voor migratie), in scholen leven (heel veel van dezelfde soort of geen enkele) etc. Adriaenssens *et al.* (2002b) toonden aan dat de fuikbemonsteringen het meest representatief en stabiel waren. Vandaar dat deze methode ook hier verder wordt voorgesteld als standaardbemonsteringsmethode.

De complexiteit, zowel door natuurlijke variatie als diverse humane impacten, wordt ook bevestigd op basis van het zeer beperkte aantal internationale aanbieders van dit soort evaluatiesystemen op het ogenblik. Enkel Nederland heeft tot op heden een rapport waarin een aanzet wordt gegeven, maar cruciale zaken zoals standaardisatie van de bemonsteringsmethode worden hierin nog niet opgenomen. Met het oprichten van de Northeast Atlantic Intercalibration Group zal een interkalibratie oefening gerealiseerd worden in 2006 en kan er dan wellicht een nuttige bijsturing gebeuren.

8.6 De stromende wateren

8.6.1 De Europese visindex (EFI) ontwikkeld binnen FAME

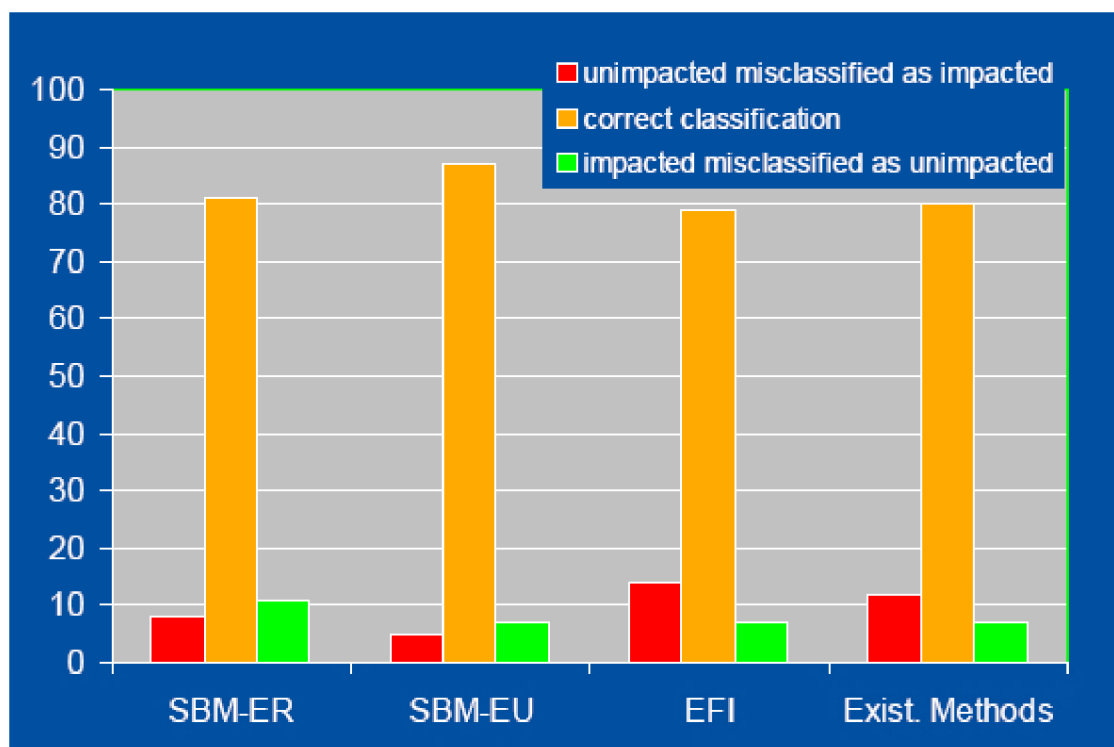
8.6.1.1 Inleiding

Voor de stromende waters in Vlaanderen beschikken we over enkele indices die gepubliceerd werden in wetenschappelijke tijdschriften (Belpaire *et al.*, 2000 en Breine *et al.*, 2004). Deze indices werden opgesteld voor waterlopen ingedeeld naar de Huet typologie (Huet, 1949) en worden momenteel in Vlaanderen gebruikt voor rapportage in diverse rapporten (NARA, Mira en VMM rapporten). Ondanks het feit dat deze indices de door de Kaderrichtlijn Water voorgestelde parameters berekenen opteren we hier voor het gebruik van de Europese index ontwikkeld binnen het internationale Fame project (Development, Evaluation and Implementation of a Standardised Fish-based Assessment Method for the Ecological Status of European Rivers). De resultaten van Fame zijn terug te vinden op de website (<http://fame.boku.ac.at/>). Tijdens dit project werden drie internationale en verschillende lokale indices ontwikkeld (Tabel 41). Bij de evaluatie van deze indices werd besloten om één index te selecteren: de European Fish Index (EFI). Immers bij een vergelijking (Figuur 24) bleken de meeste indices vergelijkbare resultaten te leveren (Quataert *et al.*, 2005). Een van de grote voordelen is het feit dat deze methode gebaseerd is op CEN gestandaardiseerde afvistechieken die ook in Vlaanderen worden gebruikt. Een tweede voordeel is dat de resultaten bekomen met de EFI vergelijkbaar zijn met deze bekomen in andere Europese lidstaten en de interkalibratie oefening niet meer hoeft. Een nadeel is dat de EFI niet ontwikkeld is met data van alle Europese lidstaten zodat sommige landen uit de boot vallen. Met deze lidstaten moet dan wel nog een interkalibratie oefening worden gerealiseerd. Bovendien is de EFI nog niet volledig in overeenstemming met de vereisten van de KRW. Hieromtrent is evenwel verder onderzoek aan het gebeuren.

