

# DE ECOLOGISCHE KWALITEIT VAN WATERLOPEN, KANAAL EN VIJVERS IN HET BRUSSELS HOOFDSTEDELIJK GEWEST IN 2013

FYTOPLANKTON, FYTOBENTHOS, MACROFYTEN, MACRO-INVERTEBRATEN & VISSEN



STIJN VAN ONSEM, JAN BREINE & LUDWIG TRIEST  
MAART 2014



Vrije  
Universiteit  
Brussel





# DE ECOLOGISCHE KWALITEIT VAN WATERLOPEN, KANAAL EN VIJVERS IN HET BRUSSELS HOOFDSTEDELIJK GEWEST IN 2013

**FYTOPLANKTON, FYTOBENTHOS, MACROFYTEN, MACRO-INVERTEBRATEN & VISSSEN**

**STIJN VAN ONSEM, JAN BREINE & LUDWIG TRIEST**  
MAART 2014

Onderzoek uitgevoerd door Vrije Universiteit Brussel en Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek in opdracht van Leefmilieu Brussel – Brussels Instituut voor Milieubeheer

INBO.R.2014.1509324  
D/2014/3241/066

Met dank aan: Sandrine Dutrieux voor het nalezen van het document. Pierluigi Colangeli for his help during field work and the processing of macro-invertebrate samples. Danny Bommaerts, Adinda De Bruyn, Jean-Pierre Croonen, Franky Dens, Marc Dewit, Linde Galle, Isabel Lambeens, Yves Maes en Gerlinde Van Thuyne.



Vrije  
Universiteit  
Brussel





Samenvatting.....	4
Résumé.....	5
Summary.....	6
Lijst van Figuren.....	8
Lijst van Tabellen.....	9
Lijst van Bijlagen.....	10
1 Inleiding.....	11
1.1 Kaderrichtlijn Water en objectief.....	11
1.2 Staalnamepunten.....	11
1.2.1 Algemeen.....	11
1.2.2 Typologie.....	12
1.3 Onderzochte kwaliteitselementen.....	12
2 Fytoplankton.....	15
2.1 Inleiding.....	15
2.2 Inzameling.....	15
2.3 Analyse.....	15
2.3.1 Pigmenten en totaal-fosfaat.....	15
2.3.2 Microscopie.....	16
2.4 Berekening EQR.....	16
2.5 Cyanobacteriële abundantie.....	18
2.6 Resultaten.....	19
3 Fytobenthos.....	23
3.1 Inleiding.....	23
3.2 Inzameling.....	23
3.2.1 Natuurlijk substraat.....	23
3.2.2 Artificieel substraat.....	23
3.3 Analyse.....	24
3.4 Berekening EQR.....	24
3.5 Resultaten.....	26
4 Macrofyten.....	29
4.1 Vegetatieopname.....	29
4.1.1 Waterlopen.....	29
4.1.2 Vijvers.....	29

4.2	Berekening EQR.....	29
4.2.1	Waterlopen (MMRB) .....	29
4.2.2	Vijvers (MMPB) .....	30
4.3	Resultaten .....	32
4.3.1	Waterlopen .....	33
4.3.2	Vijvers .....	34
5	Macro-invertebraten.....	37
5.1	Inzameling .....	37
5.1.1	Waterlopen en kanaal .....	37
5.1.2	Vijvers .....	38
5.2	Analyse .....	38
5.3	Berekening EQR.....	39
5.3.1	Waterlopen en kanaal (IBGN).....	39
5.3.2	Vijvers (MMIF).....	40
5.4	Resultaten .....	40
5.4.1	Waterlopen en kanaal .....	41
5.4.2	Vijvers .....	42
6	Vissen.....	45
6.1	Inleiding.....	45
6.2	Voor- en nadelen van vissen.....	47
6.3	Methodologie.....	48
6.3.1	Rivieren .....	48
6.3.2	Meren .....	49
6.3.3	kanalen .....	50
6.3.4	Voorgestelde methode.....	51
6.4	Beoordelingssysteem .....	56
6.5	Referentietoestanden voor vissen .....	56
6.5.1	Inleiding .....	56
6.5.2	De Zenne .....	58
6.5.3	De Woluwe en Roodkloosterbeek.....	60
6.5.4	Het kanaal Brussel-Charleroi .....	61
6.5.5	De vijvers in het Woluwebekken .....	62
6.5.6	Besluit.....	64

6.6	Resultaten visbestandopnames in het Brussels Gewest .....	64
6.6.1	Zenne .....	67
6.6.2	Woluwe .....	67
6.6.3	Roodkloosterbeek.....	68
6.6.4	Kanaal Brussel-Charleroi .....	69
6.6.5	Vijvers .....	74
6.7	Overzicht van de beoordeling in 2004, 2007 en 2013 .....	79
6.7.1	De Zenne .....	79
6.7.2	De Woluwe.....	79
6.7.3	Roodkloosterbeek.....	80
6.7.4	Kanaal Brussel-Charleroi .....	81
6.7.5	Vijvers in het Woluwedal.....	82
7	Besluit .....	85
7.1	Globale toestand van waterlichamen in het BHG.....	85
7.2	Exoten.....	86
7.3	Waterlopen.....	87
7.3.1	Roodkloosterbeek.....	87
7.3.2	Zenne .....	89
7.3.3	Woluwe .....	92
7.4	Kanaal.....	93
7.5	Vijvers .....	95
7.5.1	Ter Bronnen.....	95
7.5.2	Lange vijver Woluwepark .....	96
7.5.3	Grote vijver Watermaal-Bosvoorde .....	97
8	Aanbevelingen voor bereiken GEP.....	99
8.1	Fytoplankton.....	99
8.2	Fytobenthos .....	99
8.3	Macrofyten.....	99
8.4	Macro-invertebraten .....	100
8.5	Vissen .....	100
9	Referenties .....	101
10	Bijlagen .....	107

# Samenvatting

Door het uitvaardigen van de Kaderrichtlijn Water in 2000 nam de geïntegreerde aanpak van gedegradeerde waterlichamen in de Europese Unie een vlucht vooruit. Lidstaten worden verplicht ecologische doelstellingen te halen voor de waterlichamen die in het kader van de richtlijn werden aangemeld. In het Brussels Hoofdstedelijk Gewest gaat het om het Kanaal Charleroi-Brussel-Schelde en de waterlopen Zenne en Woluwe.

Samen met een aantal vijvers en de Roodkloosterbeek worden de aangemelde waterlichamen sinds 2004 opgevolgd met gebruik van een methodologie voor biologische monitoring die voldoet aan de vereisten van de Kaderrichtlijn Water. Daarbij worden fytoplankton, fyto-benthos (diatomeeën), macrofyten, macro-invertebraten en vissen als bio-indicatoren gebruikt.

De monitoring die uitgevoerd werd in 2013 omvat alle relevante biologische kwaliteitselementen van belang voor de Kaderrichtlijn Water, en de globale uitslag kan dus vergeleken worden met resultaten bekomen in 2004 en 2007. Data voor de jaren 2009 en 2010 zijn onvolledig aangezien visgegevens ontbreken, maar geven voor de onderzochte organismegroepen een beeld van de temporele evolutie van de toestand van de meetpunten.

Op geen enkel staalnamepunt werd in 2013 het globale Goed Ecologisch Potentieel (GEP) bereikt. Opvallend is dat de vaak slechte of ontoereikende staat van de visgemeenschappen in 2013 de algemene kwaliteit in veel gevallen naar beneden haalt.

De globale waardering van de onderzochte waterlichamen in 2013 is als volgt:

- De **Roodkloosterbeek** bevindt zich net als in 2004 en 2007 in een ‘**slechte**’ toestand.
- De **Zenne** blijft in het Brusselse Gewest nog in een ‘**slechte**’ toestand, zowel na het binnen- als bij het buitenstromen van het gewest.
- De **Woluwe** scoorde ‘matig’ in 2004 terwijl ze ‘**ontoereikend**’ scoort in 2007 en 2013.
- Voor het **kanaal aan de zuidkant** van het gewest is er qua appreciatie een evolutie van ‘ontoereikend’ in 2004 tot ‘**matig**’ in 2007 en 2013. Ook **aan de noordzijde** van het gewest werd er een verbetering waargenomen van ‘ontoereikend’ in 2004 en 2007 naar ‘**matig**’ in 2013.
- Voor de vijvers zien we een globale stijging van ‘slecht’ naar ‘**ontoereikend**’ voor de vijver in het **Bronnenpark**. De **grote vijver in Watermaal-Bosvoorde** (Watermaalvijver) scoort net als in 2007 ‘**ontoereikend**’ en de **lange vijver van het Woluwepark** blijft ‘**slecht**’ scoren.

Om afwijkingen van het voor de richtlijn beoogde GEP te reduceren, is dikwijls een combinatie van verbetering van chemische waterkwaliteit en herstel van een meer geschikte habitatstructuur noodzakelijk. Het belang van opvolging van gebiomanipuleerde vijvers wordt



gedemonstreerd door een verslechtering van de ecologische kwaliteit voor enkele parameters en de toename van de hoeveelheid vis in de Watermaalvijver. Op sommige plaatsen, vooral in het kanaal, kan de dominantie van invasieve exoten problematisch zijn voor beheer en herstel van een oorspronkelijk ecosysteem. De aanwezigheid van exoten en hun impact op het milieu kunnen een belemmering vormen voor het bekomen van de GEP-doelstellingen van de Kaderrichtlijn Water of de instandhoudingsdoelstellingen opgesteld in de Habitatrichtlijn, zelfs wanneer waterkwaliteit en habitatstructuur voldoende zijn verbeterd.

## Résumé

L'entrée en vigueur de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau en 2000 constitue un moment important pour la restauration des masses d'eau dégradées dans l'Union européenne. Les États membres sont tenus d'atteindre des objectifs écologiques pour les masses d'eau qui sont inscrites dans le contexte de la directive. Dans la Région de Bruxelles-Capitale, le canal Charleroi-Bruxelles et les rivières Senne et Woluwe sont concernés.

Ces 3 masses d'eau, ainsi que le ruisseau du Rouge Cloître et quelques étangs sont suivis depuis 2004, en utilisant une approche méthodologique pour le suivi biologique en conformité avec les dispositions de la Directive Cadre sur l'Eau. Dans cette méthodologie, le phytoplancton, phytobenthos (diatomées), macrophytes, macro-invertébrés et les poissons sont utilisés comme bio-indicateurs.

La surveillance qui a été réalisée en 2013 comprenait tous les éléments de qualité biologique nécessaires suivant la Directive Cadre sur l'Eau, ce qui signifie que les conclusions globales peuvent être comparées avec les résultats générés en 2004 et 2007. Les résultats pour les années 2009 et 2010 sont incomplets à cause de l'absence des données sur les poissons, mais sont indicatifs pour l'évolution temporelle de l'état des lieux d'échantillonnage.

En 2013, aucun des points de prélèvement n'atteignait le Bon Potentiel Écologique (Good Ecological Potential, GEP). Apparemment, dans de nombreux cas, la qualité globale en 2013 a été réduite à cause d'un état souvent mauvais ou médiocre des communautés des poissons.

L'appréciation globale des masses d'eau étudiées en 2013 est la suivante:

- Le **Ruisseau du Rouge Cloître** se trouve dans un état '**mauvais**', même résultat qu'en 2004 et 2007.
- La **Senne** se trouve encore dans un état '**mauvais**' dans la Région Bruxelles-Capitale, à la fois à l'entrée de la région et à la sortie.

- La **Woluwe** se situait dans un état ‘moyen’ en 2004, mais se trouvait dans un état ‘**médiocre**’ en 2007 et 2013.
- Dans le **canal au côté sud** de la Région Bruxelles-Capitale, il y a une augmentation dans l’appréciation de ‘médiocre’ en 2004 vers ‘**moyenne**’ en 2007 et 2013. Une amélioration a également été remarquée **au côté nord** de la région, où la qualité a augmenté de ‘médiocre’ en 2004 et 2007 à ‘**moyenne**’ en 2013.
- Pour les étangs, nous avons observé une augmentation générale de ‘mauvais’ à l’état ‘**médiocre**’ de l’étang dans le **Parc des Sources**. Le grand étang de Watermael-Boitsfort se trouve, comme en 2007, dans un état ‘**médiocre**’. La situation dans le **long étang du Parc de Woluwe** reste ‘**mauvaise**’.

Afin d’éviter tout écart du GEP, comme demandé par la directive, une combinaison de l’amélioration de la qualité chimique de l’eau et de la restauration d’une bonne structure de l’habitat semble nécessaire dans la plupart des cas. L’importance de surveiller les étangs biomanipulés est claire si on considère la diminution de la qualité écologique de certains des paramètres ainsi que l’augmentation de la densité des poissons dans l’étang de Watermael. À certains endroits, en particulier dans le canal, la dominance des espèces exotiques envahissantes pourrait être problématique pour la gestion et la restauration d’un écosystème original. La présence d’espèces non indigènes et leur impact environnemental pourraient entraver la réalisation des objectifs de GEP de la Directive Cadre sur l’Eau, ou les objectifs de conservation développés dans le cadre de la Directive Habitats, même après une amélioration de la qualité de l’eau et de la structure de l’habitat.

## Summary

The initiation of the European Water Framework Directive in 2000 meant an important step forward concerning the whole-scale restoration of degraded water bodies in the European Union. Member states are bound to achieve ecological targets for those water bodies that were enlisted in the context of the directive. In the Brussels Capital-Region, these are the Canal Charleroi-Brussels-Scheldt and the Senne and Woluwe rivers.

Together with a small set of ponds and the small stream Roodkloosterbeek, these water bodies are being followed up since 2004, using a methodological approach for biological monitoring in conformity with the regulations of the Water Framework Directive. For this purpose, phytoplankton, phytobenthos (diatoms), macrophytes, macro-invertebrates and fish are being used as bio-indicators.

The monitoring that was carried out in 2013 included all relevant biological quality elements of importance to the Water Framework Directive, which means the global conclusions can be compared with results generated in 2004 and 2007. Results for the years 2009 and 2010 are incomplete because data on fish are lacking, but give an indication of the temporal evolution of the state of the sampling locations.

In 2013, none of the sampling points reached the general Good Ecological Potential (GEP). In many cases, the often bad or poor state of fish communities in 2013 appeared to downgrade the overall quality.

De global appreciation of the studied water bodies in 2013 is as follows:

- The **Roodkloosterbeek** has a ‘**bad**’ status, which is the same as in 2004 and 2007.
- The **Senne** still has a ‘**bad**’ status in the Brussels Capital-Region, both after entering the region and near the outflow.
- The **Woluwe** river scored ‘moderate’ in 2004, while being in a ‘**poor**’ state in 2007 and 2013.
- In the **canal at the south side** of the Brussels Capital-Region, there is an increase in appreciation from ‘poor’ in 2004 towards ‘**moderate**’ in 2007 and 2013. An amelioration was also evident at the **north side** of the region, where the quality improved from ‘poor’ in 2004 and 2007 to ‘**moderate**’ in 2013.
- For the ponds, we noticed a general increase of ‘bad’ to ‘**poor**’ status of the pond in the **Bronnenpark**. The **large pond of Watermaal-Bosvoorde** (Watermaalvijver) scores, similar to 2007, ‘**poorly**’. The situation in the **long pond in the Woluwepark** remains ‘**bad**’.

In order to diminish any aberrations from the GEP as aimed by the directive, a combination of improvement of chemical water quality and restoration of a suitable habitat structure frequently appears to be a necessity. The importance of monitoring biomanipulated ponds is shown by a decrease of the ecological quality for some of the parameters and increasing fish densities in the Watermaalvijver. At some locations, especially in the canal, the dominance of invasive exotic species could be problematic for the management and restoration of an original ecosystem. The presence of exotic species and their environmental impact could obstruct the achievement of the GEP goals of the Water Framework Directive, or the conservation objectives developed in the context of the Habitats Directive, even after successful improvements of water quality and habitat structure.

# Lijst van Figuren

Figuur 1: Beslissingsboom voor de maatlat 'gevoeligheid voor cyanobacteriële bloei', gebaseerd op celdensiteiten van Cyanobacteria.....	19
Figuur 2: Overzicht van de ecologische kwaliteit voor het onderdeel fytoplankton.....	21
Figuur 3: Overzicht van de ecologische kwaliteit voor het onderdeel fyto benthos.....	27
Figuur 4: Overzicht van de ecologische kwaliteit voor het onderdeel macrofyten.....	33
Figuur 5: Artificieel substraat voor inzameling van macro-invertebraten in Zenne, kanaal en vijvers.....	38
Figuur 6: Enkele exoten in het kanaal.....	42
Figuur 7: Overzicht van de ecologische kwaliteit voor het onderdeel macro-invertebraten.....	44
Figuur 8: Elektrische afvissing uitgevoerd op de Woluwe.....	49
Figuur 9: Illustratie dubbele schietfuij.....	54
Figuur 10: Elektrisch vissen in het Bronnenpark.....	55
Figuur 11: Het ophalen van een dubbele schietfuij in de grote vijver.....	55
Figuur 12: Overzichtskaart bekomen klassen (t.o.v. 'laag' potentieel) voor verschillende waterlichamen voor het kwaliteitselement vissen.....	65
Figuur 13: Snoek (100.3 cm; 8.6 kg) gevangen in de lange vijver in van het Woluwepark.....	79
Figuur 14: De EQR en metriekscores voor de Woluwe in 2004, 2007 en 2013.....	80
Figuur 15: De EQR en metriekscores voor de Roodkloosterbeek in 2004, 2007 en 2013.....	81
Figuur 16: De EQR en metriekscores voor het Kanaal Brussel Charleroi in 2004, 2007 en 2013.....	82
Figuur 17: De EQR en metriekscores voor de vijvers van het Brussels Gewest anno 2013.....	83
Figuur 18: Overzicht van de globale ecologische kwaliteit, uitgaande van het 'one out, all out'-principe.....	86
Figuur 19: Evolutie van de biologische kwaliteitselementen in de Roodkloosterbeek.....	88
Figuur 20: Evolutie van de biologische kwaliteitselementen in de Zenne stroomopwaarts RWZI Zuid.....	89
Figuur 21: Evolutie van de biologische kwaliteitselementen in de Zenne stroomafwaarts RWZI Zuid.....	90
Figuur 22: Evolutie van de biologische kwaliteitselementen in de Zenne stroomopwaarts RWZI Noord.....	91
Figuur 23: Evolutie van de biologische kwaliteitselementen in de Zenne stroomafwaarts RWZI Noord.....	92
Figuur 24: Evolutie van de biologische kwaliteitselementen in de Woluwe.....	93
Figuur 25: Evolutie van de biologische kwaliteitselementen in het kanaal te Anderlecht.....	94
Figuur 26: Evolutie van de biologische kwaliteitselementen in het kanaal te Haren.....	95
Figuur 27: Evolutie van de biologische kwaliteitselementen in Ter Bronnen.....	96
Figuur 28: Evolutie van de biologische kwaliteitselementen in de lange vijver van het Woluwepark.....	97
Figuur 29: Evolutie van de biologische kwaliteitselementen in de Watermaalvijver.....	98

## Lijst van Tabellen

Tabel 1: Lijst van onderzochte waterlichamen met in dit rapport gebruikte codes.....	12
Tabel 2: Fysisch-chemische parameters gemeten op enkele staalnamemomenten. ....	13
Tabel 3: Biologische kwaliteitselementen onderzocht in de verschillende types waterlichamen. ....	13
Tabel 4: Overzicht van staalnamemomenten en methoden.....	14
Tabel 5: Metrics en eindbeoordelingsmethode voor fytoplankton .....	17
Tabel 6: Klassenindeling van de EQR voor het kwaliteitselement fytoplankton.....	17
Tabel 7: EQR o.b.v. fytoplankton en chemische variabelen voor het kanaal en drie vijvers in het BHG.....	20
Tabel 8: Klassenindeling van de EQRIPS voor het kwaliteitselement fyto benthos.....	25
Tabel 9: Diatomeeindices voor locaties in waterlopen en kanaal in 2013, en EQR gebaseerd op IPS .....	26
Tabel 10: Metrics en eindbeoordelingsmethode voor macrofytenvegetatie volgens MMRB en MMPB.....	31
Tabel 11: Klassenindeling van de EQR voor het kwaliteitselement macrofyten (MMRB en MMPB) .....	32
Tabel 12: Deelscores op de variabelen voor berekening van de EQR voor macrofyten .....	32
Tabel 13: Klassenindeling van de IBGN en EQR voor het kwaliteitselement macro-invertebraten in waterlopen en kanaal.....	39
Tabel 14: Klassenindeling van de EQR <sub>MMIF</sub> voor het kwaliteitselement macro-invertebraten in vijvers van het BHG .....	40
Tabel 15: Resultaten van de berekening van EQR op basis van IBGN voor kanaal en waterlopen .....	41
Tabel 16: Resultaten van de berekening van EQR op basis van MMIF voor de vijvers .....	43
Tabel 17: Methode in overeenkomst met CEN (2002a) voor doorwaadbare rivier (< 0.7 m diep) .....	52
Tabel 18: Methode in overeenkomst met CEN (2002a) voor diepere rivieren (> 0.7 m diep) .....	52
Tabel 19: Referentie lijst van vissen voor kanalen en meren.....	58
Tabel 20: Metrieken geselecteerd voor de beoordeling van de ecologische kwaliteit van de grote rivieren in het Brussels Gewest en hun gedrag bij verstoring.....	59
Tabel 21: Metrieken en grenswaarden voor de Zenne (grote rivier) .....	60
Tabel 22: Overzicht van de de EQR (Ecological Quality Ratio) en de appreciatie .....	60
Tabel 23: Metrieken en grenswaarden voor de Woluwe en Roodkloosterbeek (Type kleine beek).....	61
Tabel 24: Metrieken en grenswaarden voor het Kanaal Brussel-Charleroi .....	62
Tabel 25: Metrieken en grenswaarden voor de Woluwe vijvers .....	63
Tabel 26: Locaties en code.....	64
Tabel 27: Specificaties van de gebruikte technieken voor het afvissen.....	66
Tabel 28: Fysische en chemische parameters op het moment van de bemonstering.....	66
Tabel 29: Resultaten elektrisch vissen 2004, 2007 en 2013 in de Woluwe: Het aantal individuen per soort .....	68
Tabel 30: Resultaten elektrisch vissen 2004, 2007 en 2013 in de Woluwe: De biomassa (g) per soort .....	68
Tabel 31: Resultaten elektrisch vissen 2004, 2007 en 2013 in de Roodkloosterbeek: Het aantal individuen per soort.....	69
Tabel 32: Resultaten elektrisch vissen 2004, 2007 en 2013 in de Roodkloosterbeek: De biomassa (g) per soort.....	69
Tabel 33: Resultaten elektrisch vissen 2004, 2007 en 2013 in het Kanaal Brussel-Charleroi (aantal individuen per m <sup>2</sup> ).....	70
Tabel 34: Resultaten elektrisch vissen 2004, 2007 en 2013 in het Kanaal Brussel-Charleroi (aantal individuen).....	70
Tabel 35: Resultaten elektrisch vissen 2004, 2007 en 2013 in het Kanaal Brussel-Charleroi (biomassa uitgedrukt in g/m <sup>2</sup> ) .....	71
Tabel 36: Resultaten elektrisch vissen 2004, 2007 en 2013 in het Kanaal Brussel-Charleroi (biomassa uitgedrukt in g) .....	71
Tabel 37: Resultaten fuikvisserij 2004, 2007 en 2013 in het Kanaal Brussel-Charleroi (aantal individuen per fuikdag) .....	72
Tabel 38: Resultaten fuikvisserij 2004, 2007 en 2013 in het Kanaal Brussel-Charleroi (aantal individuen).....	73
Tabel 39: Resultaten fuikvisserij 2004, 2007 en 2013 in het Kanaal Brussel-Charleroi biomassa uitgedrukt in g/fuikdag.....	73
Tabel 40: Resultaten fuikvisserij 2004, 2007 en 2013 in het Kanaal Brussel Charleroi biomassa uitgedrukt in g.....	74

Tabel 41: Resultaten elektrische vangsten 2007 & 2013: Het aantal individuen per soort en per locatie.....	75
Tabel 42: Resultaten elektrische vangsten 2007 & 2013: Biomassa (in g) per soort en per locatie .....	75
Tabel 43: Resultaten fuik vangsten 2004, 2007 en 2013: Het aantal individuen per soort per locatie per fuikdag	76
Tabel 44: Resultaten fuik vangsten 2004, 2007 en 2013: Het aantal individuen per soort per locatie .....	77
Tabel 45: Resultaten fuik vangsten 2004, 2007 en 2013: Biomassa per soort per locatie en per fuikdag .....	78
Tabel 46: Resultaten fuik vangsten 2004, 2007 en 2013: Biomassa per soort per locatie.....	78
Tabel 47: Gebruikte afkortingen voor de metrieken van IBIB voor rivieren in het Brusselse Gewest.....	80
Tabel 48: Overzicht van de metriekwaarden voor het Kanaal Brussel-Charleroi in het Brusselse Gewest .....	81
Tabel 49: Overzicht van de EQR per locatie voor het Kanaal Brussel-Charleroi in het Brusselse Gewest .....	82
Tabel 50: Overzicht van de metriekwaarden voor de vijvers in het Brusselse Gewest (2004, 2007 en 2013).....	83
Tabel 51: EQR-waarden en globale beoordeling in 2013 .....	85
Tabel 52: Potentieel invasieve exoten aangetroffen in 2013.....	87
Tabel 53: Evolutie van EQR-waarden in Roodkloosterbeek .....	88
Tabel 54: Evolutie van EQR-waarden in Zenne stroomopwaarts RWZI Zuid .....	89
Tabel 55: Evolutie van EQR-waarden in Zenne stroomafwaarts RWZI Zuid .....	90
Tabel 56: Evolutie van EQR-waarden in Zenne stroomopwaarts RWZI Noord.....	91
Tabel 57: Evolutie van EQR-waarden in Zenne stroomafwaarts RWZI Noord .....	92
Tabel 58: Evolutie van EQR-waarden in Woluwe .....	93
Tabel 59: Evolutie van EQR-waarden in kanaal te Anderlecht .....	94
Tabel 60: Evolutie van EQR-waarden in kanaal te Haren .....	95
Tabel 61: Evolutie van EQR-waarden in Ter Bronnen.....	96
Tabel 62: Evolutie van EQR-waarden in lange vijver van het Woluwepark .....	97
Tabel 63: Evolutie van EQR-waarden in Watermaalvijver .....	98

## Lijst van Bijlagen

Bijlage 1: Relatieve abundanties van de in de stalen aangetroffen diatomeeëntaxa. ....	107
Bijlage 2: Macrofyten in waterlopen en vijvers in 2013.....	109
Bijlage 3: Macro-invertebraten in het kanaal, de waterlopen en de vijvers.....	110
Bijlage 4: Soortenlijst van vissen gevangen in het Brussels Gewest (2004-2013) .....	112
Bijlage 5: Wijzigingen van de EQR voor fytoplankton (FP) en vis (VIS) ten opzichte van vorige rapporten....	113

# 1 Inleiding



## 1.1 Kaderrichtlijn Water en objectief

De Europese Kaderrichtlijn Water (KRW, Richtlijn 2000/60/EG) heeft als doel het herstel van oppervlaktewateren, kustwateren en grondwater in de lidstaten tegen het jaar 2015. Om inspanningen voor fysisch-chemische en ecologische kwaliteitsverbetering te harmoniseren en te dirigeren, worden verschillende monitoringstechnieken toegepast.

De monitoring beschreven in deze studie moet toelaten een waarde aan het ecologisch potentieel toe te kennen voor de kunstmatige en sterk gewijzigde waterlichamen die aanwezig zijn in het sterk verstedelijkt gebied van het Brussels Hoofdstedelijk Gewest (BHG) in 2013. De ecologische kwaliteit van een waterlichaam wordt hierbij vergeleken met het Maximaal Ecologisch Potentieel (een voor hydromorfologische beperkingen gecorrigeerd hoogst haalbaar alternatief voor de referentietoestand), wat resulteert in een waarde voor de Ecological Quality Ratio (EQR).