In dit hoofdstuk wordt een samenvatting van de bepaling van de EFI en de belangrijkste besluiten van deze internationale samenwerking weergegeven.

Tabel 41. Overzicht van de verschillende indexen ontwikkeld en vergeleken binnen FAME (Quataert et al., 2005).

Method	Main characteristics	Origin / Author
IBI	Index of Biotic Integrity - Assesses the Ecological Status of a site based on biological characteristics (e.g. species composition) - According to the WFD the categories of the index range from 1 to 5 (high, good, moderate, poor and bad quality).	
FI	Fish Index. (BI for rivers based on the fish composition).	
EPI	European Fish Index - Differences in reference conditions are accounted by a regression model based on descriptors of a given site and its river group (= eco-region), predicting the pristine or reference distribution of the metrics - The sum (or average) of the p-values of the metrics with respect to their pristine distribution evaluate the biotic integrity on a continuous scale between 0 and 1. The EPI is a categorisation into the 5 (WFD) classes.	FAME 1: RCA = Reference Condition Approach (Pont, 2005)
SEM	Standardised European Model - The metrics are scaled by eco-region to make them comparable. A distinction is made between sites with a small or a large number species (in a pristine condition). - A discriminant model predicts the index value.	FAME 2: SEA = Standardised EU Approach (Bühner, 2005)
SBM	Spatially Based Method: - Differences in expected reference conditions are taken into account by stratification (i.e. without modelling explicitly environmental variability). Hence, for each stratum there is a different model. - The selected metrics define a multivariate discriminant model determining (the probability of) the index value.	FAME 3: SBA = Spatially Based Approach
SBM-ER	Spatially Based Approach / Eco-regional - Within each eco-region a further stratification is made to arrive at more homogeneous strata. - Within each stratum a discriminant model predicts the fish index.	FAME 3a: SBA/E = eco-regional SBA (Schmutz, 2005)
SBM-EU	Spatially Based Approach / Eco-regional Clustered on a EU-level - To overcome the too small datasets of SBM-ER the strata are clustered based on the species composition. - Within each (clustered) stratum a discriminant model predicts the fish index.	FAME 3b: SBA/C = clustered SBA/E (Melcher, 2005)
ExM	Existing (local) methods (at a national or regional level) - Sometimes within a country a further stratification or modelling is used to standardise. - Different methods going from expert judgement to modelling are used to assess the class of biotic integrity.	FAME Ref 1: L = Local Methods Different Authors (see table TTT 2)
PS	Pre-classification of the Pressure Status - Not a fish-based method! Based on an evaluation of the physical status (hydrology and morphology) and chemical characteristics (toxicity and nutrients). - The combination was categorised in 5 classes to comply with the WFD. The most important contrast is between 1-2 (high + good) and 3-5 (moderate + poor + bad)	FAME Ref 2: H = human impact Developed within FAME as reference for Model Building



Figuur 24. Vergelijking van de classificatie van de verschillende indexen ontwikkeld binnen FAME en enkele nationale bestaande methoden.

Uit figuur 24 kan men duidelijk zien dat de EFI en de lokaal ontwikkelde indices zeer gelijkaardig scoren. De EFI heeft wel de neiging om onverstoorde locaties als verstoord te klasseren. Duidelijk is ook dat de spatially based ontwikkelde indices beter scoren, maar deze indices werden toch niet weerhouden enerzijds omdat een juiste EFI score toekenning van bijna 80% aanvaardbaar is en anderzijds omdat voor de ontwikkeling van de EFI alle data werden gebruikt. Voor de spatially based indices werden per ecoregio analyses uitgevoerd en dus zijn deze indices minder robuust.

Voor de selectie van metrieken werd bepaald welke metriek het best bepaald kon worden op basis van abiotische parameters. Het model waarbij de EFI werd ontwikkeld houdt rekening met verschillend abiotische parameters die een Europese typologie (EFT = European Fish Types) (Tabel 42) gebruikt. Dat betekent dat naargelang het type er andere criteria worden gebruikt voor de score toekenning. Voor het bepalen van deze types werden volgende parameters gebruikt: hoogteligging, rivierbreedte, gemiddelde luchttemperatuur (berekend over een periode van 10 jaar in juni en januari), het verhang, de afstand tot de bron (Tabel 43). Op deze wijze kan voor elke locatie bepaald worden tot welk type ze hoort. Deze typebepaling overschrijdt natuurlijk de Vlaamse typologie. We zijn echter van oordeel dat deze typologie beter toepasbaar is voor wat het visbestand betreft. Immers per type werden ook de typische soorten bepaald. Verder werden analyses uitgevoerd naar de correlatie tussen deze types en de vissamenstelling. Dat is in feite een gelijkaardige benadering zoals deze toegepast door Huet (1949).

Tabel 42. European Fish Types (EFT) ontwikkeld binnen FAME (relatieve soorten samenstelling, waarbij enkel soorten >2% werden aangeduid, soorten >12% zijn aangeduid in zwaardere lettertype).

	European Fish Type														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Number of sites	148	365	553	229	1130	832	69	84	7	81	9	446	148	67	432
Fish species															
Salmo trutta fario	94	81	43	37	11	5	45	7	25	14		9	4	1	3
Cottus gobio	0	14	38	5	19	12	4	13				17	0	1	0
Phoxinus phoxinus	0	1	7	17	21	31		9				7	15	3	2
Barbatula barbatula		0	3	13	14	13	1	1				1		1	3
Anguilla anguilla	3	0	0	0	16	1		0		3		0	9		1
Leuciscus souffia			0	12		0									
Thymallus thymallus		1	1	0	0	1	45	11	18			1		0	0
Salmo salar	2		1	0	7	0		45	9			3		0	
Cottus poecilopus		2	0	1				5	47			0			4
Leuciscus carolitertii	0									36					
Chondrostoma polylepis	1									23					
Rutilus arcasii	0									14					
Barbus bocagei										10					
Salmo trutta lacustris		0				0	0				100	6			2
Salmo trutta trutta			0		0	0		0	1			40		0	
Barbus meridionalis		0		1		0							53		
Leuciscus cephalus		0	1	4	2	5	1	2				0	11	10	8
Barbus haasi													8		
Gasterosteus aculeatus			0		2	1		1				1	0	39	1
Alburnoides bipunctatus			0	0	0	3	0							15	1
Rutilus rutilus		0	0	0	3	6		1				2		10	37
Alburnus alburnus			0		0	4	0					0		6	7
Gobio gobio	0	0	1	6	1	5	0	0				1		4	7
Perca fluviatilis		0	0	0	0	3		1				4		1	6
Lota lota		0	0	0	0	0		1				4		0	2
Leuciscus leuciscus			0	0	1	4		1						2	4
Esox lucius		0	0		0	1		1				1		1	3
Barbus barbus		0	0	1	0	1	1	0						0	2

Tabel 43. De 15 Europese vistypes en abiotische parameters (gemiddelde waarden) die deze types onderscheiden.

EFT	Altitude (m)	Wetted width (m)	Mean air temperature (°C)	Slope (m/km)	Distance from source (km)	X co-ordinate	Y co-ordinate
1	856	7	8.1	18.9	15	n.a.	n.a.
2	633	9	6.1	22.1	14	n.a.	n.a.
3	173	6	9	9.5	12	n.a.	n.a.
4	487	7	9.5	16.9	16	n.a.	n.a.
5	41	9	10	3.5	30	n.a.	n.a.
6	110	12	9.6	2	48	n.a.	n.a.
7	562	33	7.1	3.2	110	n.a.	n.a.
8	61	54	7.4	2.8	90	n.a.	n.a.
9	582	19	-0.1	35.4	26	n.a.	n.a.
10	214	21	13.8	7	43	n.a.	n.a.
11	718	9	0.7	19.5	6	n.a.	n.a.
12	45	46	8.1	3.9	65	n.a.	n.a.
13	291	5	13.4	23.3	14	n.a.	n.a.
14	61	30	6.1	0.7	151	n.a.	n.a.
15	120	163	9.8	0.9	273	n.a.	n.a.

8.6.1.2 Bepaling van de Europese visindex voor stromende wateren

De EFI is gebaseerd op 10 maatlatten. Deze maatlatten en hun reactie tijdens verstoring zijn weergegeven in Tabel 44.

Tabel 44. Gebruikte maatlatten bij de EFI (Breine et al., 2005).

Maatlatten	Reactie op verstoring
Trofisch niveau 1) Densiteit aan insectivore species 2) Densiteit aan omnivore species	Daling Stijging
Voortplantingsstrategie 3) Densiteit aan fytofile species 4) Relatieve abundantie aan litofile species	Stijging Daling
Fysisch habitat 5) Aantal bentische soorten 6) Aantal stroomminnende soorten	Daling Daling
Algemene tolerantiegraad 7) Relatief aantal gevoelige soorten 8) Relatief aantal tolerante soorten	Daling Stijging
Migratiegedrag 9) Aantal soorten die migreren over lange afstand 10) Aantal potamodrome soorten	Daling Daling

Deze maatlatten werden geselecteerd uit een diverse set aan potentiële maatlatten. Een eerste selectieprocedure is beschreven in Kestemont en Goffaux (2002). Deze selectie van kandidaat metrieken gebeurde op basis van een uitgebreide literatuurstudie waarbij er rekening werd gehouden met de ecologische karakteristieken die ze beschreven. De uiteindelijke keuze van de 10 metrieken is gebaseerd op een stapsgewijs regressie model (Pont *et al.*, 2005).

Voor de berekening van de scores van deze metrieken, is de bepaling van het juiste type (EFT), zoals weergegeven in Tabel 42 noodzakelijk. De bepaling van het type is gebaseerd op het opmeten van enkele sleutelvariabelen. Deze zijn weergegeven in Tabel 43.

Eens deze gegevens zijn vastgelegd, kan een set met visgegevens omgezet worden in een visindexscore, zoals in het schema in Figuur 25. Deze procedure bestaat in totaal uit acht stappen. Het model en handleiding zijn op de reeds vermelde website te verkrijgen. De handleiding leidt de gebruiker stap voor stap tot de uiteindelijke score berekening.