## 1.2 Staalnamepunten

### 1.2.1 Algemeen

In deze studie werden 6 locaties in 3 verschillende waterlopen opgevolgd, 2 punten in het kanaal Charleroi-Brussel-Schelde en 3 vijvers (Tabel 1).

De waterlichamen bestudeerd in 2013 vallen binnen de draagwijdte van de Europese Kaderrichtlijn Water (Zenne, kanaal en Woluwe) of dienen als indicatie voor de toestand van de oppervlaktewateren in een ruimere context (Roodkloosterbeek en drie vijvers in het Woluwebekken). Ze maken deel uit van een langere monitoringtijdsreeks (Van Tendeloo *et al.*, 2004; Triest *et al.*, 2008; Van Onsem *et al.*, 2012). Gegevens verzameld in 2004 en 2007 werden gebruikt voor het op punt stellen en valideren van de methodologie voor bepaling van de ecologische kwaliteit volgens het EQR-principe, gestoeld op elementen die rekening houden met de specifieke hydromorfologische situatie in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest.

**Tabel 1: Lijst van onderzochte waterlichamen met in dit rapport gebruikte codes. RWZI – Rioolwaterzuiveringsinstallatie.**

Categorie	Code VUB	Code BIM	Naam	Gemeente - Straat
Waterloop	RK	ROO001	Roodkloosterbeek (Bergojepark)	Oudergem - Jacques Bassemstraat
Waterloop	S1	ZEN025	Zenne voor RWZI Zuid	Anderlecht - Internationalelaan
Waterloop	S2	ZEN025 (vis)	Zenne na RWZI Zuid	Anderlecht - Bollinkxstraat
Waterloop	S3		Zenne voor RWZI Noord	Brussel - Vilvoordse laan
Waterloop	S4	ZEN070	Zenne na RWZI Noord	Brussel - Budasesteenweg
Waterloop	W2	WOL025	Woluwe (Hof ter Musschen)	Sint-Lambrechts-Woluwe - Woluwelaan
Kanaal	C1	KAN005	Kanaal IN	Anderlecht - Aakaai
Kanaal	C2	KAN050	Kanaal UIT	Brussel - Vilvoordsesteenweg
Vijver	TrBr	ETA223	Ter Bronnen	Sint-Lambrechts-Woluwe - Woluwelaan
Vijver	WPk1	ETA013	Woluwepark 1 (lange vijver)	Sint-Pieters-Woluwe - Tervurenlaan
Vijver	Wtml	ETA051	Watermaal	Watermaal-Bosvoorde - Vuursteenweg

Voor het element vis is het vrijwel onmogelijk om binnen het BHG een representatief transect te bemonsteren dat overeenkomt met de situatie stroomopwaarts samenvloeiing van Zenne en het effluent van de zuidelijke rioolwaterzuiveringsinstallatie (RWZI Zuid). Staalname voor vis gebeurt daarom telkens stroomafwaarts de RWZI's, en komt in Anderlecht overeen met het punt S2 (Tabel 1).

### 1.2.2 Typologie

Voor de waterlichamen in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest wordt het typologiesysteem o.b.v. abiotische karakteristieken gehanteerd dat ontwikkeld werd voor Vlaanderen (Typologie systeem B; Jochems *et al.*, 2002) (Triest *et al.*, 2008; Bocquet, 2004). De Zenne valt op basis van de grootte van het stroomgebied onder het type 'Grote rivier'. De kleinere waterlopen, inclusief de Woluwe, worden beschouwd als 'Kleine beken' (Van Tendeloo *et al.*, 2004). De Woluwe is in Vlaanderen aangeduid als 'Grote beek', maar in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest is de oppervlakte van het stroombekken daarvoor te klein. Het kanaal neemt een bijzondere positie in, maar wordt toch gedefinieerd als 'Grote rivier' (Triest *et al.*, 2008). De vijvers in het gewest zijn van het type 'Ionenrijke alkalische wateren' (Bocquet, 2004).

Tabel 2 geeft de gemeten waarden voor enkele fysisch-chemische parameters en concentraties totaal fosfaat (TP) gemeten in 2013.

## 1.3 Onderzochte kwaliteitselementen

Niet elke organismegroep wordt relevant geacht in een specifiek waterlichaam (Tabel 3). In waterlopen van het BHG wordt geen gebruik gemaakt van het kwaliteitselement fytoplankton,


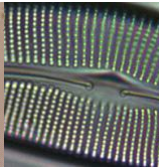





omwille van de beperkte omvang en de hoge stroomsnelheid. Aanwezigheid van macrofyten is in de huidige situatie geen doelstelling in het kanaal. Fytobenthos, als onderdeel van overige waterflora, wordt niet opgenomen in de beoordeling van vijvers in het BHG.

**Tabel 2: Fysisch-chemische parameters gemeten op enkele staalnamemomenten.**

Locatie	Datum	Uur h	pH	T °C	O <sub>2</sub> mg O <sub>2</sub> /L	O <sub>2</sub> %	Cond. µS/cm	TP mg P/L
RK	25/04/13	11:35	7.92	16.6	10.47	107.2	901	0.131
RK	26/09/13	13:00	7.77	16.4	N/A	N/A	604	0.074
S1	18/07/13	13:10	7.71	20.8	4.93	54.4	1001	0.861
S2	18/07/13	11:35	7.50	20.0	4.40	48.2	1078	1.148
S3	17/07/13	17:10	7.55	20.5	3.15	34.6	1033	1.025
S4	17/07/13	13:30	7.22	21.1	5.00	55.1	1190	1.107
W2	25/04/13	12:30	7.88	15.5	10.57	106.0	793	0.156
W2	26/09/13	14:55	7.78	16.3	N/A	N/A	653	0.230
C1	17/07/13	18:25	8.38	24.3	9.95	117.1	812	0.328
C2	17/07/13	10:15	7.70	25.8	5.00	61.0	840	0.307
TrBr	18/07/13	19:45	8.37	24.3	15.70	186.0	731	0.881
WPk1	24/06/13	20:20	7.82	16.7	9.60	98.3	965	0.131
WPk1	24/07/13	18:10	7.92	25.8	16.32	204.0	847	0.164
WPk1	23/08/13	11:35	7.50	20.6	8.30	92.7	899	0.115
Wtml	21/06/13	19:00	8.04	17.7	N/A	N/A	512	0.143
Wtml	23/07/13	17:55	8.98	29.2	15.89	201.0	495	0.205
Wtml	27/08/13	16:15	8.44	21.4	14.37	164.0	559	0.266

**Tabel 3: Biologische kwaliteitselementen onderzocht in de verschillende types waterlichamen. Nvt – niet van toepassing.**

					
Waterlopen	nvt	x	x	x	x
Kanaal	x	x	nvt	x	x
Vijvers	x	nvt	x	x	x

In tegenstelling tot voorgaande rapporten (Triest *et al.*, 2008; Van Onsem *et al.*, 2012) wordt geen algemene EQR voor ‘(overige) waterflora’ (de combinatie van fyto benthos en macrofyten) uitgewerkt. Opvolging van waterlichamen volgens de KRW vereist monitoring van macrofyten en fyto benthos als descriptoren van de toestand van waterflora, maar er wordt geen melding gemaakt van het samenvoegen van beide onderdelen in één index (EU Water Framework Directive, 2000). Het beschouwen van waterflora als apart onderdeel wordt in deze studie niet opportuun geacht omdat fyto benthos en macrofyten enkel in de waterlopen samen worden onderzocht. Daarenboven sluit het toepassen van het ‘one out, all out’-principe voor de bepaling van de globale kwaliteit o.b.v. elke organismegroep afzonderlijk, goed aan bij de ecologische realiteit.

**Tabel 4: Overzicht van staalnamemomenten en methoden. Biologische kwaliteitselementen: FP – fytoplankton, FB – fyto benthos, MF – macrofyten, MI – macro-invertebraten, VIS – vissen. AS – artificieel substraat, B – boot, E – elektrische afwissing, F – fuiken, K – kicksampling, NS – natuurlijk substraat, O – oevertransect, W – transect met waadpak. Nvt – niet van toepassing.**

Locatie		FP	FB	MF	MI	VIS
RK	ROO001	nvt	25/04/2013 NS	26/09/2013 O	26/09/2013 K	3/06/2013 E
S1	ZEN025	nvt	18/07/2013 AS	18/07/2013 O	18/07/2013 AS	nvt
S2	ZEN025 (vis)	nvt	18/07/2013 AS	18/07/2013 O	18/07/2013 AS	1/07/2013 E
S3		nvt	17/07/2013 AS	17/07/2013 O	17/07/2013 AS	nvt
S4	ZEN070	nvt	17/07/2013 AS	17/07/2013 O	17/07/2013 AS	1/07/2013 E
W2	WOL025	nvt	25/04/2013 NS	20/09/2013 W	26/09/2013 K	3/06/2013 E
C1	KAN005	17/07/2013 O	17/07/2013 AS	nvt	17/07/2013 AS	16-18/10/2013 E+F
C2	KAN050	17/07/2013 O	17/07/2013 AS	nvt	17/07/2013 AS	16-18/10/2013 E+F
TrBr	ETA223	18/07/2013 O	nvt	20/09/2013 O	18/07/2013 AS	5-7/11/2013 E+F
WPk1	ETA013	jun-jul-aug 2013 B	nvt	jun-jul-aug 2013 O+B	18/07/2013 AS	5-7/11/2013 E+F
Wtml	ETA051	jun-jul-aug 2013 B	nvt	jun-jul-aug 2013 O+B	18/07/2013 AS	6-8/11/2013 E+F

## 2 Fytoplankton



### 2.1 Inleiding

Planktonische microscopische algen en cyanobacteriën vormen een belangrijke component in het ecosysteem van stilstaande of traagstromende waterlichamen. Eutroficatie van de waterkolom leidt tot verhoogde risico's op fytoplanktonbloei en hoge turbiditeit van het water, met destabilisatie en verdwijnen van submerse waterplanten en macroalgen (Scheffer *et al.*, 1993).

Wegens de hogere stroomsnelheid is het kwaliteitselement fytoplankton niet van toepassing in de Zenne, de Woluwe en de Roodkloosterbeek.

### 2.2 Inzameling

Waterstalen voor identificatie en kwantificatie van het fytoplankton werden met een plastic buis ingezameld vanop een boot (WPk1 en Wtml) of vanaf de waterkant (kanaal en TrBr), op vijf plaatsen in de vijver of langsheen de oever. Stalen van 500 ml werden in afwachting van analyse gefixeerd met Lugol, sodiumthiosulfaat en gebufferde formaline. Samen met fytoplanktonstalen werden waterstalen voor meting van conductiviteit (meting ter plekke) en analyse van concentraties chlorofyl *a* (Chl *a*), feofytine en totaal-fosfaat (TP) ingezameld. Kanaal en TrBr werden bemonsterd in juli 2013; staalnamen voor de vijvers WPk1 en Wtml gebeurden in juni, juli en augustus 2013 (zie Tabel 4).

### 2.3 Analyse

#### 2.3.1 Pigmenten en totaal-fosfaat

Een deel van het ingezamelde water werd bij terugkeer gefilterd voor pigmentanalyse. Filters met fytoplankton werden opgeslagen bij -20°C en binnen drie weken verwerkt. De

concentraties Chl *a* en feofytine werden spectrofotometrisch bepaald na extractie in 90% aceton. Feofytine, een afbraakproduct van Chl *a*, draagt bij aan troebelheid en geeft een indicatie van de staat van de fytoplanktongemeenschap op het moment van inzameling, en wordt daarom mee opgenomen als component van de EQR (Tabel 5).

Voor analyse van TP werden ongefilterde waterstalen gebruikt voor spectrofotometrische bepaling via de ascorbinezuurmethode.

### 2.3.2 Microscopie

Een specifiek volume van de gefixeerde fytoplanktonstalen werd microscopisch onderzocht na sedimentatie in een telkamer, met geïnverteerde microscoop bij 1000x vergroting. Vooraleer de sedimentatiebuis werd weggenomen, werd de aanwezigheid van onbezonden cyanobacteriële kolonies visueel gecontroleerd. Er werd een onderscheid gemaakt tussen eukaryote fytoplanktoncellen en cyanobacteriën. Cellen werden afzonderlijk geteld, ongeacht de vorm van voorkomen, tot een totaal bereikt werd van 200 à 300 groeivormeenheden (individuele cellen, filamenten, coenobia of andere kolonies).

## 2.4 Berekening EQR

Voor de berekening van de ecologische kwaliteitsratio o.b.v. fytoplankton werden oorspronkelijk zes deelvariabelen geselecteerd (Van Tendeloo *et al.*, 2004). In voorgaand (Van Onsem *et al.*, 2012) en huidig rapport wordt de variabele ‘zuurstofverzadiging’ uit de analyse weggelaten (Tabel 5), omdat de waarde van deze fysisch-chemische eenheid niet eenduidig in verband staat met de fytoplanktondensiteit. Een superverzadigde waterkolom komt immers voor in periodes van hoge fotosynthetische activiteit van zowel planktonische organismen als macrofyten. Zuurstofconcentraties zouden bruikbaar zijn in de beoordeling van de integriteit van de fytoplanktongemeenschap indien de metingen gecorrigeerd worden voor zuurstofproductie door macrofyten.

De resterende maatlatten gebruikt in de berekening van de EQR voor fytoplankton zijn conductiviteit, concentratie totaal-fosfaat, fytoplanktonabundantie in aantal cellen per ml, fytoplanktonabundantie in pigmentconcentratie en gevoeligheid voor cyanobacteriële bloei (Tabel 5). Tabel 6 geeft de klassenindeling van de EQR voor fytoplankton.

In de abundantiescore gebaseerd op pigmentconcentratie wordt rekening gehouden met de specifieke condities in het kanaal: enerzijds afwezigheid van submerse vegetatie die fytoplankton onder controle zou kunnen houden, en anderzijds turbulentie veroorzaakt door scheepvaart die de beschikbaarheid van nutriënten in de waterkolom verhoogt en niet-motiele algen in suspensie houdt. Voor dezelfde maatlat wordt daarnaast rekening gehouden met de recreatieve status van visvijvers, waarbij het bereiken van een heldere waterkolom onder omstandigheden van hoge visdensiteiten moeilijk haalbaar is. Voor visvijvers gebeurt de berekeningswijze dus analoog aan die voor het kanaal.

**Tabel 5: Metrics en eindbeoordelingsmethode voor fytoplankton (aangepast naar Van Tendeloo *et al.*, 2004).**

<b>Maatlat en maatlatklassen</b>	<b>Score</b>
<b>1. Run-offscore (conductiviteit)</b>	
Gemiddeld 800-1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ met piekwaarden boven 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$	0
Gemiddeld 700-800 $\mu\text{S}/\text{cm}$ met piekwaarden boven 800 $\mu\text{S}/\text{cm}$	1
Gemiddeld 700-800 $\mu\text{S}/\text{cm}$	3
Steeds lager dan 700 $\mu\text{S}/\text{cm}$	5
<b>2. Totaal-fosfaatscore</b>	
Piekwaarden boven 1 mg P/l	0
Gemiddeld 0.5-1 mg P/l	1
Gemiddeld lager dan 0.5 mg P/l, maar met piekwaarden tot 1 mg P/l	3
Steeds lager dan 0.5 mg P/l	5
<b>3. Score fytoplanktonabundantie in aantal cellen/ml</b>	
Gemiddeld hoger dan 20000 cellen/ml	0
Gemiddeld hoger dan 5000 cellen/ml	1
Gemiddeld tussen 1000 en 5000 cellen/ml	3
Steeds lager dan 1000 cellen/ml	5
<b>4. Score fytoplanktonabundantie in pigmentconcentratie</b>	
Chl a + feofytine $\geq 120 \mu\text{g}/\text{l}$ - indien geen beheerde visvijver of kanaal	0
Chl a + feofytine $< 120 \mu\text{g}/\text{l}$ - indien submerse macrofyten afwezig	1
Chl a + feofytine $\geq 120 \mu\text{g}/\text{l}$ - indien beheerde visvijver of kanaal	3
Chl a + feofytine $< 120 \mu\text{g}/\text{l}$ - indien submerse macrofyten aanwezig (of visvijver/kanaal)	5
<b>5. Score cyanobacteriebloei</b>	
Meerdere perioden met cyanobacteriebloei	0
Gemiddeld matige abundantie met 1 cyanobacteriebloei	1
Gemiddeld lage abundantie	3
Gemiddeld zeer lage abundantie	5
<b>Kanaal en vijvers:</b>	
Som van variabelen 1 t.e.m. 5 (maximale score)	25
EQR op basis van variabelen 1-5 (schaal 0-1)	beoordeling/25

**Tabel 6: Klassenindeling van de EQR voor het kwaliteitselement fytoplankton.**

Klasse	EQR
MEP	= 1
GEP	$\geq 0.7$
MATIG	$\geq 0.3$
ONTOEREIKEND	$\geq 0.1$
SLECHT	$\geq 0$

## 2.5 Cyanobacteriële abundantie

De maatlat ‘gevoeligheid voor cyanobacteriële bloei’ is een belangrijke parameter gezien de stedelijke context van het Brussels Hoofdstedelijk Gewest. De nabijheid, toegankelijkheid en recreatieve functie van veel vijvers in het BHG maken dat het risico op contact met toxines of irriterende stoffen afkomstig van cyanobacteriën in geval van een bloei reëel is.

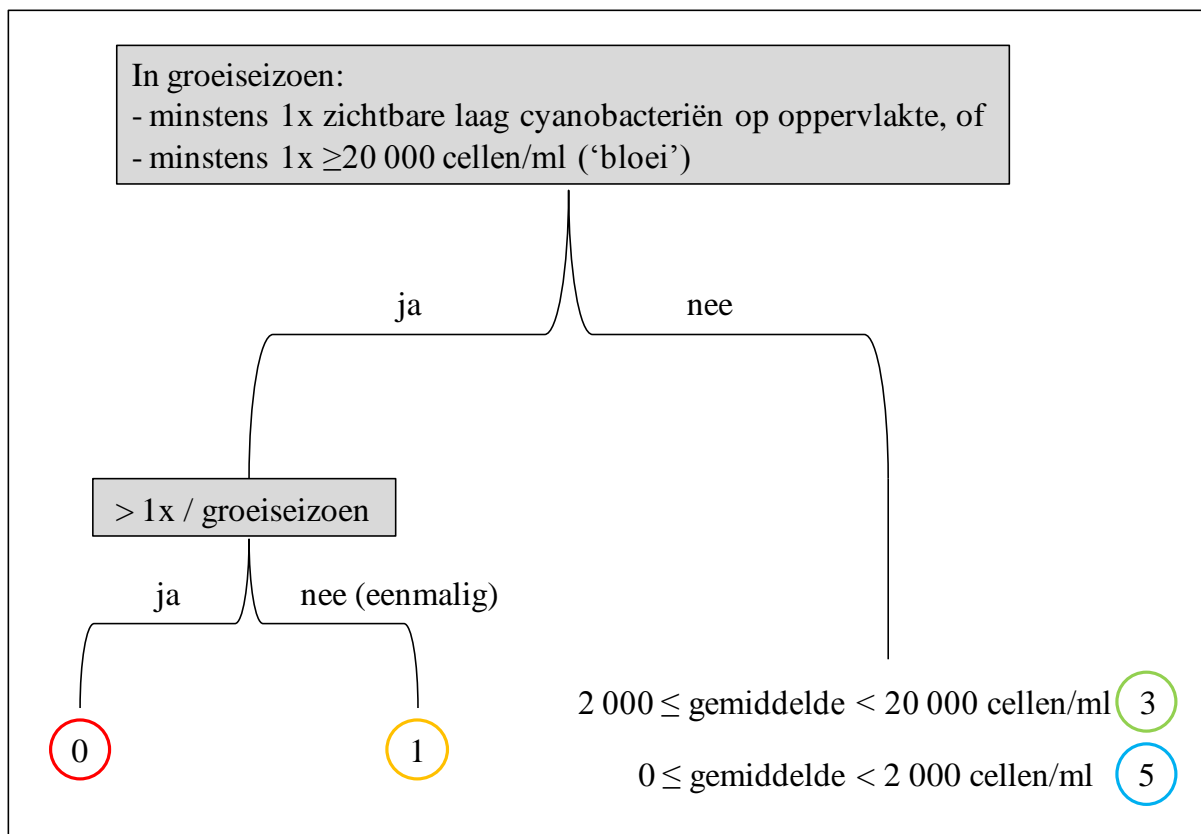
De ernst van een waargenomen hoeveelheid cyanobacteriële cellen in een planktonstaal werd afgewogen op basis van normen voor celdensiteiten opgesteld door de Wereldgezondheidsorganisatie (WHO, 2003). De gebruikte indeling (Figuur 1) werd los gezien van de overige, eukaryote fytoplanktongemeenschap, en is dus niet gebaseerd op relatieve proporties. Absolute aantallen, uitgedrukt in aantal cellen per ml, worden immers relevanter geacht bij het beoordelen van de cyanobacteriële aanwezigheid.

De aanwezigheid van een bloei, al dan niet potentieel gevaarlijk, werd vereenvoudigd vastgelegd op een overschrijding van 20 000 cellen/ml. De motivatie hiervoor is een relatief laag risico op schadelijke gezondheidseffecten dat kan optreden bij een abundantie tussen 20 000 en 100 000 cellen/ml (WHO, 2003). Er wordt bij deze definitie van een bloei geen uitspraak gedaan over de te treffen maatregelen, aangezien het ontmoedigen van contact met het water slechts wordt aangeraden vanaf een dichtheid van 100 000 cellen/ml (overeenstemmend met een matig risico op schadelijke gezondheidseffecten; WHO, 2003). Daarnaast hangt het mogelijk contact met passanten en gebruikers af van de specifieke locatie, zodat niet noodzakelijk overal eenzelfde strikt normenstelsel hoeft gehanteerd te worden.

Een bijkomend argument voor het gebruik van de grens van 20 000 cellen/ml, is dat dit typisch overeenstemt met een ‘zichtbare, lichte verkleuring van het water’ (AWWA, 1995), al zijn gradaties in troebelheid sterk onderhevig aan het effectieve biovolume van de fytoplanktongemeenschap, eerder dan aan celdensiteit.

De aanwezigheid van een zichtbare laag cyanobacteriën op het wateroppervlak (‘scum’) betekent in elk geval een overschrijding van de norm, en een onmiskenbaar gezondheidsrisico (WHO, 2003).

Het uitdrukken van de hoeveelheid fytoplankton of Cyanobacteria in termen van celdensiteiten heeft als nadeel dat geen rekening gehouden wordt met het intrinsieke verschil in grootte tussen de fytoplanktongenera. In de toekomst wordt daarom best overgeschakeld op het toepassen van biovolumes (in aantal  $\text{mm}^3/\text{L}$ ) – uitgerekend in functie van een geometrische benadering van de verschillende aanwezige taxa – of een andere vergelijkbare eenheid voor abundantie.



**Figuur 1:** Beslissingsboom voor de maatlat ‘gevoeligheid voor cyanobacteriële bloei’, gebaseerd op celdensiteiten van Cyanobacteria. Scores voor deze parameter zijn omcirkeld (kleuren zijn slechts indicatief).

## 2.6 Resultaten

Resultaten van de beoordelingen voor fytoplankton en gerelateerde deelvariabelen worden gegeven in Tabel 7. Figuur 2 geeft een overzicht van de bekomen kwaliteitsklassen.

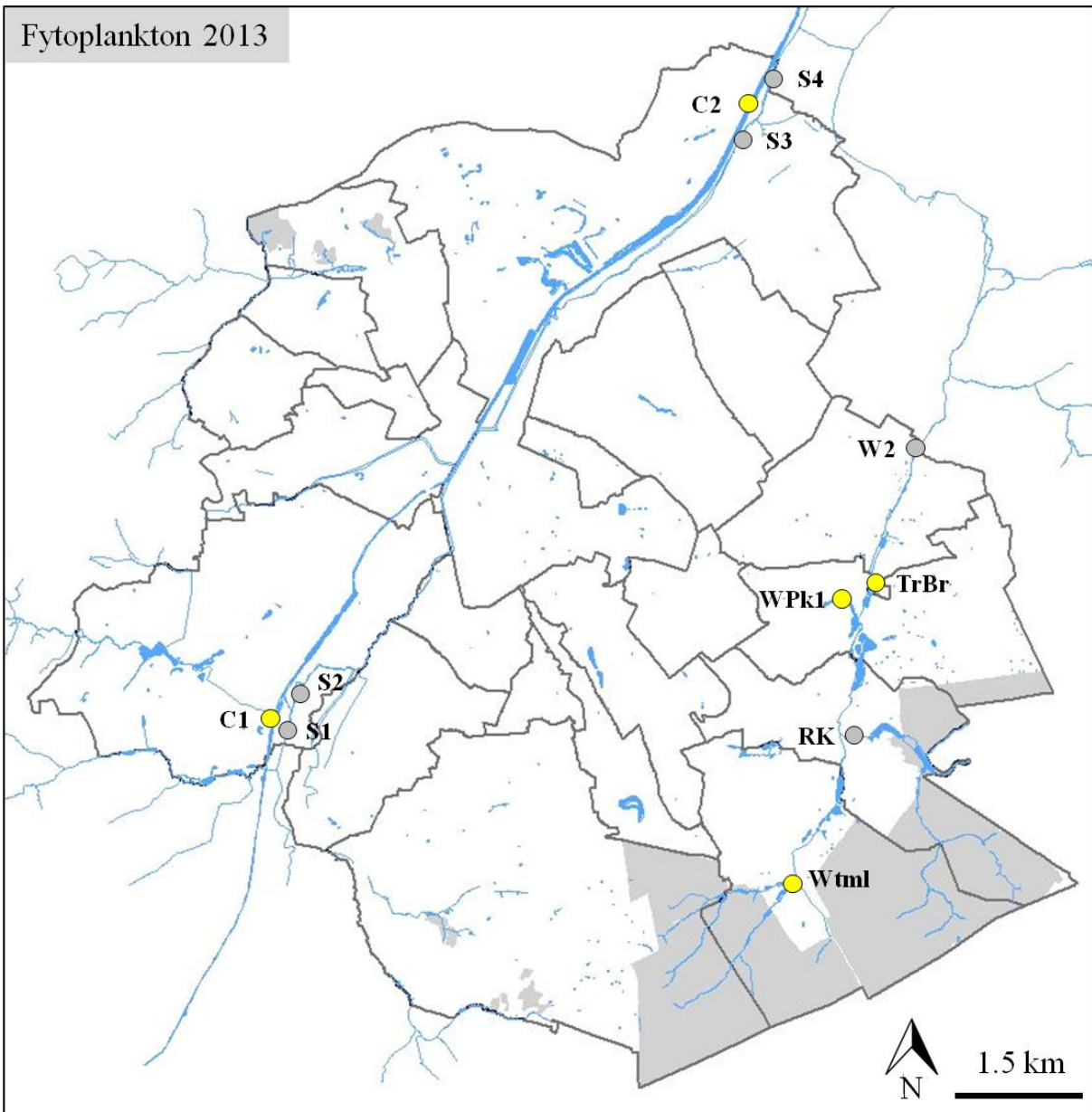
Globaal bereikte geen enkel relevant waterlichaam de doelstelling GEP voor dit biologisch kwaliteitselement. Beide locaties in het kanaal en de drie bestudeerde vijvers haalden slechts een matige kwaliteit doorheen het groeiseizoen. Pijnpunten bleken vooral een hoge conductiviteit (parameter 1), en een grote celdensiteit (parameter 3), hetgeen overeenkomt met waarnemingen op basis van Secchidiepte. Concentraties totaal-fosfaat (parameter 2) bleken gunstig, behalve in TrBr. De waterlichamen scoren maximaal op vlak van pigmentconcentratie (parameter 4), vanwege het in rekening brengen van de status van het waterlichaam (omstandigheden in het kanaal promoten troebelheid; TrBr is een beheerde visvijver) en de aanwezigheid van submerse macrofyten (abundant in WPK1 en Wtml). De pigmentconcentratie in TrBr bevond zich dichtbij de grens van  $120\ \mu\text{g/L}$ , maar een overschrijding zou niet geleid hebben tot een globale daling in kwaliteitsklasse. Cyanobacteriepopulaties (parameter 5) bereikten het niveau van een bloei in augustus in

Wtml. Wtml kende een achteruitgang doorheen de staalnameperiode, met vertroebeling en verlies van macrofyten in augustus.