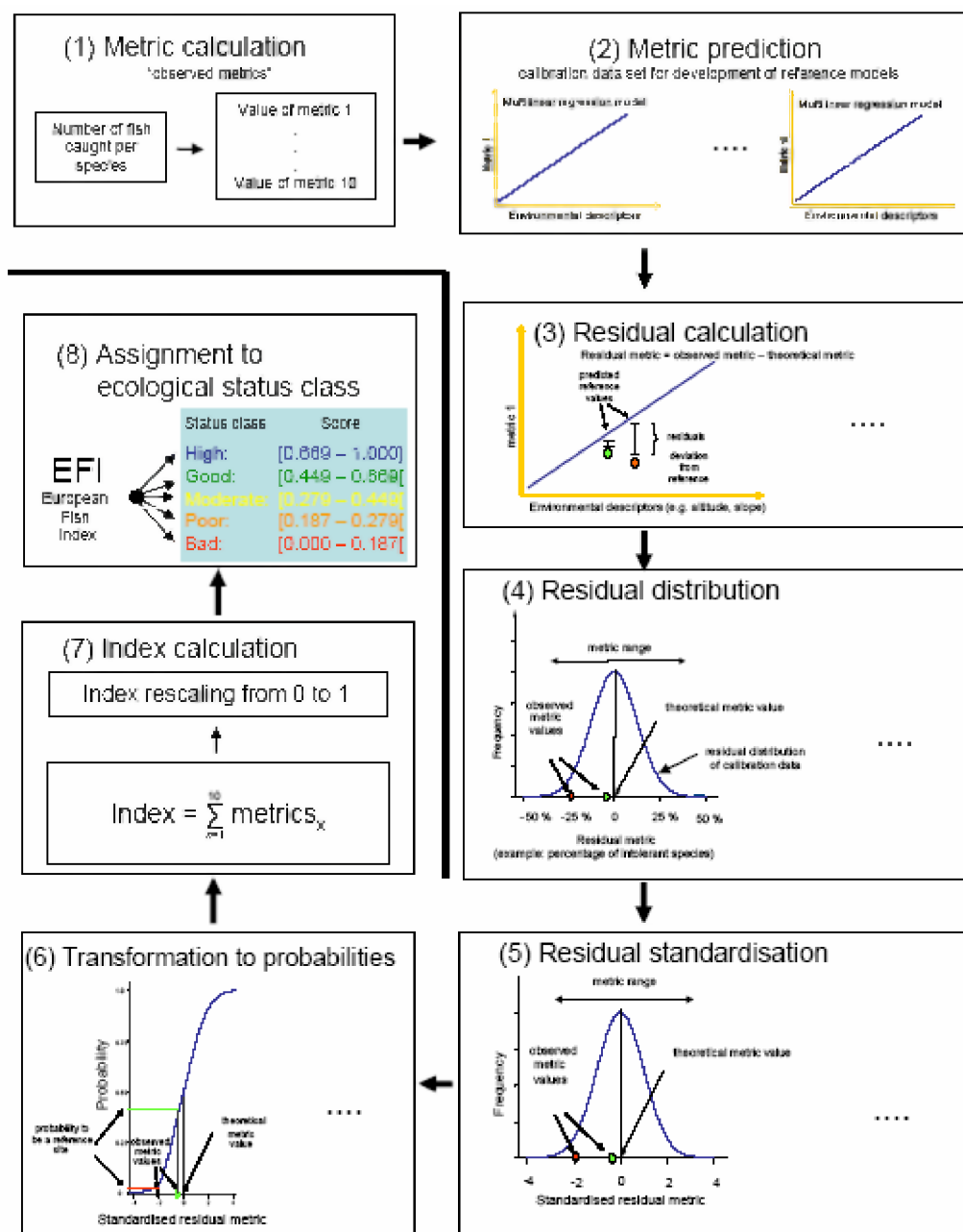
Deze 8 stappen komen neer op het volgende:

- bepaling van de metriekwaarden op basis van de afvisgegevens voor de staalnameplaats;
- bepaling van de referentiewaarden van deze metrieken op basis van de abiotische karakteristieken van de staalnameplaats;
- berekening van de residuele waarden van de geobserveerde en voorspelde referentiewaarden;
- bepaling van de distributie van de residuen;
- standaardisatie van de residuen door het verminderen met het gemiddelde en delen door de standaardafwijking (van de residuen van de referentiesites);
- transformatie van de residuen naar probabiliteiten (van sites om tot referentiesite te behoren);
- optellen van de tien metrieken en herschaling naar score tussen 0 en 1;
- bepaling van de overeenkomstige klasse.

Tabel 45. Op te meten milieuvariabelen bij de bepaling van het vistype voor de berekening van de EFI (Breine et al., 2005).