**Tabel 7: EQR o.b.v. fytoplankton en chemische variabelen voor het kanaal en drie vijvers in het BHG. Voor elk van vijf parameters wordt ofwel de enkelvoudige meting vermeld (C1, C2, TrBr), ofwel de gemiddelde zomerwaarde (n=3) (WPk1, Wtml), gevolgd door de deelscore tussen haakjes. \* TrBr: beheerde visvijver.**

2013							
	1. Run-off (conductiviteit) ( $\mu$ S/cm)	2. Totaal fosfaat (mg P/L)	3. Fytoplanktonabundantie (#cellen/ml)	4. Fytoplanktonabundantie ( $\mu$ g [Chl $\alpha$ +feofytine]/ml)	5. Cyanobacterieabundantie (#cellen/ml)	Totale score	EQR 2013
<b>Kanaal:</b>							
C1	812 ( 0 )	0.328 ( 5 )	32 971 ( 0 )	56.63 ( 5 )	1 441 ( 5 )	15	<b>0.60</b>
C2	840 ( 0 )	0.307 ( 5 )	29 396 ( 0 )	17.12 ( 5 )	3 868 ( 3 )	13	<b>0.52</b>
<b>Vijvers:</b>							
TrBr*	731 ( 3 )	0.881 ( 1 )	30 053 ( 0 )	113.21 ( 5 )	1 468 ( 5 )	14	<b>0.56</b>
WPk1	904 ( 0 )	0.137 ( 5 )	13 995 ( 1 )	24.89 ( 5 )	989 ( 5 )	16	<b>0.64</b>
Wtml	522 ( 5 )	0.205 ( 5 )	63 217 ( 0 )	50.61 ( 5 )	16 085 ( 1 )	16	<b>0.64</b>

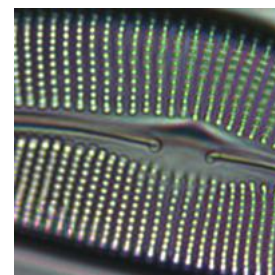




Figuur 2: Overzicht van de ecologische kwaliteit voor het onderdeel fytoplankton. Blauw – MEP, groen – GEP, geel – matig, oranje – ontoereikend, rood – slecht, zwart – niet aangetroffen, grijs – niet van toepassing.



## 3 Fytobenthos



### 3.1 Inleiding

De analyse van het fytobenthos gebeurt a.d.h.v. diatomeeën, de meest soortdiverse en abundante groep benthische microscopische algen. Diatomeeën reageren snel en gevoelig op veranderingen in de chemische kwaliteit van het water, en zijn daarom nuttig als bio-indicatoren voor de toestand van de waterkwaliteit.

### 3.2 Inzameling

Omwille van het verschil in toegankelijkheid en bereikbaarheid van de stroombedding tussen de kleine en grotere waterlopen, werden twee verschillende inzamelingsmethodes gebruikt.

#### 3.2.1 Natuurlijk substraat

In Woluwe en Roodkloosterbeek werd in het voorjaar met waadpak een traject van een twintigtal meter afgestapt in stroomopwaartse richting, waarbij willekeurig een twintigtal steentjes verzameld werd.

#### 3.2.2 Artificieel substraat

In kanaal en Zenne werd fytobenthos ingezameld m.b.v. blauwe steen als artificieel substraat. Het gebruik van acrylwol in het kanaal werd afgeraden naar aanleiding van een interkalibratie uitgevoerd ter vergelijking van de in Vlaanderen en het Brussels gewest gebruikte methodologieën (Van Onsem & Triest, 2012). Acrylwol bleek in het langzaam stromend water van het kanaal een hoog percentage dode, centrische valven op te vangen. Gemeenschappen aangetroffen op blauwe steen werden daarentegen gedomineerd door levende, pennate diatomeeën, duidend op de ontwikkeling van een biofilm.

In de Zenne bevatten filamenten acrylwol weinig dode valven, omdat de relatief hoge stroomsnelheid planktonische gemeenschappen bemoeilijkt, of retentie van allochtone valven minder waarschijnlijk maakt. Toch werd gekozen voor het gebruik van blauwe steen om het vergelijken met artificieel substraat in het kanaal te optimaliseren.

Op elk staalnamepunt werden begin juni drie tegels blauwe steen (20 x 10 cm) gehangen, op variabele diepte, maar steeds binnen de eufotische zone (zie Figuur 5). In het kanaal werden de substraten verspreid bevestigd aan beide oevers, gepaard met substraten uitgehangen voor de inzameling van macro-invertebraten.

De duur van de kolonisatie bedroeg zes weken. De artificiële substraten voor diatomeeën en voor macro-invertebraten werden gelijktijdig opgepikt en verwerkt, op 17 en 18 juli 2013.

### 3.3 Analyse

Organisch materiaal werd uit de stalen verwijderd door middel van zuurdigestie. In een eerste stap werd 37% HCl toegevoegd in een volume gelijk aan dat van de stalen. HCl lost kalkaanslag op en vereenvoudigt zo de identificatie van de diatomeevalven. De oplossing werd gedurende een uur verhit, en enkele malen gecentrifugeerd voor verwijdering van zuur en opgelost calcium. De eigenlijke digestie van de celinhoud gebeurde door koken met achtereenvolgens 95% H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> en 65% HNO<sub>3</sub>. Na het afkoelen van de oplossingen werd het zuur weggewassen m.b.v. centrifugatie.

De bereiding van de preparaten gebeurde met het insluitmiddel Zrax (W. P. Dailey; refractieindex $\geq$ 1.7). Diatomeeën werden geïdentificeerd tot op soort- of variëteitniveau. Per staal werden in totaal 500 valven geteld. De berekening van de diatomee-indices gebeurde met het programma OMNIDIA 5.2.

### 3.4 Berekening EQR

De bepaling van de EQR voor fyto-benthos steunt op de Indice de Polluosensibilité Spécifique (IPS), een op diatomeeën gebaseerde index die de algemene vervuilingsgraad van het milieu weergeeft. De IPS wordt frequent gebruikt in Europees waterkwalteitsonderzoek omdat ze berekend wordt op basis van een uitgebreide lijst van diatomeeëntaxa waarvoor gevoeligheid en indicatorwaarde zijn gekend.

Om een indicatie te krijgen van de afzonderlijke rol van eutroficatie (nutriëntenvervuiling) in de afwijking t.o.v. de referentietoestand kan de Trophic Diatom Index (TDI; Kelly & Whitton, 1995) gebruikt worden. TDI wordt uitgedrukt op een schaal gaande van 0 (zeer lage nutriëntenconcentraties) tot 100 (zeer hoge nutriëntenconcentraties).

Correcte interpretatie van TDI-waarden kan weliswaar slechts wanneer het relatieve aandeel aan voor organische vervuiling tolerante taxa (%PT) gekend is, omdat organische vervuiling een hoge TDI kan veroorzaken. Het effect van nutriëntenaanrijking is enkel onderscheidbaar van dat van organische vervuiling indien het %PT laag ligt. Bij hoge %PT-waarden kunnen geen solide conclusies getrokken worden omtrent eutroficatie, maar kan wel gesteld worden dat de waterloop op de plaats van staalname zwaar belast is met organische componenten.

In het Brussels Hoofdstedelijk Gewest wordt uitgegaan van een referentietoestand voor fyto-benthos die niet beïnvloed wordt door de hydromorfologische karakteristieken van de waterloop. De berekening van de  $EQR_{IPS}$  gebeurt door eenvoudige deling door 20 (Triest *et al.*, 2008).

De klassenindeling van de  $EQR_{IPS}$  wordt gegeven in Tabel 8. De oorspronkelijke methodologie voorzag een verlaging van de GEP- en MEP-grenzen voor het kanaal, om rekening te houden met veronderstelde negatieve effecten van scheepvaart (Triest *et al.*, 2008). Naar aanleiding van een interkalibratie-oefening uitgevoerd ter afstemming van fyto-benthosbeoordelingsmethoden gebruikt in het Vlaamse Gewest en het BHG in het kanaal Charleroi-Brussel-Schelde (Van Onsem & Triest, 2012), werd besloten de klassenindeling voor IPS gelijk te stellen met de sterk veranderde waterlopen in het BHG. Hoewel de impact van scheepvaart onvoldoende is gekend, kan verondersteld worden dat de passage van binnenschepen vooral niet-mitigeerbare effecten heeft op fytoplankton, eerder dan op benthische diatomeeën (Van Onsem & Triest, 2012). Voor de biologische kwaliteitselementen macrofyten, fytoplankton en macro-invertebraten wordt wel rekening gehouden met het artificiële karakter en de gebruikswaarde van het kanaal.

**Tabel 8: Klassenindeling van de  $EQR_{IPS}$  voor het kwaliteitselement fyto-benthos. Voor het kanaal worden oorspronkelijke klassengrenzen weergegeven (Triest *et al.*, 2008), en deze voorgesteld in Van Onsem & Triest (2012) en toegepast in huidig rapport.**

Klasse	Zenne, Woluwe en kleinere waterlopen	Kanaal met scheepvaart (Triest et al., 2008)	Kanaal met scheepvaart (Van Onsem & Triest, 2012)
MEP	$\geq$ 0.80	0.65	0.80
GEP	$\geq$ 0.65	0.55	0.65
MATIG	$\geq$ 0.45	0.45	0.45
ONTOEREIKEND	$\geq$ 0.25	0.25	0.25
SLECHT	$\geq$ 0	0	0

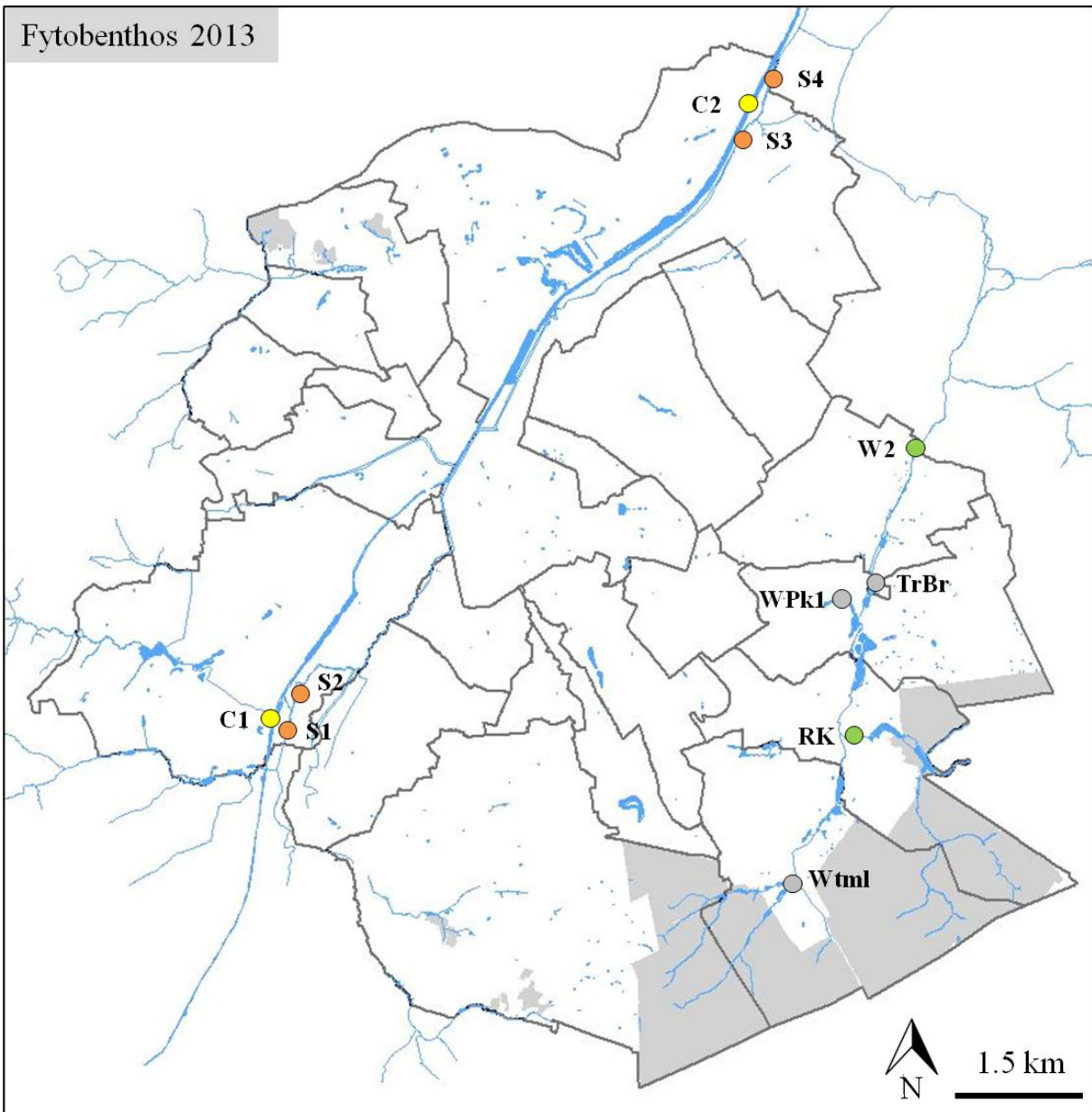
### 3.5 Resultaten

Resultaten voor IPS, TDI en de  $EQR_{IPS}$  worden gegeven in Tabel 9. Figuur 3 toont een overzicht van de bekomen kwaliteitsklassen voor de relevante waterlichamen. De index IBD wordt apart meegegeven, maar loopt in grote lijnen gelijk met de uitkomst voor IPS.

De EQR voor de Zenne was op elke locatie ontoereikend. Waarden voor %PT lagen overal in de Zenne hoog, een indicatie voor een zware organische belasting van het water. Dit komt overeen met de lage zuurstofwaarden die gemeten werden (Tabel 2). In de Woluwe en Roodkloosterbeek werd het Goed Ecologisch Potentieel (GEP) bereikt, net als in 2010 (Van Onsem *et al.*, 2012). Op de staalnamepunten in het kanaal werd een matige kwaliteit waargenomen. De combinatie van hoge TDI-waarden met vrij lage percentages PT duidt er op eutrofiëring.

**Tabel 9: Diatomeeindices voor locaties in waterlopen en kanaal in 2013, en EQR gebaseerd op IPS.**

	IPS	IBD	TDI	%PT	$EQR_{IPS}$ 2013
<b>Waterlopen:</b>					
RK	14.70	15.20	69.80	11.90	0.74
S1	7.20	8.40	93.40	64.80	0.36
S2	7.20	8.00	92.50	44.10	0.36
S3	7.10	8.60	98.20	60.40	0.36
S4	6.80	8.40	97.90	40.40	0.34
W2	15.30	15.20	69.30	12.80	0.77
<b>Kanaal:</b>					
C1	12.00	11.10	92.10	10.40	0.60
C2	9.90	9.90	83.80	24.60	0.50

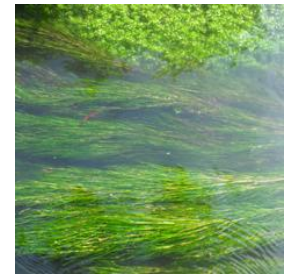


Figuur 3: Overzicht van de ecologische kwaliteit voor het onderdeel fyto-benthos. Blauw – MEP, groen – GEP, geel – matig, oranje – ontoereikend, rood – slecht, zwart – niet aangetroffen, grijs – niet van toepassing.





## 4 Macrofyten



### 4.1 Vegetatieopname

#### 4.1.1 Waterlopen

Opnames in de waterlopen gebeurden in juli (Zenne) en september (Woluwe en Roodkloosterbeek) 2013 (zie Tabel 4). Per locatie werd een transect van 100 meter afgestapt. Bedekkingspercentages van alle hydrofyten, helofyten en freatofyten werden geschat en genoteerd in 10 opeenvolgende fragmenten van 10 meter. Enkel vegetatie binnen de invloedzone van de waterloop werd opgenomen.

#### 4.1.2 Vijvers

Hydrofyten en watergebonden oevervegetatie werden opgenomen op verschillende tijdstippen. Structuur en samenstelling van de oevervegetatie werden bepaald in juni 2013. Analyse van de abundantie en compositie van de volledig aquatische vegetatie gebeurde vanaf de oever (TrBr) of voor WPk1 en Wtml in juni, juli en augustus vanop een boot.

### 4.2 Berekening EQR

De waargenomen soorten werden gegroepeerd per levensvorm (Tabel 10). Voor elke groep werd de soortenrijkdom en totale abundantie berekend. In deze studie werden de abundantieclassen vastgelegd op afwezig, laag/sporadisch (t.e.m. 5% bedekking), frequent (vanaf 5 t.e.m. 25%) en abundant (vanaf 25% en meer).

#### 4.2.1 Waterlopen (MMRB)

Voor de berekening van de EQR voor macrofyten in waterlopen wordt gebruik gemaakt van de MMRB (Metric for Macrophytes in Heavily Modified Rivers of Brussels; Van Tendeloo *et*

*al.*, 2006). De vegetatiekarakteristieken die in **waterlopen met een (semi)natuurlijke oeverstructuur** beoordeeld worden als metrics binnen de MMRB zijn:

- vegetatiestructuur (structurele diversiteit),
- aantal kwelindicatoren,
- abundantie van kwelindicatoren,
- abundantie van submerse macrofyten,
- abundantie van helofyten en oeverplanten.

Oorspronkelijk werden ook een reproductiescore voor hydrofyten en indices voor trofiegraad (GIS, IBMR) in de kwaliteitsbeoordeling meegerekend. Opname van trofiescores in de bepaling van de EQR leidde echter niet tot een verhoging van de gevoeligheid of differentiatie ten opzichte van de vereenvoudigde methode (Van Tendeloo *et al.*, 2006).

In de **Zenne** verhindert de sterk gewijzigde of artificiële laterale morfologie de kolonisatie door emergente planten. Omdat een geleidelijke overgang tussen de rivierloop en terrestrische habitats of stedelijke infrastructuur ontbreekt, zijn – in de huidige situatie – enkel hydrofyten relevant (Triest *et al.*, 2008). De ecologische kwaliteit van de Zenne wordt getoetst aan het ‘lage potentieel’, d.i. het MEP in afwezigheid van hydromorfologische aanpassingen die groei van helofyten zouden toelaten (Triest *et al.*, 2008).

De procedure voor bepaling van de EQR voor macrofyten in waterlopen van het Brussels Hoofdstedelijk Gewest wordt gegeven in Tabel 10. Om een maat van soortenrijkdom toe te voegen in de beoordeling van de Zenne, en om het eventuele voorkomen van helofyten te appreciëren, wordt voor locaties in de Zenne o.a. de variabele vegetatiestructuur gebruikt (met lichte aanpassing van de deelscores). De ondergrenzen van de vijf kwaliteitsklassen zijn weergegeven in Tabel 11.

#### **4.2.2 Vijvers (MMPB)**

De analyse van het kwaliteitselement macrofyten gebeurt voor vijvers analoog aan de werkwijze voor bepaling van de MMRB, met toevoeging van een bijkomende parameter die de toestand van bedekking van het wateroppervlak door drijfbladplanten en vrijdrijvende macrofyten beschrijft (Triest *et al.*, 2008). Omdat een grote abundantie drijf(blad)planten negatief gewaardeerd wordt, verloopt het scorepatroon van deze extra variabele unimodaal. De negatieve beoordeling van hoge bedekkingsgraden houdt rekening met de impact van de aanwezigheid van drijvende structuren op de groei van ondergedoken macrofyten. Drijfbladplanten (o.a. *Nuphar lutea* en *Nymphaea alba*) en vrijdrijvende macrofyten (verschillende kroossoorten en drijvende darmwieren) worden gegroepeerd, omdat het ecologische effect gelijkaardig is.

De procedure voor het berekenen van de MMPB (Metric for Macrophytes in Ponds of Brussels; Van Tendeloo *et al.*, 2006) en de klassenindeling worden respectievelijk gegeven in Tabel 10 en Tabel 11.

**Tabel 10: Metrices en eindbeoordelingsmethode voor macrofytenvegetatie volgens MMRB en MMPB (Van Tendeloo *et al.*, 2006; Triest *et al.*, 2008). Asterisk: waterlopen exclusief Zenne; dubbele asterisk: scores voor vegetatiestructuur in Zenne staan tussen haakjes.**

Maatlat en maatlatklassen	Waterlopen*	Zenne	Vijvers	Score**
<b>1. Structuurscore</b>	1	1	1	
Geen macrofyten (ook geen watergebonden oeverplanten)				0 (0)
Enkel één of meerdere emergente soorten				2 (2)
Enkel één submerse soort				4 (2)
Meer dan één submerse soort				6 (6)
Meer dan één submerse soort en één of meerdere emergente soorten				8 (10)
Meer dan één submerse en emergente soort en tenminste één drijvend/wortelend				10 (10)
<b>2. Score grondwaterafhankelijke soorten</b>	1	0	1	
Geen kwelindicatoren				0
Eén kwelindicatorsoort				2
Twee kwelindicatorsoorten				6
Meerdere kwelindicatorsoorten				10
<b>3. Totale-abundantiescore grondwaterafhankelijke planten</b>	1	0	1	
Geen grondwaterafhankelijke waterplanten				0
Bedekkingsgraad van grondwaterafhankelijke waterplanten laag en sporadisch				2
Bedekkingsgraad van grondwaterafhankelijke waterplanten frequent				6
Bedekkingsgraad van grondwaterafhankelijke waterplanten abundant				10
<b>4. Totale-abundantiescore submerse waterplanten</b>	1	1	1	
Geen submerse waterplanten				0
Bedekkingsgraad van submerse waterplanten laag en sporadisch				2
Bedekkingsgraad van submerse waterplanten frequent				6
Bedekkingsgraad van submerse waterplanten abundant				10
<b>5. Totale-abundantiescore helofyten</b>	1	0	1	
Geen watergebonden oeverplanten				0
Bedekkingsgraad van oever laag en sporadisch				2
Bedekkingsgraad van oever frequent				6
Bedekkingsgraad van oever abundant				10
<b>6. Totale-abundantiescore drijf(blad)planten</b>	0	0	1	
Geen drijf(blad)planten (geen submerse macrofyten)				0
Geen drijf(blad)planten (wel submerse macrofyten)				6
Bedekkingsgraad van drijf(blad)planten laag en sporadisch (geen submerse macrofyten)				2
Bedekkingsgraad van drijf(blad)planten laag en sporadisch (wel submerse macrofyten)				10
Bedekkingsgraad van drijf(blad)planten frequent				6
Bedekkingsgraad van drijf(blad)planten abundant				2
<b>Waterlopen (excl. Zenne):</b>				
EQR op basis van variabelen 1-5 (schaal 0-1) (MMRB)				beoordeling/50
<b>Zenne (huidige oeversituatie):</b>				
EQR op basis van variabelen 1 & 4 (schaal 0-1)				beoordeling/20
<b>Vijvers:</b>				
EQR op basis van variabelen 1-6 (schaal 0-1) (MMPB)				beoordeling/60

Tabel 11: Klassenindeling van de EQR voor het kwaliteitselement macrofyten (MMRB en MMPB).

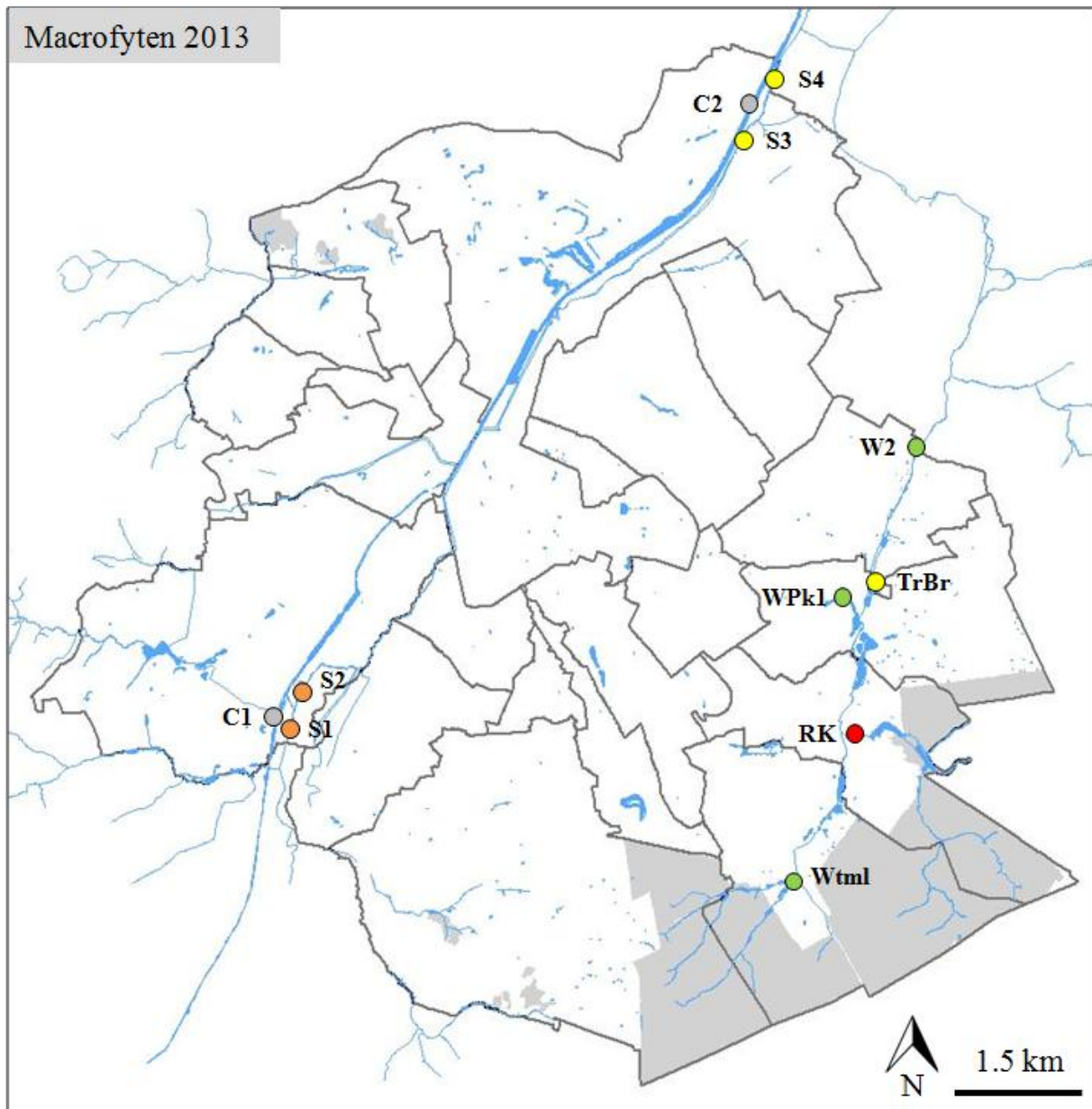
Klasse	EQR
MEP	= 1
GEP	≥ 0.7
MATIG	≥ 0.3
ONTOEREIKEND	≥ 0.1
SLECHT	≥ 0

### 4.3 Resultaten

Tabel 12 en Figuur 4 tonen de resultaten voor de deelscores en finale beoordeling van waterlopen en vijvers in 2013. Een overzicht van de aangetroffen soorten bij de vegetatieopnames kan gevonden worden in Bijlage 2.