Environmental variables describing the sampling site	
Altitude* <i>E_altitude</i>	The altitude of the site in metres above sea level (data source: maps).
Lakes upstream <i>E_lakesupstream</i>	Are there natural lakes present upstream of the site? Answer Yes or No . Only applicable if the lake affects the fish fauna of the site, e.g. by altering thermal regime, flow regime or providing section. Use national definition of a lake (see glossary Annex 5).
Distance from source* <i>E_distance</i>	Distance from source in kilometres to the sampling site measured along the river. In the case of multiple sources, measurement shall be made to the most distant upstream source (data source: maps).
Flow regime <i>E_flowregime</i>	<i>Permanent</i> : never drying out. <i>Summer dry</i> : drying out during summer (data source: gauging station or hydrological reports).
Wetted width* <i>E_wettedwidth</i>	Wetted width in metres is normally calculated as the average of several transects across the stream. The wetted width is measured during fish sampling (performed mainly in autumn during low flow conditions) (data source: field measurement).
Geology <i>E_geology</i>	<i>Siliceous</i> or <i>calcareous</i> (based on dominating category) (data source: geological maps).
Mean air temperature* <i>E_tempmean</i>	Yearly average air temperature measured for at least 10 years. Given in degrees Celsius (°C) (data source: nearby measuring site, interpolated data).
Slope* <i>E_slope</i>	Slope of streambed along stream expressed as per mill, m/km (%) . The slope is the drop of altitude divided by stream segment length. The stream segment should be as close as possible to 1 km for small streams, 5 km for intermediate streams and 10 km for large streams (Data source: maps with scale 1:50 000 or 1:100 000).
Size of catchment <i>E_catchclass</i>	Size of the catchment (watershed) upstream of the sampling site. Classes are: <10, <100, <1000, <10 000, >10 000 km ² .
River region <i>E_riverregion</i>	To define the river region use Table and map in part III (e.g. <i>Danube</i> , <i>Ebro</i> , <i>North_Sea</i> , <i>Mediterranean_Sea_MTS</i>).
Variables describing the sampling methods	
Sampling strategy <i>E_strategy</i>	Definition of how the section was sampled. Whole river width (<i>Whole</i>) or only parts of the river (<i>Partial</i>).
Method <i>E_method</i>	Define if electric fishing was carried out by wading (<i>Wading</i>) or boat (<i>Boat</i>).
Fished area <i>E_fishedarea</i>	Area of the section that has been sampled (sampled length * sampled width) given in m² .
Variables describing the location, name of site and date of fishing	
Site code <i>E_sitecode</i>	Unique reference number per sampling site. User defined schemes.
Date <i>E_date</i>	Day/Month/Year e.g. 23/04/2004.
Latitude <i>E_latitude</i>	Latitude is given in degrees followed by a decimal point and then minutes and seconds, two digits each. It is always followed by N (e.g. 51.1927N) (data source: GPS, digital maps).
Longitude <i>E_longitude</i>	Longitude is given in degrees followed by a decimal point and then minutes and seconds, two digits each. It is always followed by E or W (e.g. 4.5509E) (data source: GPS, digital maps).
X** <i>E_x</i>	X co-ordinate decimal unit WGS84 (e.g. 52.5314) (data source: GPS, digital maps).
Y** <i>E_y</i>	Y co-ordinate decimal unit WGS84 (e.g. 60.5210) (data source: GPS, digital maps).
River name <i>E_rivername</i>	The official name used in your country.
Site name <i>E_sitename</i>	Location name e.g. indicating a nearby town or village.

Abiotic variables also () or only (**) used to predict European Fish Types (see chapter 5 European Fish Types)*



Figuur 25. Berekeningsprocedures van de EFI (Breine et al., 2005).

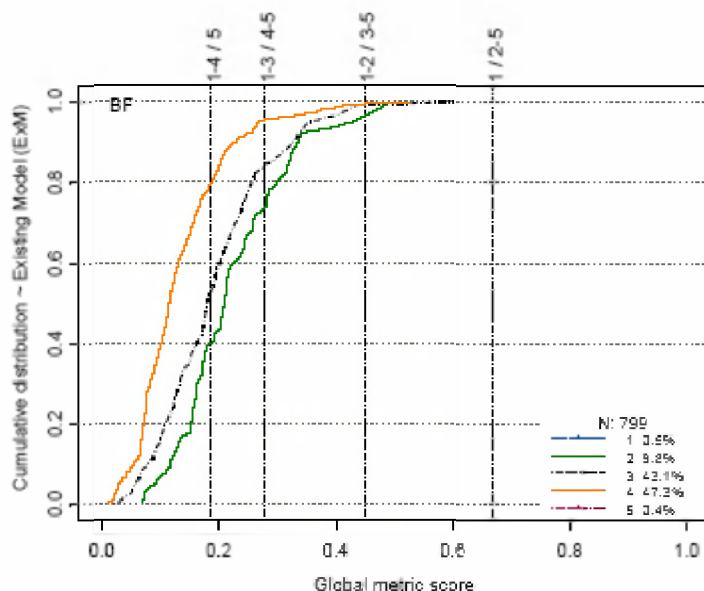
In Figuur 26 wordt weergegeven hoe op basis van de score, de EFI eenvoudig kan omgezet worden naar kwaliteitsklassen. Voor het bepalen van de grenswaarden van deze integriteitklassen werd een cumulatieve functie gebruikt.

Status class acc. to WFD	Score
1 - HIGH STATUS	[0.669 - 1.000]
2 - GOOD STATUS	[0.449 - 0.669[
3 - MODERATE STATUS	[0.279 - 0.449[
4 - POOR STATUS	[0.187 - 0.279[
5 - BAD STATUS	[0.000 - 0.187[

Figuur 26. Bepaling van de vijf kwaliteitsklassen voor de EFI.

8.6.2. Vergelijking van de EFI met de bestaande Vlaamse visindexen voor stromende wateren

Quataert *et al.* (2004) hebben een vergelijking gemaakt inzake de performantie van de FAME indexen en enkele nationale methoden, waaronder de bestaande indexen in Vlaanderen, ontwikkeld door Belpaire *et al.* (2000) en Breine *et al.* (2004). Quataert *et al.* (2004) konden besluiten dat in het algemeen de Europese en nationale indexen heel concordant waren inzake het discriminerend vermogen tussen een goede en verstoorde visgemeenschap (cf. Figuur 27). In Figuur 27 is duidelijk dat het score verloop gelijkaardig is voor de beide indices zonet zouden de curven elkaar snijden.



Figuur 27. Vergelijking Vlaamse visindexen en EFI.

Voor Vlaanderen blijkt de nieuwe EFI wel strenger te zijn dan de vorige indexen ontwikkeld door Belpaire *et al.* (2000) en Breine *et al.* (2004). Dit is een gelijkaardige conclusie als bij de macroinvertebraten, en heeft enerzijds wellicht te maken met de relatief zware

pollutietoestand waarmee we in Vlaanderen gedurende jaren 90 mee vertrouwd waren en waarin de verschillende basisindexen (IBI) ontwikkeld en geoptimaliseerd werden. Anderzijds werden alle Europese data gebruikt voor de ontwikkeling van het model en betekent dit natuurlijk een iets minder verfijnde aanpak. De verschillende lidstaten, waaronder Vlaanderen, moeten tegen eind 2006 de EFI evalueren waarbij een vergelijking met lokale indices centraal staat.

8.6.3 Discussie

In tegenstelling tot bij de macrobenthosgemeenschappen en andere visindexen (overgangswateren en stilstaande wateren) wordt hier dus geen indexsysteem expliciet volgens de Vlaamse types (recentste versie in Tabel 46) uitgewerkt. Zoals hierboven reeds vermeld is de hoofdreden hiervoor dat deze FAME procedure reeds op Europees niveau werd uitgewerkt, in tegenstelling tot de vorige indexen, waar dergelijke informatie niet ter beschikking is. Gezien de uitwerking van zo'n Vlaams systeem wellicht suboptimaal is (types niet optimaal voor vissen gekozen en nadien moet toch herafgestemd worden op Europa), kan best verder gewerkt worden met de EFI.

Tabel 46. Recentste versie van de Vlaamse typologie (Juli 2005).

Type	Gebied(eigenschappen)	Oppervlakte stroomgebied
Kleine beek	Zand-Zandleem-Leem	< 50 km ²
Kleine beek Kempen	Kempen	< 50 km ²
Grote beek	Zand-Zandleem-Leem	≥ 50 – 300 km ²
Grote beek Kempen	Kempen	≥ 50 – 300 km ²
Kleine rivier	Zand-Zandleem-Leem	≥ 300 – 600 km ²
Grote rivier	Zand-Zandleem-Leem	≥ 600 – 10000 km ²
Polderwaterloop	Polders	Niet van toepassing
Zeer grote rivier		> 10000 km ²

Ondanks dat deze EFI methode reeds vooruitstrevend kan genoemd worden in het kader van de implementatie van de Europese Kaderrichtlijn Water, zijn er toch nog verschillende beperkingen aan.

Een bijzondere beperking is dat voor heel specifiek situaties geen echt goede Europese types ter beschikking zijn (methode te ruw), dit kan evenwel toegelicht worden bij de verstrekking van de gegevens en de vraag blijft of dergelijke systemen ook wel expliciet dienen gerapporteerd te worden als meetpunten voor Europa.

De methoden werden tot dusver eigenlijk vooral getest op hun discriminerend vermogen tussen verstoord en goed. Voor de andere klassen dient een uitgebreidere validatie en interkalibratie nog te gebeuren. Desalniettemin heeft dit een lagere prioriteit, gezien de grens matig-goed het meest cruciale is bij de rapportering.

Verder dient er gewerkt te worden aan het bijvoegen van een metriek die de leeftijdstructuur beoordeelt.

8.6.4 Besluiten

Zoals in FAME werd onderzocht en uitgewerkt, bestaan er verschillende Europese en nationale methoden, maar ruwweg geven ze hetzelfde resultaat.

De EFI visindex is een van de weinige indexmethoden die reeds internationale vergelijkingen doorstaan heeft en goede standaardisatie van bemonstering (elektrisch vissen) blijkt mogelijk.

Nut Vlaamse typologie als basis voor een nieuwe visindex lijkt weinig zinvol gezien de ecologische relevantie van de voorgestelde klassen voor vissen in het bijzonder niet optimaal is. Wellicht is het daarom meer aangewezen om per site te bepalen binnen welk Europees type het systeem kan geklasseerd worden en dan de EFI te berekenen.

9	ALGEMEEN BESLUIT
---	------------------

Tijdens deze studie werden voor stilstaande, overgangs- en stromende wateren visindexen ontwikkeld die de best beschikbare methoden hanteren die op het moment ter beschikking zijn.

Voor de stilstaande wateren werd een index (voor diepe alkalische meren) uitgewerkt die kan toegepast worden op alle types, inclusief de polderwaterlopen en oude rivierarmen. Dit werd aangetoond door de index te berekenen op de beperkte set gegevens van deze andere types, waarbij op basis van expertkennis geen opvallende afwijkingen van expertenoordelen werd bekomen. De voorgestelde gegevensverzameling is gebaseerd op een koppeling van vangsten gerealiseerd met elektrisch vissen, fuiken en sleepnetten.

Voor de overgangswateren werd de brakwaterindex aangepast, zodat de nieuwe index op een homogene manier ook de zoete getijdewateren kan evalueren. De gegevensverzameling is gebaseerd op fuikvangsten. De beschikbare gegevens zijn evenwel heel beperkt. Evenwel wordt er binnen een Europese werkgroep samengewerkt om binnen korte termijn ook hier een interkalibratie te voorzien tussen de verschillende lidstaten.

Voor de stromende wateren werd de FAME index voorgesteld, gezien deze reeds een internationale kalibratie doorstaan heeft. De gegevensverzameling is gebaseerd op elektrische afvissingen.

10	REFERENTIES
----	-------------

Adriaenssens, V., 2000. Ontwikkeling van een Visindex voor brakke wateren. MSc thesis, RU Gent.

Adriaenssens, V, Goethals, P.L.M., Breine, J.J., Maes, J., Simoens, I., Ercken, D., Belpaire, C., Ollevier, F. & N. De Pauw, 2002a. Importance of references in the development of an estuarine fish index in Flanders. *Landschap* 19: 59-62.

Adriaenssens, V., Goethals, P.L.M., De Pauw, N., Breine, J.J., Simoens, I., Belpaire, C., Maes, J., Ercken, D. & F. Ollevier, 2002b. Ontwikkeling van een estuariene visindex in Vlaanderen. *Water* 2: 1-13.