Tabel 12: Deelscores op de variabelen voor berekening van de EQR voor macrofyten. Grijs cellen: variabele niet van toepassing.

	2013						Totale score	EQR 2013
	1. Vegetatie-structuur	2. Aantal kwel-indicatoren	3. Abundantie kwelindicatoren	4. Abundantie submerse soorten	5. Abundantie helofyten	6. Abundantie drijf(blad)planten		
<b>Waterlopen:</b>								
RK	0	0	0	0	0		0	0.00
S1	2			2	2		4	0.20
S2	2			2			4	0.20
S3	2			6			8	0.40
S4	2			10			12	0.60
W2	8	10	10	6	10		44	0.88
<b>Vijvers:</b>								
TrBr	2	10	10	0	10	2	34	0.57
WPk1	10	10	10	10	10	2	52	0.87
Wtml	10	10	10	10	10	2	52	0.87



Figuur 4: Overzicht van de ecologische kwaliteit voor het onderdeel macrofyten. Blauw – MEP, groen – GEP, geel – matig, oranje – ontoereikend, rood – slecht, zwart – niet aangetroffen, grijs – niet van toepassing.

#### 4.3.1 Waterlopen

##### 4.3.1.1 Roodkloosterbeek

In Roodkloosterbeek werd geen submerse of oevervegetatie aangetroffen. Een combinatie van factoren, zoals een hoge beschaduwingsgraad, ongeschiktheid van de oever- of beddingstructuur, of aanwezigheid van omnivore kreeften (*Orconectes limosus*), kan aan de basis liggen hiervoor. In principe zou de aanvoer van propagulen van macrofyten vanuit de vijvers van Rood Klooster niet limiterend moeten zijn.

#### 4.3.1.2 Zenne

De lage abundantie van *Potamogeton pectinatus* in de Zenne te Anderlecht (S1 en S2) was vergelijkbaar met die in de jaren 2009-2010 (Van Onsem *et al.*, 2012). De EQR bleef daarom onveranderd (EQR = 0.20) en duidt op een ontoereikende toestand in 2013. Stroomafwaarts (S3 en S4) lag de abundantie van *Potamogeton pectinatus* hoger, waardoor een matige kwaliteit gehaald wordt (S3: EQR = 0.40; S4: EQR = 0.60).

Voor het bereiken van het GEP voor macrofyten moeten meerdere submerse soorten voorkomen. In de Zenne werd net als voorgaande jaren enkel *Potamogeton pectinatus* (Schedefonteinkruid) waargenomen. Om een grondige analyse van de macrofytengemeenschap uit te voeren, zou ideaal een transect afgevaren moeten worden. Om logistieke redenen beperkt de vegetatieanalyse zich voorlopig enkel tot een visuele inschatting van de abundantie van *Potamogeton pectinatus*.

In een van de artificiële substraten die werden uitgehangen stroomafwaarts het RWZI Noord (S4) werd een turion van een ander fijnbladig fonteinkruid (mogelijk *Potamogeton pusillus*, Tenger fonteinkruid) aangetroffen. De aanwezigheid van deze ene propagule kan een indicatie zijn voor het voorkomen van een tweede soort *Potamogeton* in het Brusselse traject van de Zenne. In de vijvers van het gewest komt *Potamogeton pusillus* regelmatig voor in associatie met *Potamogeton pectinatus*, maar het vrij snel stromende, troebele water van de Zenne is mogelijk minder geschikt voor groei van deze soort. De aangetroffen turion is daarom geen bewijs voor de aanwezigheid van een stabiele populatie, maar betekent wel dat een grondigere vegetatieanalyse in de bedding noodzakelijk zou kunnen zijn om het volle potentieel van de Zenne op dit moment te kunnen inschatten.

#### 4.3.1.3 Woluwe

In de Woluwe werd net als in 2009-2010 een goede kwaliteit o.b.v. macrofyten waargenomen. Het GEP werd behaald (EQR = 0.88) door een combinatie van abundante submerse vegetatie en een rijke oevergemeenschap.

### 4.3.2 Vijvers

Aangezien TrBr zich in een troebele toestand bevond, groeiden er geen submerse macrofyten. Door de aanwezigheid van oevervegetatie werd een matige kwaliteit (EQR = 0.57) bereikt, vergelijkbaar met voorgaande jaren.

WPk1 bevatte zowel een abundante submerse macrofytengemeenschap (tien soorten; zie Bijlage 2) als een relatief rijke oevervegetatie, zodat opnieuw het GEP bereikt werd (EQR = 0.87). Doorheen het groeiseizoen namen filamenteuze algen, *Lemna* sp. en *Enteromorpha* cf. *intestinalis* een groter wordend deel van het wateroppervlak in, vooral aan de luwe, stroomafwaartse zijde van de vijver. De doorheen de zomer toenemende abundantie van deze drijvende matten is een jaarlijks terugkerend fenomeen in WPk1, maar verhindert niet dat in de eerste helft van het groeiseizoen telkens abundante populaties van submerse soorten (in

2013 vooral *Potamogeton pectinatus*, *P. Pusillus* en *Zannichellia palustris*) in dat deel van de vijver tot ontwikkeling komen.

In Wtml werden vier submerse taxa aangetroffen (zie Bijlage 2). Monospecifieke velden van *Potamogeton pectinatus* namen een groot deel van de vijver in. De doelstelling van het GEP werd net als in 2009-2010 gehaald (EQR = 0.87), dankzij de combinatie van abundante submerse en watergebonden oevervegetatie. Niettemin wordt sinds 2011, zo ook in 2013, doorheen de zomer een significante vertroebeling van het water waargenomen, gepaard gaande met een achteruitgang van de submerse gemeenschap. Eenzelfde negatieve tendens blijkt uit de EQR voor fytoplankton, die vergeleken met 2010 sterk daalde (van MEP naar matig). Dat het oordeel o.b.v. de EQR voor macrofyten toch gunstig is (GEP), betekent mogelijk dat de toegepaste methodologie voor dit kwaliteitselement onvoldoende rekening houdt met evoluties doorheen het groeiseizoen. Een aanpassing van de berekening van de EQR voor macrofyten lijkt echter niet meteen noodzakelijk, aangezien een verslechterende toestand door vertroebeling resulteert in een verlaging van de EQR voor fytoplankton. In het globale oordeel van de ecologische toestand van de vijvers weegt dan de laagste score het zwaarst door, vanwege het 'one-out, all-out'-principe.





## 5 Macro-invertebraten



### 5.1 Inzameling

#### 5.1.1 Waterlopen en kanaal

##### 5.1.1.1 *Artificieel substraat*

Net als voor fytobenthos werd voor de moeilijk toegankelijke sites een andere methode gebruikt voor inzameling van macro-invertebraten dan voor bemonstering van de doorwaadbare waterlopen. In Zenne en kanaal werden op elke locatie telkens drie artificiële substraten uitgehangen, bestaande uit een metalen basis (dubbel geplooid gaas) van 0.5 x 0.5 m met finale maaswijdte < 1 cm (Figuur 5). Hierop werd een kleine metalen kooi met maaswijdte van ongeveer 3 cm bevestigd met kalkstenen keien van 4 à 8 cm, bedoeld om kolonisatie door grotere dieren mogelijk te maken, en een aardappelzak met maaswijdte van ongeveer 0.5 cm, gevuld met kleiner kalksteengruis van 1 à 2 cm. Het metalen frame met de artificiële substraten werd aan de vier hoeken met nylonkoorden tot op de bodem neergelaten. Waar mogelijk (kanaal en S4) werden de substraten verspreid bevestigd langs beide oevers.

De kolonisatieperiode bedroeg 6 weken. Na ophaling van de substraten werden stenen en sediment ter plaatse gespoeld en gezeefd met een zeef met maaswijdte van 500 µm. Macro-invertebraten op grotere objecten en stenen werden individueel getriëerd of afgeschuurd. De overgehouden fractie werd overgebracht in een plastic fles van 2 L, en gefixeerd in 75% ethanol.

##### 5.1.1.2 *Kicksampling*

In de Roodkloosterbeek en Woluwe werden macro-invertebraten bemonsterd door middel van kicksampling. Hiervoor werd met een gesteeld metalen frame, met daaraan een net met maaswijdte van 500 µm, over de bodem en langs ondergedoken vegetatie gesampled. In stroomopwaartse richting werd zo gedurende 5 minuten een representatieve set van habitatten verstoord.



**Figuur 5: Artificieel substraat voor inzameling van macro-invertebraten in Zenne, kanaal en vijvers. Links vóór installatie, rechts bevestigd aan de oever van Zenne (S4), in koppel met een tegel voor kolonisatie door diatomeeën.**

Fijn sediment werd ter plaatse uitgespoeld. De inhoud van het net werd in een plastic fles van 2 L overgebracht, en gefixeerd in 75% ethanol.

## 5.1.2 Vijvers

### 5.1.2.1 Artificieel substraat

In de drie vijvers werd gewerkt met hetzelfde type artificieel substraat als gebruikt in de Zenne en het kanaal. Drie substraten werden verspreid bevestigd langsheen min of meer toegankelijke segmenten van de oever.

De inzameling van de substraten gebeurde na een kolonisatietijd van 6 weken. De verwerking van de substraten na ophaling werd uitgevoerd zoals met de substraten gebruikt in Zenne en kanaal.

## 5.2 Analyse

De stalen werden in het labo gespoeld, gezeefd en verdeeld in fracties met behulp van een zeefstoren (respectievelijk 2, 1 en 0.5 mm). Indien mogelijk werd de hele staal geanalyseerd, maar in het geval van grote abundanties werd voor sommige soorten een deel van elke fractie getriëerd (minstens 25%), waarna aantallen werden geëxtrapoleerd. De hele staal werd onderzocht op minder abundante soorten.

Determinaties gebeurden met een stereomicroscoop bij vergroting 20x of 40x. Het niveau van identificatie werd afgestemd op de benodigde taxonomische resolutie voor elk type waterlichaam. Ook bij het bepalen van de abundanties werd rekening gehouden met de vereisten voor de berekening van de EQR. Voor waterlopen en kanaal volstaat het om voor

elk taxon te tellen tot minstens tien individuen aangetroffen worden (voor berekening van de ecologische toestand o.b.v. de IBGN – Indice Biologique Global Normalisé; C. Gay Environnement, 2000). Een meer doorgedreven analyse is vereist voor de bepaling van de ecologische kwaliteit van vijvers a.d.h.v. de MMIF (Multimetric Macroinvertebrate Index Flanders, Gabriels *et al.*, 2010; Josens & Crohain, 2012). De gebruikte identificatiesleutels waren onder meer deze in De Pauw & Vannevel, 1991 en Dobson, 2013.

## 5.3 Berekening EQR

Voor stromend en stilstaand water worden in het BHG verschillende methoden toegepast voor de berekening van de EQR (Josens & Crohain, 2012).

### 5.3.1 Waterlopen en kanaal (IBGN)

Voor de Zenne, de Roodkloosterbeek, de Woluwe en het kanaal wordt gebruik gemaakt van de Indice Biologique Global Normalisé (IBGN; AFNOR, 1992). Voor deze waterlichamen werden specifieke MEP-doelstellingen en klassegrenzen uitgewerkt, rekening houdend met het sterk gewijzigde of artificiële karakter van de waterlopen in het gewest (Josens & Gosset, 2004). De IBGN werd niet geschikt bevonden voor kwaliteitsbeoordeling van de vijvers in het gewest.

IBGN maakt gebruik van een combinatie van taxonrijkdom (heringedeeld in klassen) en sensitiviteit van de aanwezige indicatorgroepen. Voor een gedetailleerd overzicht van de berekeningswijze wordt verwezen naar Josens & Crohain, 2012. De EQR wordt bekomen door het delen van de IBGN-score door de score overeenstemmend met het MEP (Tabel 13).

**Tabel 13: Klassenindeling van de IBGN en EQR voor het kwaliteitselement macro-invertebraten in waterlopen en kanaal (Josens & Crohain, 2012).**

Klasse		IBGN (EQR)		
		Woluwe/Rood- kloosterbeek	Zenne	Kanaal
MEP	≥	11 (1.00)	10 (1.00)	8 (1.00)
GEP	≥	9 (0.82)	8 (0.80)	6 (0.75)
MATIG	≥	6 (0.55)	5 (0.50)	4 (0.50)
ONTOEREIKEND	≥	3 (0.27)	3 (0.30)	2 (0.25)
SLECHT	≥	0 (0.00)	0 (0.00)	0 (0.00)

$EQR_{IBGN} = IBGN/MEP$

### 5.3.2 Vijvers (MMIF)

De ecologische kwaliteitsbeoordeling voor macro-invertebraten gebeurt in het BHG op dezelfde wijze als in het Vlaams Gewest, en is gebaseerd op de MMIF (Multimetric Macroinvertebrate Index Flanders; Gabriels *et al.*, 2010). De MMIF maakt gebruik van vijf parameters:

- taxonrijkdom
- aantal taxa behorende tot Ephemeroptera, Plecoptera en/of Trichoptera
- overig aantal sensitieve taxa
- Shannon-index
- gemiddelde tolerantiescore van de gemeenschap

De verschillende deelmaatlaten en de finale EQR worden gequoteerd afgaande op de klassegrenzen bepaald voor het type ‘Alkalisch meer’ in Vlaanderen (Tabel 14).

**Tabel 14: Klassenindeling van de  $EQR_{MMIF}$  voor het kwaliteitselement macro-invertebraten in vijvers van het BHG (Gabriels *et al.*, 2010).**

Klasse		EQR Alkalische meren
MEP	≥	0.90
GEP	≥	0.70
MATIG	≥	0.50
ONTOEREIKEND	≥	0.30
SLECHT	≥	0.00

$EQR_{MMIF} = (\text{som deelscores})/20$

Voor een gedetailleerd overzicht van de berekeningswijze wordt verwezen naar Gabriels *et al.*, 2010 en Josens & Crohain, 2012.

## 5.4 Resultaten

Bijlage 3 geeft een overzicht van de aangetroffen taxa en hun abundantie. Op de meeste locaties kwamen een aantal tolerante taxa, zoals *Tubifex*, verschillende genera bloedzuigers (Hirudinea), *Asellus* en *Chironomidae* algemeen voor. Slechts in Roodkloosterbeek en de vijvers Wpk1 en Wtml werden kokerjuffers (Trichoptera) gevonden.

Figuur 7 toont de bekomen kwaliteitsklassen van de locaties in het BHG.

### 5.4.1 Waterlopen en kanaal

Een overzicht van de deelscores en EQR voor macro-invertebraten voor waterlopen en kanaal wordt gegeven in Tabel 15.

**Tabel 15: Resultaten van de berekening van EQR op basis van IBGN voor kanaal en waterlopen.**

LOCATIE	C1	C2	RK	S1	S2	S3	S4	W2
DATUM STAALNAME	17-7	17-7	26-9	18-7	18-7	17-7	17-7	26-9
Aantal taxa globaal	12	15	18	11	8	8	9	18
Aantal taxa cf. IBGN	11	15	16	9	8	7	7	17
Diversiteitsklasse (CD)	4	5	5	3	3	3	3	6
Indicortaxon	Gammarid ae	Gammarid ae / Mollusca	Leptocerid ae	Mollusca	Asel./Chir ./Hir./Olig.	Asel./Chir ./Hir./Olig.	Asel./Chir ./Hir./Olig.	Mollusca
Indicorgroep (GI)	2	2	4	2	1	1	1	2
Score IBGN	5	6	8	4	3	3	3	7
MEP	8	8	11	10	10	10	10	11
EQR <sub>IBGN</sub>	0.63	0.75	0.73	0.40	0.30	0.30	0.30	0.64

#### 5.4.1.1 Zenne

In de Zenne vond t.o.v. 2010 een lichte verbetering plaats, met een verandering van klasse slecht naar ontoereikend op alle plaatsen (Tabel 15). Terwijl de Zenne net vóór de samenvloeiing met het effluent van RWZI Zuid (S1) een EQR van 0.40 haalde, lag de kwaliteit op de drie overige staalnamepunten wel op de grens naar een slechte toestand (EQR = 0.30). De gemeenschappen van macro-invertebraten worden in de Zenne nog steeds gedomineerd door een beperkt aantal vervuilingstolerante taxa, waaronder *Tubifex*, *Asellus* en Chironomidae. In S1 werden voldoende exemplaren Mollusca aangetroffen om deze groep als indicatorgroep te beschouwen.

#### 5.4.1.2 Kanaal

In Anderlecht bevond het kanaal zich in een matige toestand (EQR = 0.63), maar ter hoogte van de Budabrug (C2) behaalde het kanaal net het GEP (EQR = 0.75), dankzij een hogere soortenrijkdom (Tabel 15).

De macro-invertebratengemeenschap in het kanaal werd gedomineerd door een aantal invasieve exoten, grotendeels van Ponto-Kaspische oorsprong (Figuur 6). De kokervormende borstelworm *Hypania invalida* (Grube, 1860) is al enige tijd in België aanwezig (Gabriels *et al.*, 2005), en werd in het kanaal Charleroi-Brussel-Schelde in het BHG voorheen mogelijk aanzien voor *Hydra* sp.. Opmerkelijk is de afwezigheid van *Dreissena polymorpha* (Driehoeksmossel) in C1, terwijl deze soort abundant voorkwam in C2.

De aanwezigheid van invasieve exoten in het kanaal, zowel in de gemeenschap van macro-invertebraten als bij de vissen, reflecteert de verbindingfunctie die het kanaal vervult. Voor sommige soorten valt niet uit te sluiten dat ze via deze weg op termijn andere waterlichamen in het BHG bereiken en koloniseren.



**Figuur 6:** Enkele exoten in het kanaal. 1 – *Dreissena polymorpha*, 2 – *Dikerogammarus* sp., 3 – *Orconectes limosus*, 4 – *Corbicula* sp., 5 – *Hypania invalida*. De grootte van de ruiten bedraagt 0.5 x 0.5 cm.

Bij een situatie zoals die voorkomt in het kanaal, met een verarmde inheemse macro-invertebratengemeenschap, kan de vraag gesteld worden op welke manier geïntroduceerde soorten beoordeeld moeten worden. Als er uitsluitend rekening wordt gehouden met de sensitiviteit van deze soorten (zoals in de berekening van MMIF; Gabriels *et al.*, 2005), of de beoordeling in belangrijke mate stoelt op het aantal aanwezige taxa (zoals in de berekening van IBGN), onafhankelijk van herkomst, bestaat het risico dat de waarde van de EQR geen afspiegeling is van de afwijking t.o.v. de gewenste staat van het waterlichaam. De incorporatie van een deelmaatlat om aanwezigheid van exoten negatief te beoordelen, zou kunnen overwogen worden.

#### **5.4.1.3 Woluwe en Roodkloosterbeek**

Zowel Roodkloosterbeek als Woluwe bevonden zich in een matige toestand in 2013 (Tabel 15). Voor Roodkloosterbeek werd geen verandering waargenomen t.o.v. oktober 2009 (EQR = 0.73), maar opvallend is de achteruitgang van de Woluwe voor dit kwaliteitselement (van EQR = 0.82 in oktober 2010 naar 0.64 in 2013). De doelstelling van het GEP werd ter hoogte van Hof ter Musschen dus niet bereikt.

#### **5.4.2 Vijvers**

Tabel 16 geeft een overzicht van de deelscores voor MMIF en EQR voor macro-invertebraten in de drie onderzochte vijvers.

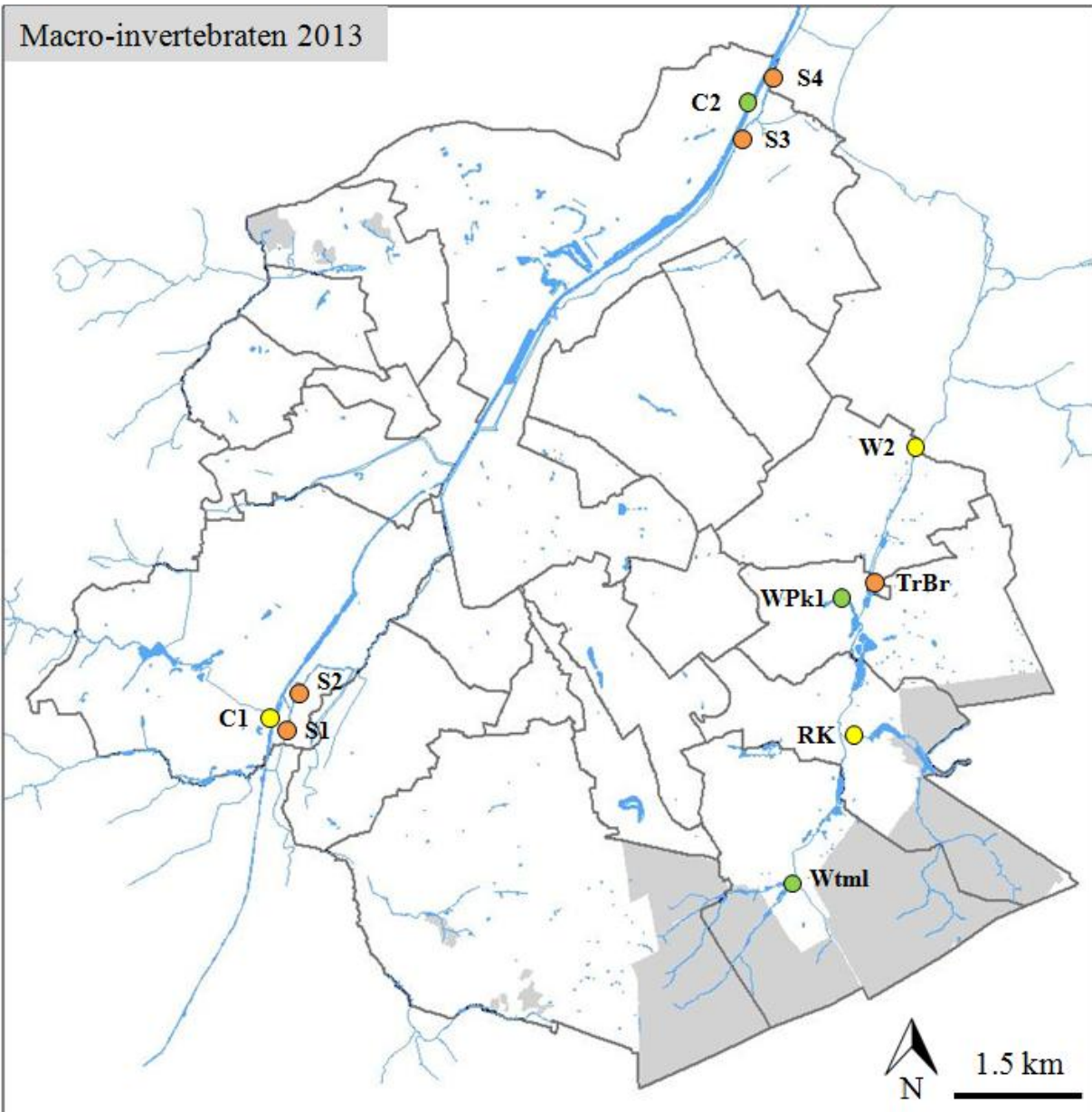
Ter Bronnen (TrBr) bevond zich in 2013 in een ontoereikende toestand op gebied van macro-invertebraten (EQR = 0.45), een achteruitgang t.o.v. 2010 (EQR = 0.60).

De EQR in de lange vijver van het Woluwepark (WPk1) bleef onveranderd in vergelijking met 2010 (EQR = 0.75). Het GEP werd opnieuw bereikt.

In de Watermaalvijver (Wtml) lag de waarde van EQR dicht bij de overgang naar een matige kwaliteit. De EQR van 0.70 is een daling t.o.v. die in 2010 (EQR = 0.80), en komt overeen met een achteruitgang die in 2013 ook voor fytoplankton en macrofyten werd geobserveerd. Daarenboven werd een toename waargenomen in aantallen en biomassa vis in vergelijking met de campagne in 2007 (zie verder). Tijdens de vegetatie-opname in juni werd een unionide mossel gevonden, maar deze waarneming werd niet opgenomen in de berekening van de  $EQR_{MMIF}$ .

**Tabel 16: Resultaten van de berekening van EQR op basis van MMIF voor de vijvers.**

LOCATIE	TrBr		WPk1		Wtml	
DATUM STAALNAME	18-7		18-7		18-7	
	Waarde Score		Waarde Score		Waarde Score	
Taxonrijkdom	14	2	22	3	21	3
Aantal EPT	0	0	5	4	4	3
Aantal sensitieve taxa excl. EPT	4	2	5	2	5	2
Shannon-index	1.60	2	1.44	2	1.96	3
Gemiddelde tolerantiescore	4.57	3	5.18	4	4.95	3
Som	9		15		14	
$EQR_{MMIF}$	0.45		0.75		0.70	



Figuur 7: Overzicht van de ecologische kwaliteit voor het onderdeel macro-invertebraten. Blauw – MEP, groen – GEP, geel – matig, oranje – ontoereikend, rood – slecht, zwart – niet aangetroffen, grijs – niet van toepassing.



# 6 Vissen

(door: Jan Breine)



## 6.1 Inleiding

Het doel van de Kaderrichtlijn Water (EU Water Framework Directive, WFD, 2000) is om in alle Europese waters in 2015 een 'goede toestand' te bereiken. Voor de verschillende ecologische kwaliteitselementen werden beoordelingssystemen ontwikkeld zodat de toestand van de oppervlakte waters kan worden beoordeeld.

Vis is één van de kwaliteitselementen en voor de Kaderrichtlijn Water (KRW) moet er voor de oppervlaktewaters (rivieren en meren) gerapporteerd worden over de samenstelling, abundantie en leeftijdsopbouw. Daarenboven moet er voor elk type oppervlakte water en elk kwaliteitselement een referentie beschreven worden.

Voor de visfauna in een natuurlijk waterlichaam betekent dit dat de samenstelling en abundantie van de soorten geheel of vrij geheel overeenkomen met de onverstoorde staat. Verder dienen de type specifieke, voor verstoring gevoelige, soorten aanwezig te zijn en de leeftijdsopbouw mag slechts weinig tekenen van verstoring vertonen. Voor een sterk veranderd of kunstmatig waterlichaam wordt een Maximaal en Goed Ecologisch Potentieel beschreven (MEP en GEP).

Voor het Maximaal Ecologisch Potentieel moeten de waarden voor de kwaliteitselementen zoveel mogelijk normaal zijn in vergelijking tot het meest vergelijkbare type oppervlaktelichaam van de categorie waarin het hoort nl. rivieren of meren. Terwijl voor het Goed Ecologisch Potentieel lichte veranderingen in de waarden van de kwaliteitselementen ten opzichte van de waarden bij maximaal ecologisch potentieel toegestaan zijn.

Op basis van deze referenties kunnen per type water maatlatten ontwikkeld worden, elk bestaande uit deelmaatlatten of metrieken, die bepaalde aspecten van de visstand beoordelen. Op elke deelmaatlat kan een score tussen 0 en 1 gegeven worden. De som van de berekende scores wordt omgerekend naar een ecologische kwaliteit ratio (EQR). Deze EQR, met gelijke klasse intervallen, geeft een appreciatie van de ecologische kwaliteit: slecht, ontoereikend, matig, GEP of MEP.

Bij het ontwikkelen van de maatlatten is het van groot belang dat er een gestandaardiseerde methodologie ontwikkeld wordt zowel wat betreft de staalname als wat betreft het vastleggen van de grenswaarden van de deelmaatlatten.

In dit hoofdstuk beschrijven we voor de verschillende types waterlichamen het GEP, het MEP en waar relevant de referentie. De staalname methode is onveranderd gebleven (CEN, 2002a, Van Tendeloo *et al.*, 2004) maar we hebben de index voor kanalen en meren aangepast.

We berekenen de Index voor Biotische Integriteit Brussel (IBIB) en de aangepaste IBI voor kanalen en meren op de recente gegevens. Voor kanalen en meren herrekenen we de index met de 2004 en 2007 waarden. De IBIB en IBI waarden voor de verschillende campagnes worden vergeleken. Met Wallonië is nog steeds geen interkalibratie van de IBIB noch van de IBI voor kanalen en meren. Er is wel een internationale index interkalibratie gebeurd met de Vlaamse index voor rivieren. Wallonië heeft geen meren die in aanmerking komen om te worden geïnterkalibreerd.

## 6.2 Voor- en nadelen van vissen

We sommen de eigenschappen van vissen als biologisch kwaliteitselement hieronder op.

### Eigenschappen

- Vissen zijn aanwezig in bijna alle oppervlakte waters.
- Vispopulaties zijn sedentair of vertonen goed gekende migraties.
- Het feit dat de meeste vissen lang leven betekent dat ze informatie bevatten van historische omgevingsveranderingen, en dus bijdragen tot een temporele dimensie van de waterloop beoordeling.
- Er bestaat een grote kennis van de natuurlijke geschiedenis en gevoeligheid voor verstoringen voor vele soorten en hun reacties op deze is meestal wel gekend.
- Vissen staan aan de top van de voedselpiramide en reflecteren verstoringen in de lagere trofische niveaus. Daarenboven bevat de visgemeenschap soorten die tot verschillende trofische niveaus horen: omnivoren, herbivoren, insectivoren, planktivoren en piscivoren.
- De visgemeenschappen zijn terug te vinden in verschillende niches (habitat) in de waterlopen: bodem, waterkolom, stroomminnend, plantminnend enz... en migreren soms over belangrijke afstanden waarmee ze de verschillende aspecten van een grootschalig habitat incorporeren. Met andere woorden vissen integreren in een ruimtelijk patroon informatie van de ecologische processen in de waterlopen.
- Visgemeenschappen herstellen snel na een natuurlijke verstoring: eerst komen de tolerante soorten terug gevolgd door de meer gevoeliger soorten. Dat is bijvoorbeeld waargenomen in de getijde Zenne, Rupel en Zeeschelde (Breine en Van Thuyne, 2013a,b)
- Verstoring in groei en rekrutering worden gemakkelijk opgemerkt en reflecteren stress.
- Vissen hebben een economische waarde en zijn aaibaar. Ze vertegenwoordigen een maat voor de kwaliteit van de waterlopen die gemakkelijk begrepen wordt door het publiek.
- Vissen zijn gevoelig voor grote verscheidenheid van verstoring zowel in ruimte als tijd.

### Nadelen

- De interpretatie van de resultaten kan beïnvloed worden door visuitzettingen.
- Het verkrijgen van een totaalbeeld van de vissamenstelling is niet haalbaar.
- Seizoensale effecten moeten ingecalculeerd worden bij het beoordelen of er moet telkens in hetzelfde seizoen worden gevestigd.

### Eigenschappen van de staalname methodes

- Vissen kunnen gemakkelijk gevangen worden.
- De methodologie voor het vissen is wel bepaald (CEN).
- De staalname frequentie is kleiner dan voor kort levende organismen.
- Het identificeren tot op soortniveau is eenvoudig en kan op het terrein gebeuren.

### Nadelen

- Het afvissen is arbeidsintensief en is daarom duur.
- Weersomstandigheden kunnen een invloed hebben op de vangstefficiëntie.

## 6.3 Methodologie

### 6.3.1 Rivieren

Net zoals de andere kwaliteitselementen kunnen vissen op verschillende manieren gemonitord worden. CEN (2002a, 2002b) geven richtlijnen voor het bemonsteren met respectievelijk elektriciteit (in rivieren) en kieuwnetten (in meren). Er zijn nog steeds geen documenten voor het gebruik van fuiken en sleepnet verschenen. Bij het elektrisch vissen wordt er in het water een elektrisch veld opgewekt tussen de anode en kathode pool. De grootte van het veld wordt bepaald door de stroomsterkte en het type elektroden (Beaumont *et al.*, 2002). Een vis in het elektrisch veld wordt onderheven aan elektrotaxis (aantrekking) en/of elektronarcose (verdooving). De efficiëntie wordt beïnvloed door de spanning, de watertemperatuur en de grootte van de vis (Regis *et al.*, 1981). Het voordeel van de elektrische visvangst in rivieren boven het gebruik van netten en fuiken ligt in het feit dat deze methode minder soort selectief is. Kieuwnetten echter zijn zeer selectief zowel op soort als op grootte (Hamley, 1975). De selectiviteit wordt bepaald door de maaswijdte, elasticiteit, sterkte en zichtbaarheid van het net alsook door de vorm, grootte en zwemgedrag van de vis. Daarom wordt er in meren met ‘multi mesh’ netten gevestigd. Verder kan men de efficiëntie bij het elektrisch vissen in grote mate constant houden als men tenminste steeds met dezelfde personen werkt. Deze methode laat ons ook toe om vissen tussen waterplanten en holle oevers weg te vissen. Tenslotte treedt er ook zeer weinig vissterfte op bij het juist hanteren van deze methode. Ongewenste gevolgen van het elektrisch vissen zoals stress, kwetsuren en soms sterfte kunnen wel voorkomen bij te hoge stroomsterktes (Snyder, 2003). Verder zijn er nog factoren waar we rekening mee moeten houden. Zo zal een te grote geleidbaarheid van het water de vangstefficiëntie drastisch doen verminderen. In een snelstromend water bestaat de kans dat verdoofde vissen niet opgemerkt worden. Goffaux *et al.* (2003) bestudeerden verschillende methodes voor het bekomen van visgemeenschap data voor de ontwikkeling van een visindex van het Maasbekken. Hierbij werden boomkor, kieuwnet en elektrische vangstechnieken in de Maas met elkaar vergeleken. Voor de ontwikkeling van een visindex werd door deze auteurs besloten om alleen de elektrische vangstgegevens te gebruiken. In het door de Europese Unie gesponsorde FAME project (Development, Evaluation and Implementation of a standardised Fish-based Assessment Method for the Ecological Status of European Rivers) werd voor het elektrisch vissen dezelfde methode overgenomen als beschreven in CEN (2002a) (Breine *et al.*, 2005). Naargelang de beoogde resultaten wordt een locatie één of tweemaal afgevestigd (Mahon, 1980; Penczak & Kruk, 1999; CEN, 2002a, Penczak, 2011). Volgens Cross & Stott (1975) zou de vangstefficiëntie verlaagd worden bij een tweede passage. Soms wordt de rivier afgespannen met een net voor het voorkomen van ontsnappingen (Kruse *et al.*, 1998). Deze methode is echter niet praktisch vooral bij sterke stroming. Voor het bepalen van de ecologische kwaliteit van een waterloop beschrijven verschillende auteurs methodes vergelijkbaar met de CEN (Tabel 17 en Tabel 18) voor wat

betreft het elektrisch vissen. (Belpaire *et al.*, 2000; Hughes *et al.*, 2002; Paller, 2002; Reynolds *et al.*, 2003; Breine *et al.*, 2004; Hughes *et al.*, 2004, Logez en Pont, 2011; Miserendino *et al.*, 2011).

Voor grote rivieren (> 30 m breed) worden vaak verschillende technieken gecombineerd (Meffe & Berra, 1988; Pegg & Pierce, 2002) of alleen sleepnetten (Whiteside & McNatt, 1972; Angermeier & Smogor, 1994). Immers bij dieptes van meer dan 2 m wordt het moeilijk om met elektriciteit te vissen (de Leeuw *et al.*, 2007). De combinatie van verschillende methodes maakt het niet makkelijker om een maatlat te ontwikkelen. In Van Tendeloo *et al.* (2004) stelden we voor om voor rivieren in het Brussels Gewest één methode te gebruiken. De maatlat voorgesteld in 2004 blijft hier ook van kracht. Dat laat ons ook toe om de resultaten van de campagnes uitgevoerd in 2004 en 2007 te vergelijken met deze van 2013.



**Figuur 8: Elektrische afvissing uitgevoerd op de Woluwe (foto Linde Galle).**

### **6.3.2 Meren**

In meren en vijvers is het gebruik van elektrovisserij niet effectief wanneer de diepte één meter overtreft en is praktisch niet toepasbaar wanneer het doorzicht minder is dan 50 cm. (Bohlin *et al.*, 1989). Daarom wordt in meren en vijvers elektrisch vissen alleen toegepast in de oeverzone. Op deze wijze zijn de ontsnappingsmogelijkheden beperkt daar de vissen

gevangen zitten tussen de boot en oeverzone. Bohlin *et al.* (1989) en Simoens *et al.* (2002) combineerden verschillende methodes voor het bepalen van de vissamenstelling in vijvers en meren.

In de litorale zone kunnen op deze wijze (wadend of met boot) alle soorten gevangen worden met elektrische visvangst. De pelagische zones kunnen bemonsterd worden door middel van kieuwnetten (Gourène *et al.*, 1999; Jeppesen *et al.*, 1994, 2000), fuiken, sleepnetten en akoestische methodes (Guillard, 2011). Voor het bepalen van de densiteit van de populatie wordt aangeraden om de vangst-terugvangst methode, waarbij de gevangen vissen gemerkt worden, toe te passen. Karr en Dionne (1991) stellen voor om, omwille van de diversiteit aan habitatstructuren verschillende technieken te gebruiken voor het verzamelen van visgegevens in meren.

Voor de ontwikkeling van een index voor biotische integriteit gebruikte Simon (1998) twee afvismethodes nl. sleepnetten en elektrische visvangst. Verschillende onderzoekers combineerden vangstgegevens van elektrische vangsten, fuiken en kieuwnetten voor het bepalen van een maatlat voor stilstaande waters (Belpaire *et al.*, 2000; O'Connor *et al.*, 2000). Terwijl Minns *et al.* (1994) enkel elektrisch visvangstgegevens gebruikten voor de ontwikkeling van een visindex. De lengte van het bemonsterde traject was telkens 100 m. Tammi *et al.* (1999) verzamelden visstand gegevens via enquêtes. Het is duidelijk dat deze methode niet gebruikt kan worden voor het bepalen van een maatlat.

We stellen voor om de methode beschreven zoals in Breine *et al.* (submitted) toe te passen. Dat houdt in dat per hectare wateroppervlakte er 1 fuik gedurende twee dagen (of 48 uur) wordt geplaatst, met een minimum van 4 fuiken en een maximum van 20 fuiken per meer. Elektrisch wordt 250 m van de oeveromtrek bemonsterd per hectare. Wanneer de omtrek minder dan 1000 m bedraagt, wordt de volledige omtrek bemonsterd.

### 6.3.3 kanalen

De index voor de kanalen is herwerkt, maar nog niet gepubliceerd. De toegepaste technieken echter zijn identiek als in vorige campagnes. Per locatie worden er vier fuiken geplaatst gedurende 48 uur. Verder wordt iedere oever elektrisch bemonsterd over een afstand van 250 m.

#### Besluit

Er bestaat een grote verscheidenheid in technieken voor het verzamelen van visstand gegevens. Voor het bepalen van de ecologische kwaliteit van rivieren op basis van gegevens over de vissamenstelling gebruiken we de methode voorgesteld in Van Tendeloo *et al.* (2004). Deze methode wordt toegepast in Vlaanderen en Wallonië en stemt overeen met deze beschreven in CEN. Voor het bepalen van de waterkwaliteit in kanalen en meren gebruiken we twee technieken waarbij de resultaten voor het bereken van de index apart worden verwerkt.

## 6.3.4 Voorgestelde methode

### 6.3.4.1 Rivieren

#### *Selectie van locatie:*

De geselecteerde locatie moet representatief zijn, binnen het segment, wat betreft de habitat types en diversiteit, landgebruik en intensiteit van antropogene invloed. Een rivier segment is bepaald als:

1 km voor rivieren met een bekken  $<100 \text{ km}^2$

5 km voor rivieren met een bekken tussen  $100\text{-}1000 \text{ km}^2$

10 km voor rivieren met een bekken  $>1000 \text{ km}^2$

#### *Methode*

Tabel 17 en Tabel 18 geven de details weer van de toe te passen methode voor het bekomen van visstand gegevens bruikbaar voor het bepalen van de ecologische kwaliteit van de waterloop.

**Tabel 17: Methode in overeenkomst met CEN (2002a) voor doorwaadbare rivier (< 0.7 m diep).**

Bron spanning:	DC of PDC
Aantal anodes:	Eén anode per 2 m rivierbreedte*
Aantal schepnetten:	Elke anode wordt gevolgd door één of twee schepnet dragers (maaswijdte 6 mm maximum) en één container voor het stockeren van de gevangen vis.
Aantal passages:	Eén passage
Wanneer:	Tijdens dag
Lengte locatie:	10 maal de rivierbreedte met een minimum lengte van 100 m
Oppervlakte locatie:	Rivier breedte <15 m: totale oppervlakte Rivier breedte >15 m: verschillende locaties worden geselecteerd en bemonsterd binnen de locatie (al of niet continu), met een minimum van 1000 m <sup>2</sup>
Richting:	Stroomopwaarts
Beweging:	Traag, de totale habitat oppervlakte bestrijken met een zwaaiende beweging waarbij gepoogd wordt de vissen uit hun schuilplaats te drijven
Stop net:	Wanneer toepasbaar

\* naar Belpaire *et al.*, 2000. Dit betekent dat er intensiever gevist wordt dan voorgesteld door de CEN.

**Tabel 18: Methode in overeenkomst met CEN (2002a) voor diepere rivieren (> 0.7 m diep).**

Bron spanning:	DC of PDC
Aantal anodes:	Minimum 2 anodes
Aantal passages:	Eén passage
Wanneer:	Tijdens dag
Lengte locatie:	10 maal de rivierbreedte met een minimum lengte van 100 m
Oppervlakte locatie:	Beide oevers van de rivier of een aantal subsamples afhankelijk van de habitat diversiteit met een minimum van 1000 m <sup>2</sup>
Richting:	Bij normale stroomsnelheid: stroomafwaarts zodat het habitat goed bemonsterd kan worden Hoge stroomsnelheid: stroomopwaarts



	Bijna stilstaand: geen richting bepaald
Beweging:	Traag, de totale habitat oppervlakte bestrijken met een zwaaiende beweging waarbij gepoogd wordt de vissen uit hun schuilplaats te drijven
Stop net:	Wanneer toepasbaar

#### 6.3.4.2 Kanalen

##### *Selectie van locatie:*

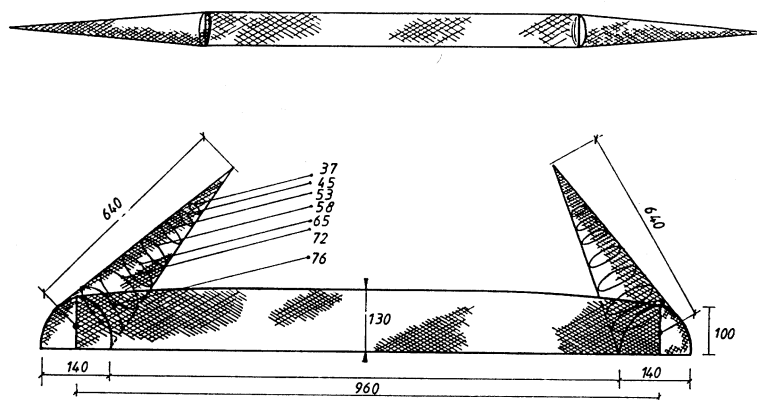
De geselecteerde locatie moet representatief zijn, binnen het segment, wat betreft de habitat types en diversiteit, landgebruik en intensiteit van antropogene invloed. Een kanaal segment is bepaald als 5 km.

##### *Methode*

Voor beide technieken wordt een boot gebruikt.

**Elektrisch:** langs de oever als deze schuilplaatsen bevat en het kanaal daar niet dieper is dan één meter. We gebruiken hier de methode zoals voorgesteld in tabel 6-2. Voor eventuele interkalibratie stellen we de lengte van de locatie vast op 250 m langs beide oevers. De breedte van het transect is twee meter. Voor het verwerken van de gegevens worden de resultaten voor beide oevers samengevoegd maar afzonderlijk besprokene en verrekend met deze van de fuikvangsten.

**Fuiken:** langs de oevers zodat ze de scheepvaart niet bemoeilijken. Er worden op iedere locatie, per oever, twee dubbele schietfuiken (Figuur 9) geplaatst voor een periode van 48 uur. Elke schietfuik heeft twee 7.7 m lange fuiken, waartussen een net van 11 meter gespannen is. Een fuik bestaat uit een reeks van hoepels waar een net rond bevestigd is. De grootste hoepel vooraan (diameter 90 cm), die open is, heeft onderaan een afgeplatte vorm van 120 cm zodat de hele fuik recht blijft staan. Aan het andere uiteinde (maaswijdte 8 mm) wordt de fuik geopend en leeg gemaakt. Het overlans net dat tussen de twee fuiken gespannen is, is bovenaan voorzien van vlotters en van een loodlijn onderaan, zodat het goed opgespannen kan worden. Vissen die tegen het overlans net zwemmen, worden in één van de fuiken geleid. Binnenin de fuiken bevinden zich een aantal trechtvormige netten waarvan het smalle uiteinde naar achter is bevestigd. Eenmaal de vissen een trechter gepasseerd zijn, kunnen ze niet meer terug. Naargelang de geselecteerde metriek worden de fuikvangsten omgerekend naar vangst per dag per fuik. De oppervlakte die afgevist wordt met één fuik is bepaald op 80 m<sup>2</sup>.



**Figuur 9: Illustratie dubbele schietfuik.**

### 6.3.4.3 Meren

#### *Selectie van locatie:*

Het aantal locaties hangt af van de grootte en diversiteit van het meer (zie hierboven). Het is van belang dat de oeverzone en de pelagiale zone bevestigd worden. Bij het bepalen van de locaties langs de oeverzone moet getracht worden om de verschillende habitat types te bestrijken. De pelagiale zone kan verdeeld worden in verschillende zones. Het aantal zones hangt af van de grootte van het meer. Standaard wordt voor de types van vijvers in het Woluwe bekken (<3ha) per hectare één zone aangeduid (Triest *et al.*, 2008).

#### *Methode*

**Elektrisch:** langs de oever over een afstand van minimaal 250 m per hectare. Indien de plas een omtrek van minder dan 1000 m heeft wordt de volledige oeverzone bemonsterd. Er kan wadend of van op een boot gevist worden. De breedte van het transect is bepaald op 2 m wadend en 2.5m met boot. Voor het verwerken van de gegevens worden de resultaten van de oevervangsten en pelagiale zones met verschillende metriecken beoordeeld.

**Fuiken:** Er wordt per hectare locatie één dubbele schietfuiken geplaatst voor een periode van 48 uur; wat betekent dat er 4 fuiken per vijver worden geplaatst. De gegevens worden omgerekend naar vangst per dag per fuik naargelang de gebruikte metriek.

Voor de verschillende types waterlichamen wordt er geen voorkeur gegeven aan een bepaalde **periode** van afvissing. Toch stellen we voor dat er het best gevist wordt in het najaar omdat de nieuwe index alleen met najaar gegevens werkt.



**Figuur 10: Elektrisch vissen in het Bronnenpark.**



**Figuur 11: Het ophalen van een dubbele schietfuik in de grote vijver.**

## 6.4 Beoordelingssysteem

Zoals vermeld in Triest *et al.* (2008) bestaan er nationaal verschillende beoordelingssystemen of indices voor rivieren gebaseerd op visgegevens.

Voor de Zenne, Woluwe en Kloosterbeek gebruiken we de indices zoals beschreven in Triest *et al.* (2008). Dat betekent dat we voor de Zenne de index voor grote rivieren gebruiken. Voor de Woluwe en Roodkloosterbeek de index voor kleine beken.

Voor de kanalen en meren beschikken we nationaal over het werk van Breine *et al.* (submitted). Internationaal zijn er recent publicaties verschenen over visindices voor meren (Argillier *et al.*, 2013; Beck & Hatch, 2009; Causé *et al.*, 2011; Launois *et al.*, 2011; Wiśniewolski & Prus, 2009).

Al de ontwikkelde indices bestaan uit verschillende metrieken. Een metriek is een parameter die de toestand beschrijft van een bepaalde eigenschap van de visgemeenschap. Voor elke metriek worden grenswaarden bepaald ten opzichte van een referentie. Deze grenswaarden werden bepaald op basis van historische data, expert kennis, statistische analyses of een combinatie van deze. De som van de berekende scores geeft de uiteindelijke indexwaarde. Deze wordt omgerekend naar een Ecologische Kwaliteits Ratio (EQR) met gelijke klasse intervallen. Deze EQR wordt tenslotte vertaald naar een appreciatieklasse of integriteitklasse.

De som van de scores gedeeld door het aantal gebruikte metrieken geeft de index waarde. De Ecological Quality Ratio wordt bekomen door de IBI score (Index voor Biotische Integriteit) om te zetten naar een schaal van 0 tot 1. Daartoe wordt de volgende formule gebruikt:

$$T \text{ EQR} = LV \text{ T EQR} + (O \text{ EQR} - LV \text{ O EQR}) / (UV \text{ O EQR} - LV \text{ O EQR}) * 0.25$$

T staat voor de getransformeerde EQR en O voor de originele EQR (Indexwaarde delen door aantal metrieken). UV en LV staan voor de boven en onderwaarde van de integriteitsklasse.

## 6.5 Referentietoestanden voor vissen

### 6.5.1 Inleiding

De referentietoestand van vissen in een natuurlijk waterlichaam moet volgens de KRW voldoen aan de volgende criteria:

- de samenstelling en abundantie van de soorten komt geheel of vrij geheel overeen met de onverstoorde staat.
- de typespecifieke, voor verstoring gevoelige, soorten zijn aanwezig
- de leeftijdsopbouw vertoont slechts weinig tekenen van verstoring

Zoals al vermeld spreken we voor een sterk veranderd of kunstmatig waterlichaam over een Maximaal of Goed Ecologisch Potentieel.

Voor het bepalen van een potentieel zijn er verschillende benaderingen mogelijk.

Volgens Hughes (1995) heeft de combinatie van regionale referentiesites en historische data, geïnterpreteerd door gebruik van lineaire modellen en professioneel beoordeeld de meeste kans van slagen. Daar we hier met sterk veranderde waterlichamen te maken hebben zullen we een goed of maximaal ecologisch potentieel beschrijven naargelang het waterlichaam al of niet kunstmatig is.

Voor de rivieren in het Brussels Gewest beschikken nog steeds over een beperkt aantal gegevens. We blijven de referentie houden zoals beschreven in Triest *et al.* (2008). Voor de kanalen en meren werd een referentie lijst opgesteld (Tabel 19).

Voor kanalen gebruikten we het werk van Vrielynck *et al.* (2003). De historische lijst bevat gegevens van kanalen voor de periode 1899-1939). Deze lijst werd aangepast op basis van recente gegevens (1996-2010). Voor meren passen we de lijst van Backx *et al.* (2008) aan. Verder werden er twee criteria geïntroduceerd om een soort al of niet in de lijst te houden (Ramm, 1990):

- 1) Vis is lokaal of regionaal uitgestorven;
- 2) Een meer (vijver) is niet het geprefereerde habitat;

Exotische soorten worden ook niet in de lijst opgenomen met uitzondering van snoekbaars en gibel die we als ingeburgerd beschouwen. De exotische soorten werden bepaald op basis van het werk van Verreycken *et al.* (2007).

Er zijn voor kanalen 23 soorten opgenomen in de referentie lijst en 21 voor meren. Enkel deze soorten worden gebruikt voor het bepalen van de metriekwaarden. Naast een beschrijving van het potentieel wordt er ook een maatlat toegepast zodat op basis van een visgemeenschap een oordeel van de status van het oppervlakte water gegeven kan worden. De maatlat of index wordt besproken per waterlichaam.

**Tabel 19: Referentie lijst van vissen voor kanalen en meren (Breine *et al.*, submitted).**

Soort	Wetenschappelijke naam	kanalen	meren
Alver	<i>Alburnus alburnus</i> (Linnaeus, 1758)	x	
Baars	<i>Perca fluviatilis</i> (Linnaeus, 1758)	x	x
Bittervoorn	<i>Rhodeus sericeus</i> (Pallas, 1776)	x	x
Blankvoorn	<i>Rutilus rutilus</i> (Linnaeus, 1758)	x	x
bot	<i>Platichthys flesus</i> (Linnaeus, 1758)	x	
Brasem	<i>Abramis brama</i> (Linnaeus, 1758)	x	x
Driedoornige stekelbaars	<i>Gasterosteus aculeatus</i> (Linnaeus, 1758)	x	x
Europese merval	<i>Silurus glanis</i> (Linnaeus, 1758)	x	x
Giebel	<i>Carassius gibelio</i> (Bloch, 1782)	x	x
Karper	<i>Cyprinus carpio carpio</i> (Linnaeus, 1758)	x	x
Kolblei	<i>Blicca bjoerkna</i> (Linnaeus, 1758)	x	x
kopvoorn	<i>Squalius cephalus</i> (Linnaeus, 1758)	x	
Kroeskarper	<i>Carassius carassius</i> (Linnaeus, 1758)	x	x
Kwabaal	<i>Lota lota</i> (Linnaeus, 1758)		x
Paling	<i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758)	x	x
Pos	<i>Gymnocephalus cernua</i> (Linnaeus, 1758)	x	x
Rietvoorn	<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (Linnaeus, 1758)	x	x
Riviergrondel	<i>Gobio gobio</i> (Linnaeus, 1758)	x	x
Snoek	<i>Esox lucius</i> (Linnaeus, 1758)	x	x
Snoekbaars	<i>Sander lucioperca</i> (Linnaeus, 1758)	x	x
Tienddoornige stekelbaars	<i>Pungitius pungitius</i> (Linnaeus, 1758)	x	x
Vetje	<i>Leucaspis delineatus</i> (Heckel, 1843)	x	x
Winde	<i>Leuciscus idus</i> (Linnaeus, 1758)	x	x
Zeelt	<i>Tinca tinca</i> (Linnaeus, 1758)	x	x

### 6.5.2 De Zenne

Het stuk gelegen in het Brusselse Hoofdstedelijke Gewest behoort niet tot het getijde water. Jochems *et al.* (2002) hebben in de Vlaamse bekkens acht riviertypes bepaald op basis van de hoogteligging, hydro-ecoregio en de bekkenoppervlakte (4 klassen). Volgens deze criteria behoort de Zenne, met een bekkenoppervlakte van 1160 km<sup>2</sup>, tot het type ‘grote rivier’. Op basis van historische gegevens (periode 1840-1950) over de aan- of afwezigheid van soorten voerden we een Twinspan analyse (clusteranalyse) uit (Vrielynck *et al.*, 2002). Er werden daarbij verschillende groepen gedefinieerd waaronder een groep die twee subgroepen bevat. De subgroep die ons aanbelangt is deze van de Velpe, Laan en Zenne. De groeperingsparameter was de aanwezigheid van beekforel. Wel dienen we op te merken dat de clusterstructuur aantoonde dat de best gedocumenteerde (meest biodiverse) waterlopen in eerste instantie werden afgesplitst van de minder goed gedocumenteerde waterlopen. Dit is een belangrijke vaststelling omdat hiermee de onvolkomenheid van de analyse wordt aangetoond. Dit heeft niets te maken met de analyse zelf maar alles met de aard van de fragmentaire informatie waarmee de analyse werd uitgevoerd. Daarom gebruiken we

historische en actuele gegevens van de Zenne, Laan en Velpe voor vergelijking en opmaak van een referentie.