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., Goethals, P., Simoens, I., Ercken, D., Van Liefferinghe, C., Verhaegen, G., Belpaire, C., De Pauw, N., Meire, P. & F. Ollevier, 2001. De visindex als instrument voor het meten van de biotische integriteit van de Vlaamse binnenwateren. Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer, Groenendaal. Eindverslag van project VLINA 9901, studie uitgevoerd voor rekening van de Vlaamse Gemeenschap binnen het kader van het Vlaams Impulsprogramma Natuurontwikkeling. 173 pp. + annexes.

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., Simoens, I., Haidvogel, G., Melcher, A., Pont, D., Schmutz, S. & the FAME CONSORTIUM, 2005. 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. 81 pp.

Breine, J., Maes, J., Quataert, P., Van den Bergh, E., Simoens, I., Van Thuyne, G. & C. Belpaire, submitted. A fish-based assessment tool for the ecological quality of the brackish Schelde estuary in Flanders (Belgium), submitted

Bruylants, B., Vandelannoote, A. & Verheyen, R.F., 1989. De vissen van onze Vlaamse beken en rivieren: hun ecologie, verspreiding en bescherming, WEL V.Z.W. vissen, 272 pp.

Chesson, P., 1986. Environmental variation and the coexistence of species. Pages 240-256 in J. Diamond and T. J. Case, editors. *Community ecology*. Harper and Row, New York, New York, USA.

Coussement, 1990. Visstandsbeheer. Visserijfonds 40 pp.

Crumby, W. D., M. A. Webb, F. J. Bulow, & H. J. Cathey. 1990. Changes in biotic integrity of a river in north- central Tennessee (USA). *Transactions of the American Fisheries Society* 119:885-893.

Didier, J. & P. Kestemont, 1996 Relationships between mesohabitats, ichthyological communities and IBI metrics adapted to a European river basin (The Meuse, Belgium). *Hydrobiologia*, 341: 133-144

Ercken, D. (1994). Ontwikkeling van Visindex van Biotische Integriteit voor de Stilstaande wateren (VIBSTIL). Leuven, 85 pp.

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.

Fausch, K. D. & R. G. Bramblett. 1991. Disturbance and fish communities in intermittent tributaries of a western Great Plains river. *Copeia* 1991:659-674.

Fausch, D.D., Karr, J.R. & P.R. Yant, 1984, Regional application of an index of biotic integrity based on stream fish communities: *Transactions of the American Fisheries Society*, 113, p. 39-55.

Fausch, K.D. & L.H. Schrader, 1987, Use of the index of biotic integrity to evaluate the effects of habitat, flow, and water quality on fish communities in three Colorado Front Range streams- Final Report to the Kodak-Colorado Division and the Cities of Fort Collins, Loveland, Greeley, Longmont, and Windsor: Department of Fisheries and Wildlife Biology, Colorado State University, Fort Collins, Colorado.

Fausch, K.D., Lyons, J., Karr J.R & P.L. Angermeier, 1990. Fish communities as indicators of environmental degradation. *American Fisheries Society Symposium*, 8: 123–144.

Henderson, P.A., 1989. On the structure of the inshore fish community of England and Wales. *J. mar. biol. Ass. U.K.*, 69, 145-163. Henderson, P.A. & R.M.H. Seaby, 2000. Technical evaluation

<http://fame.boku.ac.at>

Huet, M., 1949. Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes. *Revue Suisse d'Hydrologie* 11 (3/4): 332-351.

Huet, M., 1952. *Traité de Pisciculture*. Bruxelles, Éditions La Vie Rustique, 369 pp.

Hughes, R.M., and Gammon, J.R., 1987, Longitudinal changes in fish assemblages and water quality in the Willamette River, Oregon: *Transactions of the American Fisheries Society*, v. 116, p. 196-209.

Jager, Z. & J. Kranenbarg, 2004. Referenties en maatlatten: Achtergronddocument vissen. OVB, Nieuwegein, 144 pp.

Jochems H., Schneiders A., Denys L., & E. Van den Bergh, 2002. Typologie van de oppervlaktewateren in Vlaanderen. Eindverslag van het project VMM. KRLW-typologie.2001 (met CD-ROM) 68 pp.

Karr, J. R., 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6: 21–27.

Karr, J.R. & D.R. Dudley. 1981. Ecological perspectives on water quality goals. *Environmental Management* 5:55-68.

Karr, J.R., Fausch, K.D. , Angermeier P.L., Yant, P.R. & I.J. Schlosser, 1986. Assessing Biological Integrity in running waters: A method and its rationale. *Illinois natural history survey, special publication* 5: 28 p.