De historisch (1919-1940) soortenlijst van de Zenne bevat volgende soorten (Vrielynck *et al.*, 2002): beekforel (*Salmo trutta fario*), blankvoorn (*Rutilus rutilus*), bot (*Platichthys flesus*), bruine en/of zwarte Amerikaanse dwergmeerval (*Ameiurus nebulosus/melas*), paling (*Anguilla anguilla*), riviergrondel (*Gobio gobio*) en snoek (*Esox lucius*). Toen reeds was de Zenne onderhevig aan verstoring (pollutie, overwelving).

Op basis van de historische en actuele gegevens stelden we in vorig rapport (Van Tendeloo *et al.*, 2004) grenswaarden voor de metrieken die in het MEP en GEP moeten voorkomen. Het potentieel kan bekomen worden wanneer de waterkwaliteit verbeterd wordt en wanneer de oeverstructuur natuurlijker wordt gemaakt. Een referentie (vb. terug beekforel aanwezig) voor de Zenne kan niet gerealiseerd worden tenzij de ganse rivier gesaneerd wordt en de overwelving wordt verwijderd. Bij het opstellen van het potentieel worden de niet-inheemse soorten geweerd uit de metrieken. Simoens *et al.* (2006) geven een referentiesoortenlijst voor de grote rivieren maar maken geen onderscheid voor de GEP en MEP situatie.

De lijst van metrieken (Tabel 20) blijft onveranderd zoals voorgesteld in Van Tendeloo *et al.* (2004).

**Tabel 20: Metrieken geselecteerd voor de beoordeling van de ecologische kwaliteit van de grote rivieren in het Brussels Gewest en hun gedrag bij verstoring.**

Metriek	Gedrag bij verstoring
<b>Samenstelling en abundantie</b>	
Aantal soorten	Vermindert bij verstoring
<b>Trofische compositie</b>	
Shannon-Weaner index	Vermindert bij verstoring
Migratiewaarde	Vermindert bij verstoring
<b>Type-specifieke soorten</b>	
Referentie soorten	Verdwijnen bij verstoring
Gemiddelde tolerantie waarde	Vermindert bij verstoring
<b>Leeftijdsopbouw</b>	
Lengteklasse waarde	Vermindert bij verstoring

Uit vorig studies (Belpaire *et al.*, 2000; Breine *et al.*, 2001 & 2004) is gebleken dat deze metrieken niet redundant zijn en goed reageren op verstoringen van diverse aard. Voor de beschrijving van de metrieken verwijzen we naar Van Tendeloo *et al.*, 2004. Onderstaande tabel geeft voor de Zenne de geselecteerde metrieken en grenswaarden weer.

**Tabel 21: Metrieken en grenswaarden voor de Zenne (grote rivier). Legende afkortingen: O: Ontoereikend = verstoorde situatie; GP: Goed potentieel; MP: Maximaal Potentieel; R: Referentie.**

Metriek	Grenswaarden			
	O	GP	MP	R
<b>Samenstelling en abundantie</b>				
Aantal soorten	<8	8-10	11-13	>13
<b>Trofische compositie</b>				
piscivore individuen (%)	<3 & >7	3-4	>5-7	>4-5
omnivore individuen (%)	>5	5->2	2-1	<1
invertivore individuen (%)	>60 & <35	35-40	>40-45	>45-60
Shannon-Weaner index	<0.53	0.53-0.60	>0.60-0.68	>0.68
Migratiewaarde	<2	2-4	>4-6	>6
<b>Typespecifieke soorten</b>				
Referentie soorten		paling; riviergrondel	paling; riviergrondel; blankvoorn	paling; riviergrondel; blankvoorn; beekforel
Gemiddelde tolerantiewaarde	<1.6	1.6-<2	2-<2.4	≥2.4
<b>Leeftijdsopbouw</b>				
Lengteklasse waarde	<2	2-2.49	2.5-3.99	≥4

Op basis van de berekende metriekscores kan men nu een totaalbeoordeling geven van de kwaliteit. We pasten de grenswaarden aan zodat ze conform de KRW eisen zijn (Tabel 22). Dat betekent dat de uiteindelijke appreciatie ook aangepast wordt.

**Tabel 22: Overzicht van de de EQR (Ecological Quality Ratio) en de appreciatie.**

EQR waarde	Appreciatie
1	MEP
>0,75 & <1	GEP
>0,5 & ≤0,75	Matig
>0,2,5 & ≤0,5	Ontoereikend
≤0,25	Slecht

Wanneer er twee of minder soorten worden gevangen is de beoordeling slecht.

### 6.5.3 De Woluwe en Roodkloosterbeek

Beide rivieren behoren tot het type “kleine beek”. Een kleine beek heeft een bekkenoppervlakte < 100 km<sup>2</sup> en ligt in de hydro-ecoregio zand-zandleem-leem. Beide waterlopen zijn sterk veranderd door kanalisatie en overwelving. Toch bevat de Woluwe nog mooie, quasi ongerepte, stukken. Ook hier blijven we dezelfde index gebruiken zoals voorgesteld in vorige rapporten (Van Tendeloo *et al.*, 2004; Triest *et al.*, 2008).



**Tabel 23: Metrieken en grenswaarden voor de Woluwe en Roodkloosterbeek (Type kleine beek). Legende afkortingen: O: Ontoereikend = verstoorde situatie; GP: Goed Potentieel; MP: Maximaal Potentieel; R: Referentie.**

Metriek	Grenswaarden			
	O	GP	MP	R
<b>Samenstelling en abundantie</b>				
Aantal soorten	<5	5-<8	8-9	>9
<b>Trofische compositie</b>				
piscivore individuen (%)	<3 & >7	3-4	>5-7	>4-5
omnivore individuen (%)	>5	5->2	2-1	<1
invertivore individuen (%)	>60 & <35	35-40	>40-45	>45-60
Shannon-Weaner index	<0.53	0.53-0.60	>0.60-0.68	>0.68
Migratiewaarde	<2	2-4	>4-6	>6
<b>Typespecifieke soorten</b>				
Referentie soorten		blankvoorn; rietvoorn	blankvoorn; rietvoorn; biermpje	blankvoorn; rietvoorn; biermpje; kopvoorn
Gemiddelde tolerantiewaarde	<1.6	1.6-<2	2-<2.4	≥2.4
<b>Leeftijdsopbouw</b>				
Lengteklasse waarde	<2	2-2.49	2.5-3.99	≥4

Gezien historische gegevens voor de Woluwe en de Roodkloosterbeek ontbreken hebben we ons in Van Tendeloo *et al.* (2004) gebaseerd op recente vis gegevens. De geselecteerde metrieken en grenswaarden staan uitvoerig beschreven in Van Tendeloo *et al.* (2004).

De EQR en beoordeling worden analoog uitgevoerd zoals voor de Zenne. Dus ook hier hebben we aangepaste grenswaarden voor de uiteindelijke beoordeling.

#### 6.5.4 Het kanaal Brussel-Charleroi

Het Kanaal Charleroi-Brussel-Schelde wordt ten zuiden van Brussel “Kanaal naar Charleroi” genoemd en ten noorden van Brussel het “Kanaal Brussel-Schelde of Willebroekse Vaart”. Te Charleroi wordt het kanaal gevoed door de Samber. Het staat tevens in verbinding met het Canal du Centre. Het kanaal loopt noordwaarts door Pont-à-Celles, Manage, Ronquières, Clabecq en komt te Lembeek op Vlaams grondgebied. Vervolgens loopt het doorheen Halle, Buizingen, Huizingen, Lot en Ruisbroek tot in het Brussels Gewest. Het deel tussen Lembeek en Ruisbroek is ongeveer 10 km lang, heeft een gemiddelde breedte van 40 m en een diepte van 3 m. Opwaarts de Brusselse agglomeratie wordt water van de Zenne aangevoerd. Verder noordwaarts, hier de Willebroekse Vaart of Kanaal Brussel-Schelde genoemd, verlaat het kanaal het Brussels gewest via Vilvoorde en loopt doorheen Ramsdonk, Tisselt, Willebroek en Niel om er aan te sluiten op de Rupel. Sinds kort is het kanaal via de Wintham sluis in verbinding gesteld met de Schelde. Het kanaal is van Brussel tot aan de monding in de Rupel ongeveer 18 km lang, de breedte varieert en heeft een gemiddelde van 50 m, de diepte varieert van 6.5 m tot 9.5 m. Het Kanaal Charleroi-Brussel-Schelde is door de aanwezigheid van verschillende sluizen (te Lembeek, Halle, Lot, Ruisbroek, Anderlecht, St. Jans-Molenbeek, Zemst en Wintham) opgedeeld in verschillende panden (Van Thuyne, 2003).

Het kanaal is een kunstmatig waterlichaam en gezien we een nieuwe index ontwikkeld hebben voor kanalen, geven we hier kort een beschrijving van deze (Tabel 24).

**Tabel 24: Metrieken en grenswaarden voor het Kanaal Brussel-Charleroi.**

Kanalen elektrisch vissen					
	MEP	GEP	Matig	Ontoereikend	Slecht
metriek score	1	0,8	0,6	0,4	0,2
MnsTot (#)	≥18	< 18 ≥ 7	< 7 ≥ 5	< 5 ≥ 2	< 2
ManBio (g/m <sup>2</sup> )		≥ 32,6	< 32,6 ≥ 24,5	< 24,5 ≥ 16,3	< 16,3
ManSha (H)		≥ 1,64	< 1,64 ≥ 1,23	< 1,23 ≥ 0,82	< 0,82
Kanalen fuiknetten					
	1	0,8	0,6	0,4	0,2
ManRec (%)	100	< 100 ≥ 80	< 80 ≥ 53,3	< 53,3 ≥ 26,7	< 26,7
BenWei (%weight)		< 22,2	< 44,4 ≥ 22,2	< 66,6 ≥ 44,4	< 11,1 ≥ 66,6
EQR	1	< 1 ≥ 0,75	< 0,75 ≥ 0,50	< 0,50 ≥ 0,25	< 0,25
Beoordeling	MEP	GEP	Matig	Ontoereikend	Slecht

Voor het berekenen van de ecologische toestand berekenen we specifieke metrieken voor de elektrische vangsten en fuikvangsten apart. Daarbij houden we enkel rekening met vissen die in de referentie lijst (Tabel 19) voorkomen. De scores worden wel samen verrekend naar één indexwaarde. Voor de elektrische vangsten werden drie metrieken bepaald: totaal aantal soorten (MnsTot), totale biomassa in g/m<sup>2</sup> (ManBio) en de Shannon Wiener index (ManSha) die een maat is voor de evenness of diversiteit van soorten. Met de fuikvangsten berekenen we twee metrieken: percentage van aantal soorten die rekruteren (ManRec), gebaseerd op voorkomen van verschillende lengteklassen per soort, en het gewichtspercentage bentivore soorten (BenWei; brasem, kolblei, karper, pos en zeelt). De som van de verschillende metriekscores bepaalt de indexwaarde. Deze waarde wordt dan omgerekend naar de EQR zoals beschreven in §6.4.

### 6.5.5 De vijvers in het Woluwebekken

De betrokken vijvers hebben een oppervlakte kleiner dan drie hectaren. Voor het bepalen van de visfauna in GEP en MEP situatie werd in 2004 informatie gebruikt uit de beschrijving van visbestanden (OVB, 1998), visstand gegevens van andere alkalisch ionenrijke vijvers (Type Ai) in Vlaanderen en de index voor stilstaande waters (Belpaire *et al.*, 2000). Recent werd, een nieuwe index ontwikkeld die rekening houdt met de verschillende vistechnieken (Breine *et al.*, submitted). De metrieken met hun grenswaarden zijn weergegeven in Tabel 25.

**Tabel 25: Metrieken en grenswaarden voor de Woluwe vijvers (Breine *et al.*, submitted).**

Meren elektrisch vissen					
	MEP	GEP	Matig	Ontoereikend	Slecht
metriek score	1	0.8	0.6	0.4	0.2
OblSpe (#)	7	6 or 5	4 or 3	2	< 2
MpiSpa (%)		< 28.5 ≥ 21.4	< 21.4 ≥ 14.2	< 14.3 ≥ 7.1	< 7.1 ≥ 28.5
ManRec (%)	100	< 100 ≥ 80	< 80 ≥ 53.3	< 53.3 ≥ 26.7	< 26.7
MpiPis (%)		< 50.4 ≥ 22.7	< 22.7 ≥ 15.2	< 15.2 ≥ 7.6	< 7.6 ≥ 50.4
AbrRut (% weight)		< 11.0 ≥ 9.5	< 16.7 ≥ 11.0	< 22.1 ≥ 16.7	< 9.5 ≥ 22.1
Meren fuikvisserij					
	1	0.8	0.6	0.4	0.2
MnsTot (#)	21	< 21 ≥ 17	< 17 ≥ 11	< 11 ≥ 6	< 6
MpiOmn (%)		< 15.9 ≥ 7.9	< 31.7 ≥ 15.9	< 47.6 ≥ 31.7	< 7.9 ≥ 47.6
MpiInv (%)		< 28.9 ≥ 13.0	< 13.0 ≥ 8.7	< 8.7 ≥ 4.3	< 4.3 ≥ 28.9
BenWei (% weight)		< 14 ≥ 7	< 28.0 ≥ 14.0	< 42.0 ≥ 28.0	< 7 ≥ 42.0
ManTol	50	< 50 ≥ 40	< 40 ≥ 27	< 27 ≥ 13	< 13
EQR	1	< 1 ≥ 0.75	< 0.75 ≥ 0.50	< 0.50 ≥ 0.25	< 0.25
Beoordeling	MEP	GEP	Matig	Ontoereikend	Slecht

Ook hier worden de elektrische vangsten en fuikvangsten gescheiden voor het berekenen van de metriekwaarden. Ook hier houden we enkel rekening met vissen die in de referentie lijst (Tabel 19) voorkomen. Voor de elektrische vangsten zijn er zes metrieken geselecteerd. Obligate soorten (OblSpe) zijn soorten die verwacht worden in de vijver. Het zijn brasem, snoek, pos, baars, blankvoorn, rietvoorn en kolblei. In de GEP status mag één van deze soorten ontbreken. Het percentage gespecialiseerde paaiers (MpiSpa) beoordeelt de aanwezigheid van snoek, riviergrondel, kwabaal, pos, rietvoorn en zeelt. De derde metriek is het percentage rekruterende soorten (ManRec) die identiek is aan deze gebruikt bij kanalen. Het percentage piscivore individuen gaat de aanwezigheid na van kwabaal, Europese meerval, snoekbaars, baars ( $\geq 13$  cm) en snoek. Het gewichtspercentage van brasem en blankvoorn is de laatste metriek en deze stijgt in waarde met toenemende verstoring. Voor de fuikvangsten beoordelen we ook zes metrieken. Het totaal aantal soorten (MnsTot) gaat na welke referentie soorten er aanwezig zijn. Het percentage omnivore individuen (MpiOmn) stijgt bij toenemende verstoring. Omnivore soorten zijn: driedoornige stekelbaars, paling, zeelt, brasem, gibel, karper, winde, tiendoornige stekelbaars, blankvoorn en rietvoorn. De metriek die het percentage invertivore individuen berekent (MpiInv) bevat baars ( $< 13$  cm), pos en riviergrondel. Het gewichtspercentage bentivore soorten (BenWei) is identiek als deze beschreven voor kanalen. De laatste metriek berekent een tolerantie waarde van de gevangen soorten (ManTol). Ook hier bepaalt de som van de verschillende metriekscores de indexwaarde. Deze waarde wordt dan omgerekend naar de EQR zoals beschreven in 6.3.

### 6.5.6 Besluit

We gebruiken dezelfde maatlatten voor de rivieren zoals beschreven in Triest *et al.* (2008). Voor de kanalen en vijvers in het Brussels Gewest is een nieuwe maatlat ontwikkeld die ook in Vlaanderen wordt toegepast. De ontwikkelde maatlatten of IBIB geven de status van het onderzochte oppervlakte water weer. De ontwikkelde maatlatten zijn in overeenstemming met de Kaderrichtlijn Water en beschrijven het goede en maximaal ecologisch potentieel en waar relevant de referentie. Voor het gebruik van deze maatlat en het bepalen van de status dient men de beschreven methode toe te passen. De uiteindelijke beoordeling voor rivieren moet nog steeds met de nodige voorzichtigheid worden benaderd gezien extra analyses de voorgestelde maatlatten nog kunnen verfijnen. Dat is enkel mogelijk met extra gegevens, maar voorlopig is dit de meest nauwkeurige index die we hebben ontwikkeld.

## 6.6 Resultaten visbestandopnames in het Brussels Gewest.

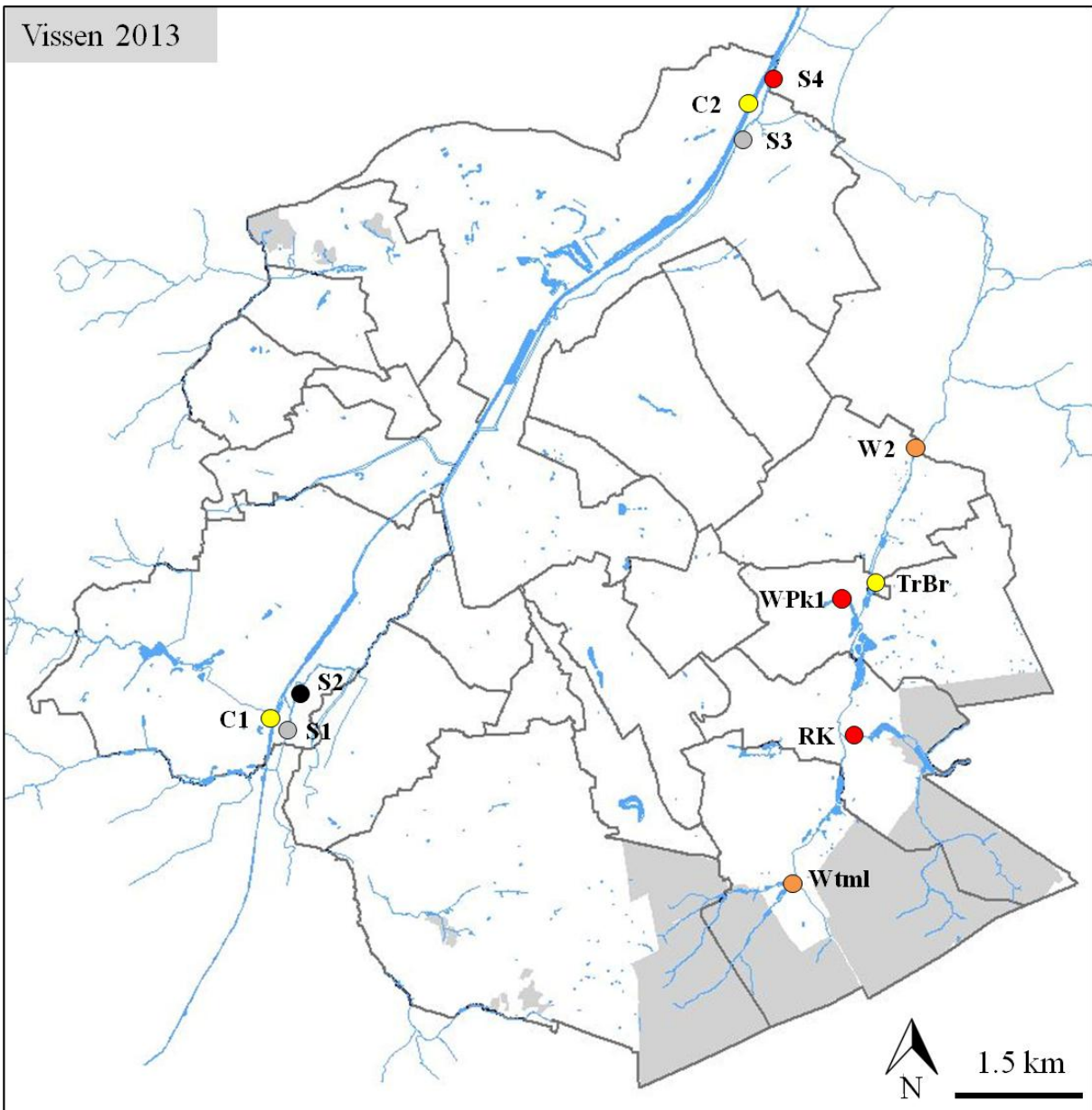
In opdracht van het BIM werden op verschillende locaties in het Brussels Gewest visbestandopnames uitgevoerd (Tabel 26). De bekomen klassen worden weergegeven op Figuur 12. De gebruikte technieken stemmen volledig overeen met deze tijdens de campagne in 2004 en 2007. Ook de periode van vissen is grotendeels in overeenstemming met deze van 2004 en 2007. De Roodkloosterbeek en Woluwe werden ditmaal in de zomer bemonsterd.

**Tabel 26: Locaties en code.**

Locatie	Code
De Zenne bij het binnenkomen van het Gewest (Anderlecht/Bollinkxstr.)	S2
De Zenne bij het verlaten van het Gewest (Haren, Budabrug)	S4
Het Kanaal bij het binnenkomen van het Gewest (Anderlecht/Ring West)	C1
Het Kanaal bij het verlaten van het Gewest (Haren, Viaduct van Vilvoorde)	C2
Voor de Woluwe de grote vijver van Bosvoorde	Wtml
Voor de Woluwe de vertakking van de Roodkloosterbeek	RK
Voor de Woluwe de Lange vijver van het Park van Woluwe	WPk1
Voor de Woluwe het Bronnenpark	TrBr
De Woluwe bij het verlaten van het gewest (Woluwe/ Hof ter Musschen)	W2

Tabel 27 geeft een overzicht van de specificaties van de afvissingen.

Op het kanaal werden twee technieken toegepast. Op 16 oktober 2013 werden beide locaties elektrisch afgevisst van op een boot (250 m linker en rechter oever, 2,5 m breed traject). We gebruikten een 5 kW generator (DEKA 7000) met regelbare spanning (300 tot 500 V). De frequentie was 480 Hz. Er werd met twee anoden gevist. De maaswijdte van de gebruikte netten was 8 mm. Per locatie plaatsten we langs elke oever twee schietfuiken voor een periode van 48 uur (16-18 oktober 2013).



**Figuur 12: Overzichtskaart bekomen klassen (t.o.v. 'laag' potentieel) voor verschillende waterlichamen voor het kwaliteitselement vissen. Legende: blauw = maximaal; groen = goed; geel = matig; oranje = ontoereikend; rood = slecht; zwart = geen vissen aangetroffen; grijs = niet van toepassing.**

Voor de vijvers werden vier gepaarde schietfuisen gebruikt voor een periode van 48 uur. Voor de analyses worden alle fuikvangsten verrekend tot resultaat per fuik per 24 uur (= 1 fuikdag). Alle vijvers werden elektrisch bemonsterd. De vijvers werden bemonsterd tussen 5 en 8 november.

De Woluwe en Roodkloosterbeek werden wadend bemonsterd op 3 juni. Beide locaties werden elektrisch bemonsterd met twee anoden over een afstand van 100 m waarbij de totale breedte werd bestreken. De generator was dezelfde als bij de kanalen.

De Zenne werd op twee plaatsen bemonsterd door middel van elektrische visserij. De plaats in Anderlecht heeft overal kunstmatige en steile oevers en het elektrisch vissen wordt

bemoelijkst door de sterke stroming. De tweede plaats is stroomafwaarts het viaduct van Vilvoorde nabij de Initial Hospital Services. Op deze plaats ligt er zeer veel rotzooi op de bodem (ijzer, stenen enz...). In beide locaties werd met twee elektroden gevist over een afstand van 100 m langs beide oevers.

**Tabel 27: Specificaties van de gebruikte technieken voor het afvissen.**

Code	Datum	Aantal fuiken	Duur (uren)	Elektrisch	Afstand/breedte transect
C1	16-18/10/2013	4	48	EB2	250 m beide oevers/2.5 m
C2	16-18/10/2013	4	48	EB2	250 m beide oevers/2.5 m
Wtml	6-8/11/2013	4	48	EB2	750 m/2.5 m
RK	3/06/2013			EW2	100 m/3 m
WPk1	5-7/11/2013	4	48	EB2	500 m/2.5 m
TrBr	5-7/11/2013	4	48	EB2	250 m/2,5m
W2	3/06/2013			EW2	100 m/3 m
S2	1/07/2013			EB2	100 m beide oevers/2.5 m
S4	1/07/2013			EB2	100 m beide oevers/2.5m

EB2: elektrisch van op boot met twee elektroden

EW2: elektrisch wadend met twee elektroden

Alle gevangen vissen werden tot op soort gedetermineerd, gemeten (totale lengte tot 0.1 cm nauwkeurig) en gewogen (nat gewicht tot 0.1 g nauwkeurig). Nadien werden alle vissen teruggeplaatst.

Naast biotische data noteerden we ook enkele abiotische gegevens en een biotoopbeschrijving.

De abiotische gegevens zijn: zuurstof, zuurgraad of pH, conductiviteit, watertemperatuur, turbiditeit en doorzicht. Het landgebruik in de onmiddellijke omgeving, natuurlijkheid van oevers, en habitatdiversiteit werden opgenomen in de biotoopkarakteristieken (Tabel 28).

**Tabel 28: Fysische en chemische parameters op het moment van de bemonstering.**

Code	O <sub>2</sub> (mg l <sup>-1</sup> )	O <sub>2</sub> (%)	pH	T (°C)	Cond. (µScm <sup>-1</sup> )	Turbiditeit NTU	Secchi (cm)
C1	9,58	90,9	7,66	12,9	733	23,1	45
C2	6,15	64,1	7,42	17,4	825	40,4	60
Wtml	3,28	29,6	7,73	9,9	618	10,2	115
Rk	9,75	97,2	7,87	15,8	711	3,3	
WPk1	3,43	31,5	7,36	10,6	946	6,32	110
TrBr	4,31	39,8	7,73	10,8	737	7,64	70
W2	8,56	85,4	7,64	15,9	646	5,75	
S2	5,38	55,9	7,6	17,4	899	20,3	
S4	3,27		7,38	18,0	586	46,1	

Net als bij vorige campagnes (uitgezonderd voor locatie C2 in 2004) noteren we een relatief hoge zuurstofconcentratie in de kanalen. De waarden van de overige parameters verschillen niet sterk van deze geobserveerd bij vorige metingen. Voor de Zenne hebben we geen zuurstofmetingen opgemeten tijdens de 2004 en 2007 campagnes. Ter hoogte van Haren was de zuurstofconcentratie in 2013 onder de norm van 5mg/l. Dat geldt ook voor de vijvers. In 2007 werden in de vijvers hogere waarden gemeten voor de opgeloste zuurstof. Het is opvallend dat deze vijvers een groot doorzicht hebben en dus ook een lage turbiditeit. De Woluwe en Roodkloosterbeek De conductiviteit is nergens abnormaal hoog.

Hieronder volgt een bespreking van de vangstresultaten, waarbij er ook een vergelijking wordt gemaakt met de resultaten van vorige campagne.

### **6.6.1 Zenne**

In 2004 werd er niet gevestigd in de Zenne gezien er geen visleven mogelijk was. Met het functioneren van het rioolwaterzuiveringsstation Brussel Noord in maart 2007 stelden we vast dat de vuilvrucht in de Zenne merkbaar was afgenomen. In 2007 bemonsterden we twee locaties maar we vingden geen vissen. Toch werd er toen en ook in latere campagnes zowel bovenstrooms als stroomafwaarts in Vlaanderen wel vis gevangen (Breine *et al.*, 2011; Breine & Van Thuyne, 2012, 2013b). In 2013 werd op de locatie S2 weerom geen vis gevangen. Echter werd er wel één gibel met een gewicht van 46.2g gevangen in S4. Beide locaties zijn nog steeds sterk beïnvloed door menselijke invloed. Kanalisatie en sterke stromingen maken het niet gemakkelijk voor de vissen om er zich te handhaven. De bodem is bezaaid met afval.

### **6.6.2 Woluwe**

De data van 2004 en 2007 werden gescreend en verbeterd waar nodig. In 2013 werden er in totaal 7 soorten gevangen (Tabel 29). Dat is minder dan in vorige campagnes. In 2013 werden er wel meer individuen gevangen dan in 2004. In 2013 werd voor het eerst pos gevangen maar soorten zoals brasem, karper rietvoorn, snoek en zeelt die in vorige campagnes al werden gevangen, zijn nu niet gevangen. Bittervoorn en riviergrondel zijn goed vertegenwoordigd in de Woluwe.

De totale biomassa per soort verschilt ook met de jaren (Tabel 30). In 2013 draagt riviergrondel het meeste bij tot de biomassa terwijl in vorige campagnes blankvoorn de hoogste bijdrage had.

**Tabel 29: Resultaten elektrisch vissen 2004, 2007 en 2013 in de Woluwe: Het aantal individuen per soort.**

Soort	2004	2007	2013
	W2 # individuen		
Baars	5	23	7
Bittervoorn	15	365	182
Blankvoorn	33	45	1
Brasem	0	5	0
Driedoornige stekelbaars	33	28	42
Giebel	3	14	1
Karper	0	1	0
Pos	0	0	1
Rietvoorn	1	6	0
Riviergrondel	33	91	186
Snoek	2	0	0
Zeelt	2	1	0
Totaal aantal individuen	127	579	420
Totaal aantal soorten	9	10	7

**Tabel 30: Resultaten elektrisch vissen 2004, 2007 en 2013 in de Woluwe: De biomassa (g) per soort.**

Soort	Woluwe		
	2004	2007	2013
Baars	685,6	953,3	806,2
Bittervoorn	29,1	410,6	293,7
Blankvoorn	2912,8	2745,6	2,5
Brasem	0	42,0	0
Driedoornige stekelbaars	15,9	6,8	44,0
Giebel	190,3	1708,2	1420,7
Karper	0	142,2	0
Pos	0	0	34,5
Rietvoorn	96,2	266,2	0
Riviergrondel	530,4	800,3	1687,1
Snoek	321,8	0	0
Zeelt	123,1	76,2	0
Totaal gewicht (g)	4905,2	7009,2	4288,7

### 6.6.3 Roodkloosterbeek

Het totaal aantal soorten in de Roodkloosterbeek is zeer laag. In 2004 werden er nog drie soorten gevangen, slechts twee in 2007 en nu enkel riviergrondel (Tabel 31). Riviergrondel gedijt pas goed in zuurstofrijk water. Maar zijn aanwezigheid alleen is wel een teken van verstoring.



**Tabel 31: Resultaten elektrisch vissen 2004, 2007 en 2013 in de Roodkloosterbeek: Het aantal individuen per soort.**

Soort	2004	2007	2013
	RK # individuen		
Brasem	0	1	0
Europese meerval	3	0	0
Giebel	2	0	0
Riviergrondel	6	50	55
Totaal aantal individuen	11	51	55
Totaal aantal soorten	3	2	1

Deze resultaten duiden op een verstoring van de beek. De biomassa gevangen tijdens de verschillende campagnes is dan ook laag (Tabel 32). In alle campagnes draagt riviergrondel het meeste bij tot de biomassa.

**Tabel 32: Resultaten elektrisch vissen 2004, 2007 en 2013 in de Roodkloosterbeek: De biomassa (g) per soort.**

Soort	Roodkloosterbeek		
	2004	2007	2013
Brasem	0	3,6	0
Europese meerval	33,2	0	0
Giebel	4,0	0	0
Riviergrondel	40,6	111,8	170,0
totaal gewicht (g)	77,8	115,4	170

#### 6.6.4 Kanaal Brussel-Charleroi

De data van vorige campagnes werden nagezien en gebruikt voor het berekenen van de EQR met de nieuwe index. Het blijft een moeilijke opdracht om elektrisch te vissen vooral op locatie C2. Nochtans werden er in 2013 daar meer soorten aangetroffen dan in vorige campagnes. Ook ter hoogte van C1 werden opmerkelijk meer soorten gevangen dan in vorige campagnes.

In totaal werden er in de periode 2004-2013 in totaal 13 soorten gevangen met de elektrische methode. Dat betekent een toename van 7 soorten in 2013 t.o.v. vorige campagnes.

Zowel het aantal gevangen individuen als de biomassa zijn laag (Tabel 33 & Tabel 35). De aanwezigheid van blauwbandgrondel en zwartbekgrondel in 2013, beide exotische soorten, is opmerkelijk. Daarnaast vingen we in 2013 bittervoorn een soort die genoteerd staat in de lijst van de Habitat Richtlijn (Verreycken *et al.*, 2013). Nieuw in 2013 zijn ook rietvoorn, giebel

en driedoornige stekelbaars. Bot een soort die het uitstekend doet in Vlaanderen ontbreekt nog op het kanaal.

**Tabel 33: Resultaten elektrisch vissen 2004, 2007 en 2013 in het Kanaal Brussel-Charleroi (aantal individuen per m<sup>2</sup>).**

aantal individuen/m <sup>2</sup> locatienummer	2004		2007		2013	
	C2	C1	C2	C1	C2	C1
baars	0	0,0024	0,008	0,0032	0,0144	0,0944
bittervoorn	0	0	0	0	0	0,0064
blankvoorn	0,0008	0,124	0	0,024	0,004	0,0328
blauwbandgrondel	0	0	0	0	0	0,004
driedoornige stekelbaars	0	0	0	0	0	0,0008
giebel	0	0	0	0	0	0,0008
paling	0	0	0	0,0008	0	0,0016
rietvoorn	0	0	0	0	0,0008	0,004
riviergrondel	0	0,0024	0	0	0	0
serpeling	0	0	0	0,0008	0	0,0008
snoekbaars	0	0,0008	0	0,0008	0	0,0008
winde	0	0	0	0,0024	0	0,0016
zwartbekgrondel	0	0	0	0	0,0032	0
Totaal aantal individuen	1	162	10	40	28	185
Aantal soorten	1	4	1	5	4	11

**Tabel 34: Resultaten elektrisch vissen 2004, 2007 en 2013 in het Kanaal Brussel-Charleroi (aantal individuen).**

aantal individuen locatienummer	2004		2007		2013	
	C2	C1	C2	C1	C2	C1
baars	0	3	10	4	18	118
bittervoorn	0	0	0	0	0	8
blankvoorn	1	155	0	30	5	41
blauwbandgrondel	0	0	0	0	0	5
driedoornige stekelbaars	0	0	0	0	0	1
giebel	0	0	0	0	0	1
paling	0	0	0	1	0	2
rietvoorn	0	0	0	0	1	5
riviergrondel	0	3	0	0	0	0
serpeling	0	0	0	1	0	1
snoekbaars	0	1	0	1	0	1
winde	0	0	0	3	0	2
zwartbekgrondel	0	0	0	0	4	0
Totaal aantal individuen	1	162	10	40	28	185
Aantal soorten	1	4	1	6	4	11

**Tabel 35: Resultaten elektrisch vissen 2004, 2007 en 2013 in het Kanaal Brussel-Charleroi (biomassa uitgedrukt in g/m<sup>2</sup>).**

biomassa g/m <sup>2</sup> locatienummer	2004		2007		2013	
	C2	C1	C2	C1	C2	C1
baars	0,000	0,125	0,078	0,060	0,143	2,840
bittervoorn	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,013
blankvoorn	0,010	2,675	0,000	1,101	0,042	0,817
blauwbandgrondel	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,020
driedoornige stekelbaars	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
giebel	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,027
paling	0,000	0,000	0,000	0,061	0,000	0,915
rietvoorn	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,094
riviergrondel	0,000	0,079	0,000	0,000	0,000	0,000
serpeling	0,000	0,000	0,000	0,009	0,000	0,001
snoekbaars	0,000	0,082	0,000	0,006	0,000	0,024
winde	0,000	0,000	0,000	0,080	0,000	0,607
zwartbekgrondel	0,000	0,000	0,000	0,000	0,014	0,000
<b>Totaal gewicht g/m<sup>2</sup></b>	<b>0,010</b>	<b>2,962</b>	<b>0,078</b>	<b>1,308</b>	<b>0,200</b>	<b>5,359</b>

**Tabel 36: Resultaten elektrisch vissen 2004, 2007 en 2013 in het Kanaal Brussel-Charleroi (biomassa uitgedrukt in g).**

biomassa (g) locatienummer	2004		2007		2013	
	C2	C1	C2	C1	C2	C1
baars	0	156,3	97,4	75,2	179,1	3550
bittervoorn	0	0	0	0	0	16,7
blankvoorn	12,3	3343,9	0	1376,3	52,2	1021,5
blauwbandgrondel	0	0	0	0	0	25,3
driedoornige stekelbaars	0	0	0	0	0	0,3
giebel	0	0	0	0	0	33,5
paling	0	0	0	76,7	0	1143,9
rietvoorn	0	0	0	0	1,4	117,4
riviergrondel	0	99,1	0	0	0	0
serpeling	0	0	0	11,6	0	0,7
snoekbaars	0	103,1	0	7,7	0	30,4
winde	0	0	0	99,5	0	759,1
zwartbekgrondel	0	0	0	0	17,8	0
<b>Totaal gewicht (g)</b>	<b>12,3</b>	<b>3702,4</b>	<b>97,4</b>	<b>1647</b>	<b>250,5</b>	<b>6698,8</b>

In het kanaal dragen blankvoorn en brasem het meest bij tot de biomassa.

In totaal werden er in de periode 2004-2013 in totaal 13 soorten gevangen met fuiken.

In 2004 werd met fuiken het hoogste aantal soorten en individuen gevangen en dat op beide locaties (Tabel 37). Op de locatie C2 vingen we minder soorten en individuen dan op C1.

Baars, paling en snoekbaars worden in alle campagnes overal gevangen met een gemiddelde van respectievelijk 11, 9 en 4 individuen per fuikdag. Blankvoorn is de meest abundant gevangen vis (69 individuen per fuikdag). Brasem werd in vorige campagnes niet gevangen. Bittervoorn, serpeling, driedoornige stekelbaars, winde en zwartbekgrondel werden niet met fuiken gevangen. Dat toont de complementariteit aan van het elektrisch vissen. Daarentegen mist het elektrisch vissen soorten zoals brasem, karper, kolblei, pos en zeelt. Er werd in 2013 opmerkelijk meer paling gevangen dan in vorige campagnes.

**Tabel 37: Resultaten fuikvisserij 2004, 2007 en 2013 in het Kanaal Brussel-Charleroi (aantal individuen per fuikdag).**

locatie	2004		2007		2013	
	C2	C1	C2	C1	C2	C1
baars	2,5	0,4	4,8	1,3	1,4	1,3
blankvoorn	8,8	27,6	3,0	19,3	0,0	10,4
blauwbandgrondel	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
brasem	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,4
giebel	0,0	0,1	0,5	0,0	0,0	0,0
karper	0,5	0,3	0,5	0,0	0,0	0,0
kolblei	0,0	2,4	0,0	3,8	0,5	0,1
paling	1,5	1,3	2,0	0,8	2,4	1,6
pos	1,4	0,6	0,0	0,0	0,0	0,3
rietvoorn	1,5	0,0	0,0	0,0	0,1	0,3
riviergrondel	0,0	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0
snoekbaars	0,5	0,3	0,5	0,5	1,3	1,1
zeelt	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Totaal aantal individuen	135	268	45	102	49	123
Aantal soorten	9	9	6	5	6	8

**Tabel 38: Resultaten fuikvisserij 2004, 2007 en 2013 in het Kanaal Brussel-Charleroi (aantal individuen).**

aantal individuen locatienummer	2004		2007		2013	
	C2	C1	C2	C1	C2	C1
baars	20	3	19	5	11	10
blankvoorn	70	221	12	77	0	83
blauwbandgrondel	1	0	0	0	0	0
brasem	0	0	0	0	4	3
giebel	0	1	2	0	0	0
karper	4	2	2	0	0	0
kolblei	0	19	0	15	4	1
paling	12	10	8	3	19	13
pos	11	5	0	0	0	2
rietvoorn	12	0	0	0	1	2
riviergrondel	0	5	0	0	0	0
snoekbaars	4	2	2	2	10	9
zeelt	1	0	0	0	0	0
Totaal aantal individuen	135	268	45	102	49	123
Aantal soorten	9	9	6	5	6	8

Voor de fuikvisserij dragen paling, blankvoorn karper en snoekbaars het meest bij tot de biomassa. De bijdrage van paling en snoekbaars is toegenomen over de jaren heen.

**Tabel 39: Resultaten fuikvisserij 2004, 2007 en 2013 in het Kanaal Brussel-Charleroi biomassa uitgedrukt in g/fuikdag.**

	2004		2007		2013	
	C2	C1	C2	C1	C2	C1
baars	109,74	19,54	205,90	22,65	188,75	18,18
blankvoorn	754,33	821,50	333,10	840,38	0,00	328,49
blauwbandgrondel	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
brasem	0,00	0,00	0,00	0,00	177,69	162,44
giebel	0,00	120,93	175,80	0,00	0,00	0,00
karper	561,03	385,34	385,85	0,00	0,00	0,00
kolblei	0,00	335,10	0,00	224,70	52,94	5,75
paling	224,41	474,79	649,75	208,65	1419,13	741,85
pos	54,38	7,38	0,00	0,00	0,00	3,38
rietvoorn	243,88	0,00	0,00	0,00	23,71	6,15
riviergrondel	0,00	19,88	0,00	0,00	0,00	0,00
snoekbaars	12,18	19,89	156,20	100,45	456,03	48,58
zeelt	41,13	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Totaal gewicht g/m <sup>2</sup>	2002,05	2204,33	1906,60	1396,83	2318,24	1314,80

**Tabel 40: Resultaten fuikvisserij 2004, 2007 en 2013 in het Kanaal Brussel Charleroi biomassa uitgedrukt in g.**

biomassa (g) locatienummer	2004		2007		2013	
	C2	C1	C2	C1	C2	C1
baars	877,9	156,3	823,6	90,6	1510	145,4
blankvoorn	6034,6	6572	1332,4	3361,5	0	2627,9
blauwbandgrondel	8	0	0	0	0	0
brasem	0	0	0	0	1421,5	1299,5
giebel	0	967,4	703,2	0	0	0
karper	4488,2	3082,7	1543,4	0	0	0
kolblei	0	2680,8	0	898,8	423,5	46
paling	1795,3	3798,3	2599	834,6	11353	5934,8
pos	435	59	0	0	0	27
rietvoorn	1951	0	0	0	189,7	49,2
riviergrondel	0	159	0	0	0	0
snoekbaars	97,4	159,1	624,8	401,8	3648,2	388,6
zeelt	329	0	0	0	0	0
Totaal gewicht (g)	16016,4	17634,6	7626,4	5587,3	18545,9	10518,4

## 6.6.5 Vijvers

### 6.6.5.1 Elektrische vangstresultaten

In 2004 werd er niet elektrisch gevestigd. De vijver in het Bronnenpark werd in 2007 enkel met fuiken bemonsterd daar na een gesprek met de opzichter ons duidelijk werd gemaakt dat we beter niet elektrisch zouden vissen. In deze vijver zou er graskarper en zeelt zijn uitgezet. In 2013 hebben we overal elektrisch kunnen vissen.

In de lange vijver werden er telkens acht soorten gevangen maar is de toename van het aantal individuen opmerkelijk. Dat komt vooral door het vetje die de dominante soort in de rietkragen is. In 2013 werd geen rietvoorn gevangen maar nieuw is de aanwezigheid van de driedoornige stekelbaars. Naast vetje wordt in de vijver vooral bittervoorn en zeelt elektrisch gevangen.

In de grote vijver vingen we in 2007 zes soorten terwijl zeven in 2013. Snoek en bittervoorn werden niet in 2007 gevangen. In 2007 vingen we'r wel vetje maar niet in 2013. Ook hier stellen we een toename vast van het aantal individuen gevangen per m<sup>2</sup>.

Het hoogste aantal soorten werd in Bronnenpark gevangen (13). De elektrische vangsten worden gedomineerd door blankvoorn, baars en bittervoorn. Het gaat hier wel om kleine individuen blankvoorn en baars (<20 cm gemiddeld).

Ondanks de lage zuurstofconcentratie hebben we toch een gevarieerd visbestand in de vijvers. De massale aanwezigheid van kleine baarzen en blankvoorn wijst op stunting of dwerggroei wat het gevolg van een verstoring kan zijn of het ontbreken van voedsel.

**Tabel 41: Resultaten elektrische vangsten 2007 & 2013: Het aantal individuen per soort en per locatie.**

Code	Lange vijver Woluwegpark		Grote vijver Bosvoorde		Bronnenpark
	WPK1		Wtml		TrBr
Jaar	2007	2013	2007	2013	2013
Lengte transect	1145	500	984	750	250
Breedte transect	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5
Oppervlakte van transect	2862,5	1250	2460	1875	625
baars	1	215	148	4684	641
bittervoorn	477	997	0	780	256
blankvoorn	0	0	177	1352	827
brasem	0	0	0	0	1
driedoornige stekelbaars	0	1	0	0	0
giebel	22	1	0	0	2
karper	0	0	0	0	7
paling	12	3	2	1	7
pos	0	0	0	0	11
rietvoorn	21	0	13	247	1
riviergrondel	0	0	0	0	3
snoek	13	2	0	19	1
vetje	57	13077	16	0	2
zeelt	322	203	401	153	1
#soorten	8	8	6	7	13
#ind	925	14499	757	7236	1760
#ind/m <sup>2</sup>	0,32	11,60	0,31	3,86	2,82

**Tabel 42: Resultaten elektrische vangsten 2007 & 2013: Biomassa (in g) per soort en per locatie.**

Code	Lange vijver Woluwegpark		Grote vijver Bosvoorde		Bronnenpark
	WPK1		Wtml		TrBr
Jaar	2007	2013	2007	2013	2013
Oppervlakte van transect	2862,5	1250	2460	1875	625
baars	96,9	2732	8492	14214	3163
bittervoorn	552,1	996,9	0	1737,7	520,7
blankvoorn	0	0	6198,4	16785,4	4682
brasem	0	0	0	0	58,7
driedoornige stekelbaars	0	0,6	0	0	0
giebel	34772	1883,9	0	0	1032,7
karper	0	0	0	0	12403
paling	9053,5	4013,6	2422,7	1994,4	5257
pos	0	0	0	0	110
rietvoorn	810,7	0	571,6	1768,4	41,9
riviergrondel	0	0	0	0	39
snoek	4598,1	403,4	0	47267	1569,2
vetje	63	5245	2,3	0	2,4
zeelt	727	3686	5848	3761	395
Tot gewicht g/m <sup>2</sup>	17,70	15,17	9,57	46,68	46,84

Wat gewicht betreft zien we een afname van het gewicht per m<sup>2</sup> in de lange vijver. Dat is te wijten aan de afwezigheid van snoek in 2013. In 2013 werden er ook minder palingen en giebel gevangen wat de biomassa naar beneden haalt. In 2013 zien we wel een toename van de bijdrage van biomassa baars, vetje en zeelt.

In de grote vijver is de biomassa gevangen per m<sup>2</sup> groter in 2013 dan in 2007. In 2013 dragen vooral snoek en blankvoorn bij aan de biomassa.

In het Bronnenpark hebben we een vergelijkbare biomassa/m<sup>2</sup> als in de grote vijver. Hier dragen vooral volgende soorten bij aan de biomassa: karper, paling, blankvoorn en baars.

### 6.6.5.2 Fuikvangsten

We kunnen vangstgegevens vergelijken waarbij we de resultaten van 2004, 2007 en 2013 omrekenen naar aantal individuen per fuikdag.

**Tabel 43: Resultaten fuik vangsten 2004, 2007 en 2013: Het aantal individuen per soort per locatie per fuikdag.**

Code	Lange vijver Woluwepark			Grote vijver Bosvoorde			Bronnenpark		
	WPK1			Wtml			TrBr		
	2004	2007	2013	2004	2007	2013	2004	2007	2013
Fuikdagen	1	8	8	1	8	8	1	8	8
baars	0,0	0,1	3,1	0,0	0,6	203,5	1,0	0,3	15,4
bittervoorn	0,0	0,8	5,5	0,0	0,0	0,8	0,0	0,1	0,1
blankvoorn	3,0	0,0	0,0	0,0	4,1	11,9	6,0	5,8	13,4
brasem	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,6
driedoornige stekelbaars	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1
giebel	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0
graskarper	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1
karper	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,0	0,1	0,1
kolblei	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0
kroeskarper	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0
paling	5,0	2,9	0,3	7,0	0,8	0,8	10,0	0,8	1,8
pos	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	7,5
rietvoorn	0,0	0,1	0,0	0,0	0,5	0,6	0,0	0,0	0,0
snoek	0,0	0,3	0,5	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,1
snoekbaars	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	0,8	0,1
vetje	0,0	0,3	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,9
zeelt	0,0	0,3	0,4	0,0	0,8	0,1	2,0	0,3	0,1
#soorten	3	8	7	1	5	7	7	10	13
#ind	9	38	80	7	54	1745	24	69	323
#ind/fuikdag	9,0	4,8	10,0	7,0	6,8	218,1	24,0	8,6	40,4



**Tabel 44: Resultaten fuik vangsten 2004, 2007 en 2013: Het aantal individuen per soort per locatie.**

Code	Lange vijver Woluwepark			Grote vijver Bosvoorde			Bronnenpark		
	WPK1			Wtml			TrBr		
Jaar	2004	2007	2013	2004	2007	2013	2004	2007	2013
Fuikdagen	1	8	8	1	8	8	1	8	8
baars	0	1	25	0	5	1628	1	2	123
bittervoorn	0	6	44	0	0	6	0	1	1
blankvoorn	3	0	0	0	33	95	6	46	107
brasem	0	0	0	0	0	0	0	1	5
driedoornige stekelbaars	0	0	0	0	0	0	0	0	1
giebel	0	1	1	0	0	0	0	3	0
graskarper	0	0	0	0	0	0	0	0	1
karper	0	0	0	0	0	0	3	1	1
kolblei	0	0	0	0	0	0	0	1	0
kroeskarper	1	0	0	0	0	0	1	0	0
paling	5	23	2	7	6	6	10	6	14
pos	0	0	0	0	0	0	0	0	60
rietvoorn	0	1	0	0	4	5	0	0	0
snoek	0	2	4	0	0	4	0	0	1
snoekbaars	0	0	0	0	0	0	1	6	1
vetje	0	2	1	0	0	0	0	0	7
zeelt	0	2	3	0	6	1	2	2	1
#soorten	3	8	7	1	5	7	7	10	13

In de lange vijver van het park van Woluwe (WPK1) werden in 2004 drie soorten gevangen, acht in 2007 en zeven in 2013. Gezien het verschil in vangstinspanning voor 2004 is het niet relevant om het aantal individuen dan gevangen te vergelijken met deze in de andere campagnes. In 2007 werden er minder individuen gevangen dan in 2013. Bittervoorn en baars domineren de vangsten. Kroeskarper in 2004 gevangen is waarschijnlijk giebel. Deze soorten worden soms wel eens verwisseld.

In de grote vijver van Bosvoorde (Wtml) vingen we in 2004 enkel paling terwijl vijf soorten werden gevangen in 2007 en zeven in 2013. Net als bij de elektrische vangsten domineert baars in 2013. Het aantal gevangen individuen is toegenomen in 2013.

In de vijver in het Bronnenpark (TrBr) vingen we in 2004 zeven soorten, tien in 2007 en 13 in 2013. Het aantal individuen gevangen per fuikdag is ook hoger in 2013 dan in vorige campagnes. Baars en blankvoorn domineren in aantal in 2013.

Voor de 2004 campagne beschikken we niet over gewicht gegevens.

**Tabel 45: Resultaten fuik vangsten 2004, 2007 en 2013: Biomassa per soort per locatie en per fuikdag.**

Code	Lange vijver Woluwepark		Grote vijver Bosvoorde		Bronnenpark	
	WPK1		Wtml		TrBr	
	2007	2013	2007	2013	2007	2013
Jaar	2007	2013	2007	2013	2007	2013
Fuikdagen	8	8	8	8	8	8
baars	8,40	47,00	68,73	2090,63	0,75	143,38
bittervoorn	0,85	10,28	0,00	2,45	0,23	0,39
blankvoorn	0,00	0,00	64,70	151,93	23,10	144,16
brasem	0,00	0,00	0,00	0,00	2,53	402,66
driedoornige stekelbaars	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,16
giebel	192,85	312,50	0,00	0,00	277,10	0,00
graskarper	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1105,00
karper	0,00	0,00	0,00	0,00	476,25	155,50
kolblei	0,00	0,00	0,00	0,00	21,18	0,00
paling	2006,63	379,86	806,79	1046,53	314,56	1228,75
pos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	59,25
rietvoorn	5,33	0,00	91,58	5,03	0,00	0,00
snoek	21,70	2522,50	0,00	3190,00	0,00	287,38
snoekbaars	0,00	0,00	0,00	0,00	1,45	316,94
vetje	0,56	0,26	0,00	0,00	0,00	2,60
zeelt	343,63	11,53	331,13	0,98	100,00	104,25
Biomassa g/fuikdag	322,49	410,49	170,36	810,94	152,14	493,80

**Tabel 46: Resultaten fuik vangsten 2004, 2007 en 2013: Biomassa per soort per locatie.**

Code	Lange vijver Woluwepark		Grote vijver Bosvoorde		Bronnenpark	
	WPK1		Wtml		TrBr	
	2007	2013	2007	2013	2007	2013
Jaar	2007	2013	2007	2013	2007	2013
Fuikdagen	8	8	8	8	8	8
baars	67,2	376	549,8	16725	6	1147
bittervoorn	6,8	82,2	0	19,6	1,8	3,1
blankvoorn	0	0	517,6	1215,4	184,8	1153,3
brasem	0	0	0	0	20,2	3221,3
driedoornige stekelbaars	0	0	0	0	0	1,3
giebel	1542,8	2500	0	0	2216,8	0
graskarper	0	0	0	0	0	8840
karper	0	0	0	0	3810	1244
kolblei	0	0	0	0	169,4	0
paling	16053	3038,9	6454,3	8372,2	2516,5	9830
pos	0	0	0	0	0	474
rietvoorn	42,6	0	732,6	40,2	0	0
snoek	173,6	20180	0	25520	0	2299
snoekbaars	0	0	0	0	11,6	2535,5
vetje	4,5	2,1	0	0	0	20,8
zeelt	2749	92,2	2649	7,8	800	834
Biomassa (g)	20639,5	26271,4	10903,3	51900,2	9737,1	31603,3

In alle vijvers zien we een toename van de gevangen biomassa. In de lange vijver droeg paling het meest bij tot de biomassa in 2007 maar dat is nu overgenomen door snoek. Er werden grote snoek exemplaren gevangen in 2013 (Figuur 13).

In de grote vijver zien we ook een verschuiving van paling naar snoek wat de bijdrage van biomassa betreft.

In het Bronnenpark domineert paling wat biomassa betreft gevolgd door een groot graskarper exemplaar. In 2007 domineerde karper, maar volgens de parkwachter zit er nog steeds een grote karper die we in 2013 niet hebben kunnen vangen.



**Figuur 13: Snoek (100.3 cm; 8.6 kg) gevangen in de lange vijver in van het Woluwepark.**

## **6.7 Overzicht van de beoordeling in 2004, 2007 en 2013**

### **6.7.1 De Zenne**

De Zenne was in 2004 en 2007 op beide locaties “dood” gezien er geen visleven werd aangetroffen. In 2013 blijft één locatie (S2) visloos terwijl slechts één vis werd gevangen stroomafwaarts het RWZI van Brussel Noord (S4). Deze locatie scoort “slecht” met een EQR gelijk aan 0.21.