- Karr, J.R., and M. Dionne. 1991. Designing Surveys to Assess Biological Integrity in Lakes and Reservoirs. In *Biological Criteria: Research and Regulation*, Proceedings of a Symposium, pp.62-72.
- Kestemont, P. & D. Goffaux, 2002. Metric Selection and Sampling Procedures for FAME (D 4 - 6) FINAL REPORT 90 pp.
- Leonard, P.M. & D.J. Orth. 1986. Application and testing of an index of biotic integrity in small, coolwater streams. *Transactions of the American Fisheries Society* 115: 401-414.
- Lyons, J., L. Wang & Simonson, T. D., 1996. Development and validation of an Index of Biotic Integrity for coldwater Streams in Wisconsin. *North American Journal of Fisheries Management*, 16: 241–256.
- Maes, J.; Thallieu, A. & F. Ollevier, 1996. Evaluatie van het visbestand in de Beneden-Zeeschelde en Boven-Zeeschelde aan de hand van fuiken. Studierapport in opdracht van VIBNA.
- Miller, D.L., Leonard, P.M., Hughes, R.M., Karr, J.R., Moyle, P.B., Schrader, L.H., Thompson, B.A., Daniels, R.A., Fausch, K.D., Fitzhugh, G.A., Gammon, J.R., Halliwell D.B., Angermeier, P.L. & D.J. Orth, 1988. Regional applications of an index of biotic integrity for use in water resource management. *Fisheries*, 13: 12-20.
- MIRA achtergronddocument, 2002
- Moyle, P.B., Brown, L.R., & B. Herbold, 1986, Final report on development and preliminary test of indices of biotic integrity for California: Corvallis, Oreg., U.S. Environmental Protection Agency, Environmental Research Laboratory, 17 p.
- Oberdorff, T. & R.M. Hughes, 1992. Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine Basin, France, *Hydrobiologia* 228: 117 – 130.
- Oberdorff, T. & J.P. Porcher, 1994. An index of biotic integrity to assess biological impacts of salmonid farm effluents on receiving waters. *Aquaculture*, 119: 219-235.
- Osborne, L.L., Kohler, S.L., Bayley, P.B., Day, D.M., Bertrand, W.A., Wiley, M.J., & R. Sauer, 1992. Influence of stream location in a drainage network on the index of biotic integrity: *Transactions of the American Fisheries Society*. 121, p. 635-643.
- OVB, 1988. Cursus vissoorten. Organisatie ter verbetering van de binnenvisserij, Lelystad, 914 pp.
- Petts, G. & P. Calow, 1996. *River Biota, diversity and dynamics*. Blackwell. Oxford, 1-257.
- Pont, D., Hugueny, B., Roset, N. & R. Crane, 2005. Analysing Reference conditions and Assessing degraded conditions (D 9-12) WP8 Definition of an European Fish Based Index (EFI) Using The Reference Condition Modelling Approach (D13) FINAL REPORT, 59 pp.
- Quataert, P., Breine, J. & I. Simoens, 2004. Strengths & weaknesses of the European Fish Index in comparison with other fish indices and the pre-classification of the pressure status; Proceedings of the 5th International Symposium on Eco-hydraulics, Madrid, 12th – 17th September 2004. Volume 1, p. 192-197

Quataert, P., Breine, J., Simoens, I., Van Thuyne, G. & C. Belpaire, 2005. Evaluation of the capacity of the European Fish Index to distinguish between (nearly) pristine and disturbed site of a river. Symposium "Assessing the ecological status of rivers, lakes and transitional waters", Hull, 12 – 16 July 2005.

REFCOND, 2003. Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters, final draft, version 7.0, 5 March 2003.

Shields, F. D. Jr., Knight S.S. & Cooper, C.M., 1995. Use of the index of biotic integrity to assess physical habitat degradation in warmwater streams. *Hydrobiologia*, 312: 191–208.

Simoens, I., Breine, J.J., Verreycken, H. & Belpaire, C., 2002. Fish stock assessment of Lake Schulte, Flanders. A comparison between 1988 and 1999 In : Management and Ecology of Lake and Reservoir Fisheries (ed. I.G.Cowx). Fishing News Books, Blackwell Science, 404 pp.

Ilse Simoens, Jan Breine & Claude Belpaire, 2006. Monitoringsproject visfauna: Afleiden en beschrijven van systeemeigen referentieomstandigheden en/of maximaal ecologisch potentieel voor visgemeenschappen in elk Vlaams oppervlaktewaterlichaamtype, vanuit de – overeenkomstig de Kaderrichtlijn Water – ontwikkelde beoordelingssystemen op basis van vismonitoring. Onderzoeksopdracht nr.: VMM.AMO.SCALDIT.VISII. IBW.Wb.V.R.2006.149: 109 pp.

Simon, T.P. & J. Lyons, 1995. Application of the index of biotic integrity to evaluate water resource integrity in freshwater ecosystems. Pages 245-262 in W.S. Davis and T.P Simon (editors). Biological assessment and criteria: Tools for water resource planning and decision making. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida

STOWA, 2003. Handboek visstandbemonstering. Voorbereiding, Bemonstering, Beoordeling. STOWA boekenreeksnummer 2002-07, Utrecht.

STOWA 42, 2004. Achtergronddocument vissen. 147 pp.

Tonn, W. M., & J. J. Magnuson. 1982. Patterns in the species composition and richness of fish assemblages in northern Wisconsin lakes. *Ecology* 63:1149-1166.

Vandelannoote, A., Yseboodt, R., Bruylants, B., Verheyen, R., Belpaire, C., Van Thuyne, G., Denayer, B., Beyens, J., De Charleroy, D., Coeck, J., Maes, J. & P. Vandenabeele, 1998. Atlas van de Vlaamse beek- en riviervissen. Water Energik Vlario, Wijnegem, 303 pp.

Vanden Auweele, I. (1995). Ontwikkeling van Visindex van Biotische Integriteit voor stromende waters, toegepast op het Dijle- en Demerbekken. Leuven, 78 pp.

Varley, M.E., 1967. British Freshwater Fishes. Factors affecting their distribution. Fishing news books. London, 148 pp.

Van Thuyne, G., 1996. Inventarisatie van de aanwezige bevissingsapparatuur op het Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer. Intern rapport Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer, IBW.Wb.V.IR.96.28, 9 pp.

Verreycken, H., Simoens, I. Breine, J.J. & Belpaire, C., 2002. Studie van het visbestand van het meer van Rotselaar (Domein Ter Heide) - Najaar 2001. IBW.Wb.V.R.2002.94

Wallin, M., T. Wiederholm & R.K. Johnson, 2002. Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters (7th and final draft). CIS Working Group 2.3 – REFCOND. 89 pp.