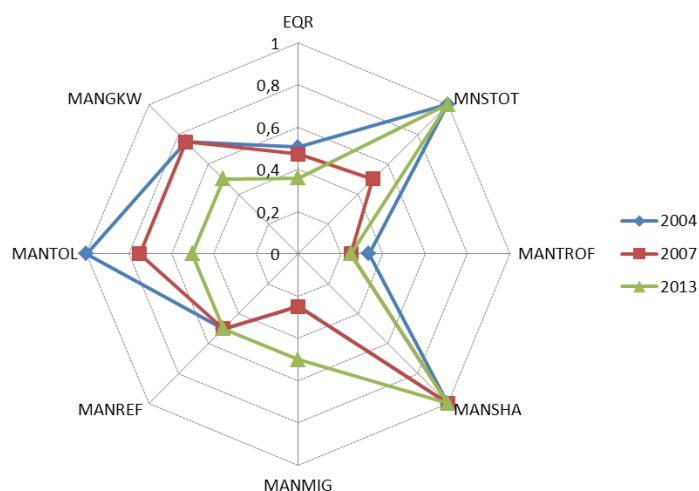
### **6.7.2 De Woluwe**

De resultaten van de IBIB-berekening voor de campagnes 2004 en 2007 veranderen lichtjes gezien we met de aangepaste EQR berekening werken (Figuur 14). Enkel in 2004 scoort de Woluwe “matig” met 0.50 als EQR waarde. In 2007 en 2013 scoort de Woluwe

“ontoereikend” met EQR waarden 0.47 en 0.36. De bijdrage van de metrieken tot de EQR staat in Figuur 14. De figuur toont aan dat het totaal aantal soorten (MnsTot) “goed” scoort in 2004 en 2013 maar “ontoereikend” in 2007.

De verklaring van de gebruikte afkortingen staan in Tabel 47.

De ecologische toestand van de Woluwe in 2013 is “ontoereikend” mede door het ontbreken van soorten als snoek, zeelt en rietvoorn. Snoek is een gevoelige soort en zijn afwezigheid wijst op een verstoring.



**Figuur 14: De EQR en metriekscores voor de Woluwe in 2004, 2007 en 2013.**

**Tabel 47: Gebruikte afkortingen voor de metrieken van IBIB voor rivieren in het Brusselse Gewest.**

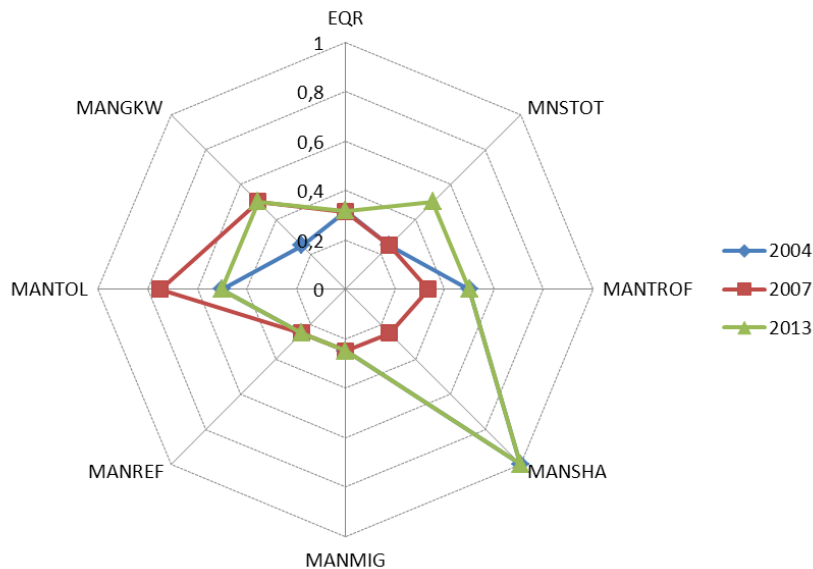
afkorting	verklaring
MNSTOT	Totaal aantal soorten
MANTROF	Trofische compositie
MANSHA	Shannon-Wiener
MANMIG	Migratie waarde
MANREF	Referentie soorten
MANTOL	Gemiddelde tolerantiewaarde
MANGKW	Lengteklasse waarde

### 6.7.3 Roodkloosterbeek

De Roodkloosterbeek blijft in 2013 “slecht” scoren omwille van het lage aantal soorten. Het zuurstofgehalte (kritische factor) was nochtans ruim voldoende. De gedeeltelijke versteviging van de oevers samen met het feit dat het water ondiep is (5 tot 25 cm) maakt deze rivier misschien minder geschikt als habitat voor vissen. De bijdrage van de verschillende metrieken tot de EQR toont voor de Shannon-Wiener een goede score in 2013 (Figuur 15). Dat is echter een onjuist beeld gezien er maar één exemplaar werd gevangen. De EQR waarden zijn

respectievelijk 0.32 (2004), 0.31 (2007) en 0.32 in 2013. Het verschil in appreciatie voor 2004 (ontoereikend) en 2013 (slecht) ondanks dezelfde EQR waarde is omdat er in 2004 drie soorten werden gevangen terwijl slechts één in 2013. Een clause in de IBIB is dat er minstens drie soorten moeten worden gevangen.

De gebruikte afkortingen staan in Tabel 47.



**Figuur 15: De EQR en metriekscores voor de Roodkloosterbeek in 2004, 2007 en 2013.**

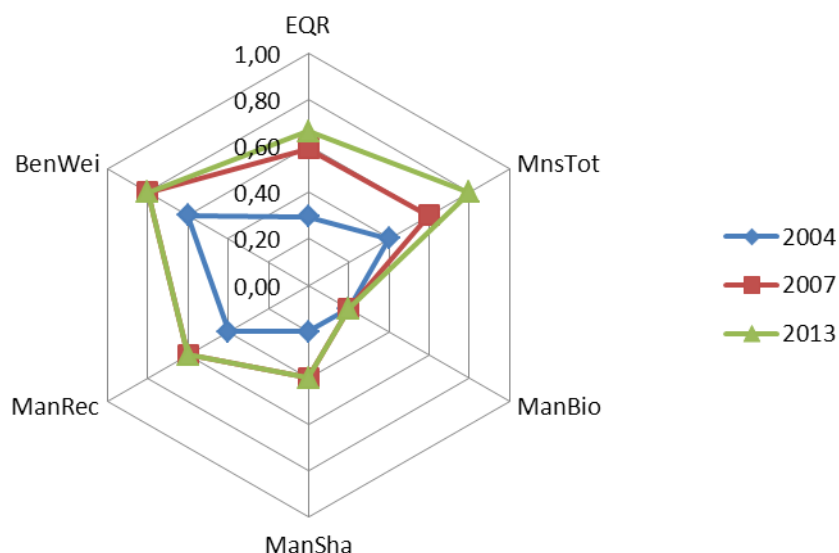
#### 6.7.4 Kanaal Brussel-Charleroi

We herrekenden de indexwaarden voor de campagnes 2004 en 2007 met de nieuwe index. Zoals hierboven al vermeld wordt er rekening gehouden met de methode van afvissing. Met de elektrische vangstresultaten worden volgende metriekwaarden berekend: MnsTot: aantal soorten; Man Bio: de biomassa en ManSha: de Shannon Wiener index (Tabel 48). Met de fuikvangst resultaten berekenen we ManRec of het aantal soorten dat rekruteert en BenWei het gewichtspercentage van benthische soorten.

**Tabel 48: Overzicht van de metriekwaarden voor het Kanaal Brussel-Charleroi in het Brusselse Gewest.**

	MnsTot	ManBio	ManSha	ManRec	BenWei
2004	4	1,5	0,2	36,4	32,9
2007	5	0,7	1,0	57,1	18,5
2013	9	2,8	1,2	62,5	11,1

De waarden worden gescoord en daarmee wordt de ERQ berekend (Figuur 16).



**Figuur 16: De EQR en metriekscores voor het Kanaal Brussel-Charleroi in 2004, 2007 en 2013.**

In 2004 scoort het kanaal “ontoereikend” (EQR: 0.29). In 2007 scoort het kanaal “matig” met een EQR waarde van 0.58. In 2013 is de ecologische status ook “matig” maar is de EQR gestegen tot 0.66. Deze EQR waarden zijn lager dan voorgesteld in vorige rapporten maar ze reflecteren beter de werkelijkheid. Ter illustratie kan de beoordeling per locatie worden berekend. De nieuwe index is niet echt gemaakt voor deze oefening, maar het toont toch aan dat C1 (kanaal IN) altijd beter scoort dan C2 (kanaal UIT) (Tabel 49).

**Tabel 49: Overzicht van de EQR per locatie voor het Kanaal Brussel-Charleroi in het Brusselse Gewest.**

Locatie	Datum	EQR	Appreciatie
C1	2004	0,29	ontoereikend
C1	2007	0,59	matig
C1	2013	0,59	matig
C2	2004	0,22	slecht
C2	2007	0,37	ontoereikend
C2	2013	0,44	ontoereikend

### 6.7.5 Vijvers in het Woluwedal

Met de nieuwe index wordt rekening gehouden met de toegepaste vismethode. De index gebruikt zowel resultaten van de elektrische als fuikvangsten. Bij afwezigheid van één methode kan de index wel nog worden berekend, maar is het resultaat minder betrouwbaar.

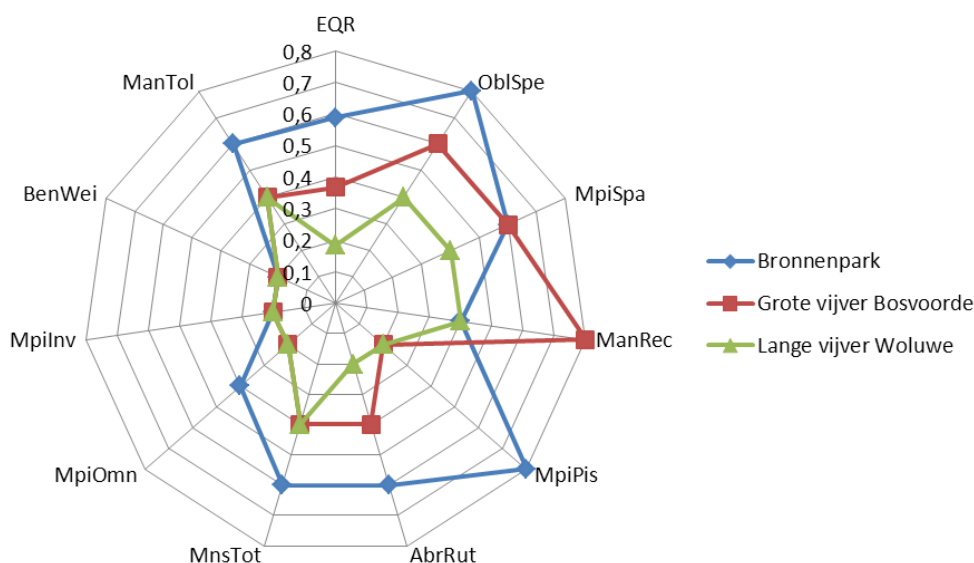
Met de vorige index werd het GEP nog gehaald, nu is dat niet zo (Tabel 50). De elektrische metrieken zijn OblSpe: obligate soorten die aanwezig moeten zijn; MpiSpa: gespecialiseerde paaiers; ManRec: percentage soorten die rekruteren; MpiPis: percentage piscivore individuen; AbrRut: gewichtspercentage brasem en blankvoorn. Met de fuikvangsten worden volgende

metrieken berekend: MnsTot: totaal aantal soorten; MpiOmn: percentage omnivore individuen; MpiInv: percentage invertivoren; BenWei: gewichtspercentage van bentische soorten en ManTol: tolerantie waarde van de gevangen soorten.

**Tabel 50: Overzicht van de metriekwaarden voor de vijvers in het Brusselse Gewest (2004, 2007 en 2013).**

Waterloop	Code	Jaar	OblSpe	MpiSpa	ManRec	MpiPis	AbrRut	MnsTot	MpiOmn	MpiInv	BenWei	ManTol	EQR	Appreciatie
Bronnenpark	TrBr	2004						0,4	0,2	0,2		0,4	0,18	slecht
Bronnenpark	TrBr	2007						0,4	0,2	0,2	0,2	0,4	0,15	slecht
Bronnenpark	TrBr	2013	0,8	0,6	0,4	0,8	0,6	0,6	0,4	0,2	0,2	0,6	0,59	matig
Grote vijver Bosvoorde	Wtml	2004						0,2	0,2	0,2		0,2	0,00	slecht
Grote vijver Bosvoorde	Wtml	2007	0,6	0,2	0,8	0,6	0,2	0,2	0,2	0,6	0,2	0,2	0,33	ontoereikend
Grote vijver Bosvoorde	Wtml	2013	0,6	0,6	0,8	0,2	0,4	0,4	0,2	0,2	0,2	0,4	0,37	ontoereikend
Lange vijver Woluwepark	WPk1	2004						0,2	0,2	0,2		0,2	0,00	slecht
Lange vijver Woluwepark	WPk1	2007	0,6	0,2	0,6	0,2	0,2	0,4	0,2	0,2	0,2	0,4	0,22	slecht
Lange vijver Woluwepark	WPk1	2013	0,4	0,4	0,4	0,2	0,2	0,4	0,2	0,2	0,2	0,4	0,18	slecht

Zoals eerder opgemerkt moeten de gegevens van 2004 met de nodige voorzichtigheid worden behandeld daar noch gewichten, noch elektrische vangstgegevens voor handen zijn. Dat geldt ook voor de gegevens van het Bronnenpark anno 2007 waarvan we toen geen elektrische vangstgegevens hadden. We zien wel dat in 2004 de ecologische toestand van de vijvers “slecht” was. In 2007 haalt enkel de vijver Wtml een betere toestand (nl. ontoereikend) dan de andere vijvers. In 2013 blijft Wtml ontoereikend maar het Bronnenpark haalt een “matige”. De EQR-waarden zijn in 2013 voor alle vijvers, behalve WPk1, beter dan in vorige campagnes.



**Figuur 17: De EQR en metriekscores voor de vijvers van het Brussels Gewest anno 2013.**

Uit Figuur 17 zien we dat voor het Bronnenpark er slecht gescoord wordt voor de metriek BenWei (% benthische soorten) en percentage invertivoren (MpiInv). In de grote vijver haalt de metriek die de rekrutering beoordeelt (ManRec) een goede score. De lange vijver scoort voor geen enkele metriek goed.

Tenslotte geven we een overzicht met EQR-waarden en beoordeling van de verschillende locaties berekend met oude en nieuwe aangepaste indices (Tabel 51).

**Tabel 51: Overzicht van de EQR-waarden en beoordeling (oude en nieuwe indices) voor de verschillende locaties in het Brusselse Gewest (2004, 2007 en 2013). De afzonderlijke waarden en klassen voor kanaal zijn slechts illustratief, aangezien de finale EQR-waarde berekend wordt o.b.v. metriekscores voor beide locaties samen.**

2004	EQR 2004	Beoordeling	EQR 2004 aangepast	Beoordeling	EQR 2007	Beoordeling	EQR 2007 aangepast	Beoordeling	EQR 2013	Beoordeling
C1	0.6	GEP	0.29	Ontoereikend	0.66	GEP	0.59	Matig	0.59	Matig
C2	0.73	GEP	0.22	Slecht	0.53	GEP	0.37	Ontoereikend	0.44	Ontoereikend
Wtml	0.35	Ontoereikend	0	Slecht*	0.73	GEP	0.33	Ontoereikend	0.37	Ontoereikend
WPk1	0.35	Ontoereikend	0	Slecht*	0.73	GEP	0.22	Slecht	0.18	Slecht
TrBr	0.2	Ontoereikend	0.18	Slecht	0.51	GEP	0.15	Slecht	0.59	Matig
RK	0.42	Matig	0.32	Ontoereikend	0.36	Slecht	0.31	Slecht	0.32	Slecht
W2	0.64	GEP	0.5	Matig	0.69	GEP	0.47	Ontoereikend	0.36	Ontoereikend
S2	-	-	-	-	0	Slecht	0	Slecht	0	Slecht
S4	-	-	-	-	0	Slecht	0	Slecht	0.21	Slecht

Voor slecht\*: Slechte status wordt hier berekend als gevolg van het feit dat er enkel fuikvangsten werden toegepast.

Voor het kanaal is er qua appreciatie een evolutie van ‘**ontoereikend**’ in 2004 tot ‘**matig**’ in 2007 en 2013. De ecologische status van de locatie kanaal IN (C1) is beter dan kanaal UIT (C2). De EQR-waarden stijgen ten opzichte van vorige campagnes voor de vijver in het Bronnenpark en de grote vijver in Bosvoorde. De status is nu ‘**matig**’ voor de vijver in het Bronnenpark. De grote vijver in Bosvoorde scoort net als in 2007 ‘**ontoereikend**’ en de lange vijver te Woluwe blijft ‘**slecht**’ scoren. De Roodkloosterbeek blijft in een ‘**slechte**’ toestand. De Woluwe scoorde ‘**matig**’ in 2004 terwijl ze ‘**ontoereikend**’ scoort in 2007 en 2013. De Zenne na RWZI Zuid (S2) blijft “**dood**”. De Zenne na RWZI Noord (S4) blijft nog in een ‘**slechte**’ toestand.



# 7 Besluit

## 7.1 Globale toestand van waterlichamen in het BHG

De monitoring die uitgevoerd werd in 2013 omvat alle relevante biologische kwaliteitselementen van belang voor de Europese Kaderrichtlijn Water, en de globale uitslag kan dus vergeleken worden met resultaten bekomen in 2004 (Van Tendeloo *et al.*, 2004) en 2007 (Triest *et al.*, 2008). Data voor de jaren 2009 en 2010 zijn onvolledig aangezien visgegevens ontbreken, maar geven voor de onderzochte organismegroepen een beeld van de temporele evolutie van de toestand van de meetpunten.

Bij het beoordelen van de algemene ecologische staat van de waterlichamen wordt gebruik gemaakt van het ‘one out, all out’-principe (OoAo), hetgeen betekent dat het kwaliteitselement met de laagste score het finale oordeel bepaalt. Tabel 51 en Figuur 18 tonen het overzicht met de globale staat van de onderzochte waterlichamen in het BHG.

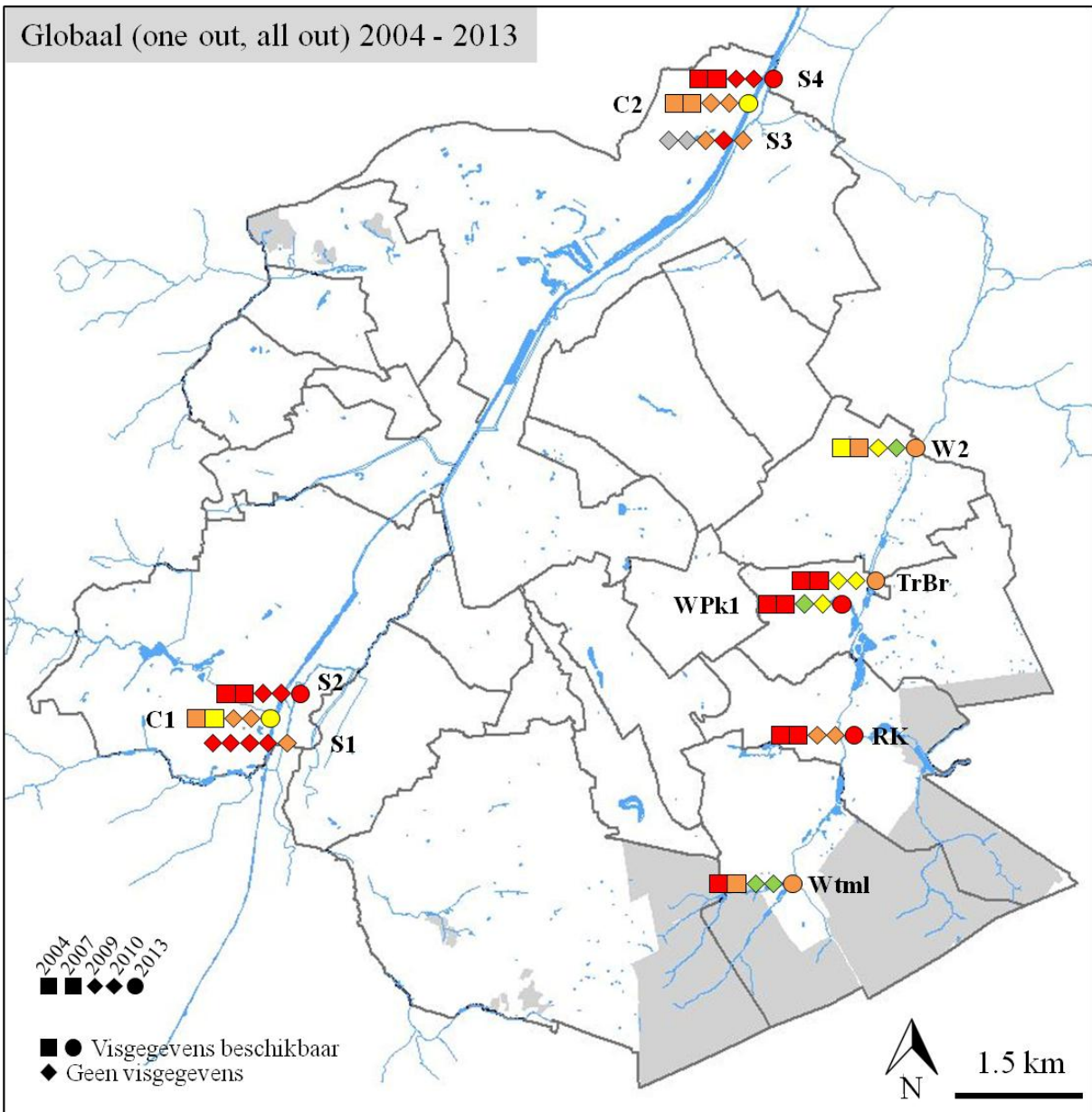
Het kanaal bevond zich in een matige toestand. De Zenne na het binnen- en buitenstromen van het gewest, de Roodkloosterbeek en de lange vijver van het Woluwepark (WPk1) scoorden globaal slecht. De overige staalnamepunten haalden slechts een ontoereikende ecologische kwaliteit.

Opvallend is dat de vaak slechte of ontoereikende staat van de visgemeenschappen in 2013 de globale kwaliteit in veel gevallen naar beneden haalt. Op geen enkel staalnamepunt werd in 2013 het globale GEP bereikt. Ook wanneer visgegevens worden uitgesloten en op plaatsen waar geen bevissing werd uitgevoerd (S1 en S3), worden de doelstellingen nergens gehaald.

Bij het interpreteren van de beschrijvingen die volgen moet indachtig gehouden worden dat niet overal in elk staalnamejaar alle relevante organismen werden geanalyseerd, zodat het globale beeld onvolledig kan zijn. De weergegeven EQR-waarden kunnen in sommige gevallen verschillen t.o.v. vorige rapporten, vanwege aanpassingen aan de berekeningswijze (zie Bijlage 5 voor een overzicht, en opmerkingen daaromtrent in de respectievelijke hoofdstukken).

**Tabel 51: EQR-waarden en globale beoordeling in 2013. In S1 en S3 werd geen bevissing uitgevoerd. \*: de EQR-waarde voor vis in het kanaal wordt berekend o.b.v. combinatie van beide staalnamepunten.**

	RK	S1	S2	S3	S4	W2	C1	C2	TrBr	WPk1	Wtml
Fytoplankton	nvt	nvt	nvt	nvt	nvt	nvt	0.60	0.52	0.56	0.64	0.64
Macrofyten	0.00	0.20	0.20	0.40	0.60	0.88	nvt	nvt	0.57	0.87	0.87
Fytobenthos	0.74	0.36	0.36	0.36	0.34	0.77	0.60	0.50	nvt	nvt	nvt
Macro-invertebraten	0.73	0.40	0.30	0.30	0.30	0.64	0.63	0.75	0.45	0.75	0.70
Vissen	0.32	nvt	0.00	nvt	0.21	0.36	0.66*		0.59	0.18	0.37
GLOBAL (OoAo)	S	(O)	S	(O)	S	O	M	M	O	S	O



Figuur 18: Overzicht van de globale ecologische kwaliteit, uitgaande van het ‘one out, all out’-principe. Blauw – MEP, groen – GEP, geel – matig, oranje – ontoereikend, rood – slecht.

## 7.2 Exoten

Uitheemse soorten kunnen een bedreiging vormen voor het ecosysteem in stromende en stilstaande wateren. Hun aanwezigheid en impact op het milieu kunnen een belemmering vormen voor het bereiken van de GEP-doelstellingen van de KRW of de instandhoudingsdoelstellingen volgens de Habitatrichtlijn, zelfs wanneer waterkwaliteit en habitatstructuur voldoende zijn verbeterd.

In het BHG komen vooral in het kanaal meerdere exoten voor (Tabel 52). De macro-invertebratengemeenschap wordt daar grotendeels gedomineerd door invasieve kreeftachtigen

en bivalven. In het Woluwebekken komt de kreeft *Orconectes limosus* op diverse locaties, zowel in beken als vijvers, voor (Tabel 52). De kolonisatie door zoetwaterkreeften kan nefast zijn voor de ontwikkeling van submerse vegetatie (van der Wal *et al.*, 2013; Carreira *et al.*, 2014).

**Tabel 52: Potentieel invasieve exoten aangetroffen in 2013. RK14 – voorlaatste vijver Rood Klooster, RK15 – meest stroomafwaarts gelegen (grote) vijver Rood Klooster. \* – aangespoeld fragment (10/10/13), \*\* – vervellingshuidjes. *Enteromorpha intestinalis* komt van nature voor aan de Belgische kust, maar kan beschouwd worden als invasief in binnenwateren.**

Soort	Nederlandse naam	RK	S4	W2	C1	C2	RK14	RK15	WPk1	Wtml
<b>Macrofyten</b>										
<i>Enteromorpha cf. intestinalis</i>	Darmwier									x
<i>Myriophyllum aquaticum</i>	Parelvederkruid							x*		
<b>Polychaeta</b>										
<i>Hypania invalida</i>					x	x				
<b>Mollusca</b>										
cf. <i>Corbicula</i> sp.	Korfmossel									x
<i>Dreissena polymorpha</i>	Driehoeks-/Zebra mossel									x
<b>Crustacea</b>										
<i>Cheliocorophium cf. curvispinum</i>					x	x				
<i>Crangonyx cf. pseudogracilis</i>		x								
<i>Dikerogammarus cf. villosus &amp; haemobaphes</i>	(Pontokaspische) vlokreeft				x	x				
<i>Eriocheir sinensis</i>	Chinese wolhandkrab		x**							
<i>Orconectes limosus</i>	Gevlekte rivierkreeft	x		x	x	x	x**			x
<b>Vissen</b>										
<i>Pseudorasbora parva</i>	Blauwbandgrondel				x					
<i>Neogobius melanostomus</i>	Zwartbekgrondel									x

Opmerkelijke waarnemingen in 2013 zijn de borstelworm *Hypania invalida* (mogelijk voorheen als *Hydra* sp. geïdentificeerd) en de bivalve *Corbicula* in het kanaal, en *Eriocheir sinensis* (Chinese wolhandkrab; S. Dutrieux, X. Vermeersch, pers. comm.) in de Zenne. In de stroomafwaartse vijver van Rood Klooster (RK15) werd een aangespoeld fragment van de waterplant *Myriophyllum aquaticum* (Parelvederkruid) gevonden. Omdat deze amfibische soort potentieel de volledige oppervlakte van een vijver kan innemen en moeilijk te bestrijden valt, is aandacht vereist in RK15. De connectiviteit met Roodkloosterbeek en Woluwe betekent ook dat plantendelen van *M. aquaticum* zich stroomafwaarts kunnen verspreiden.

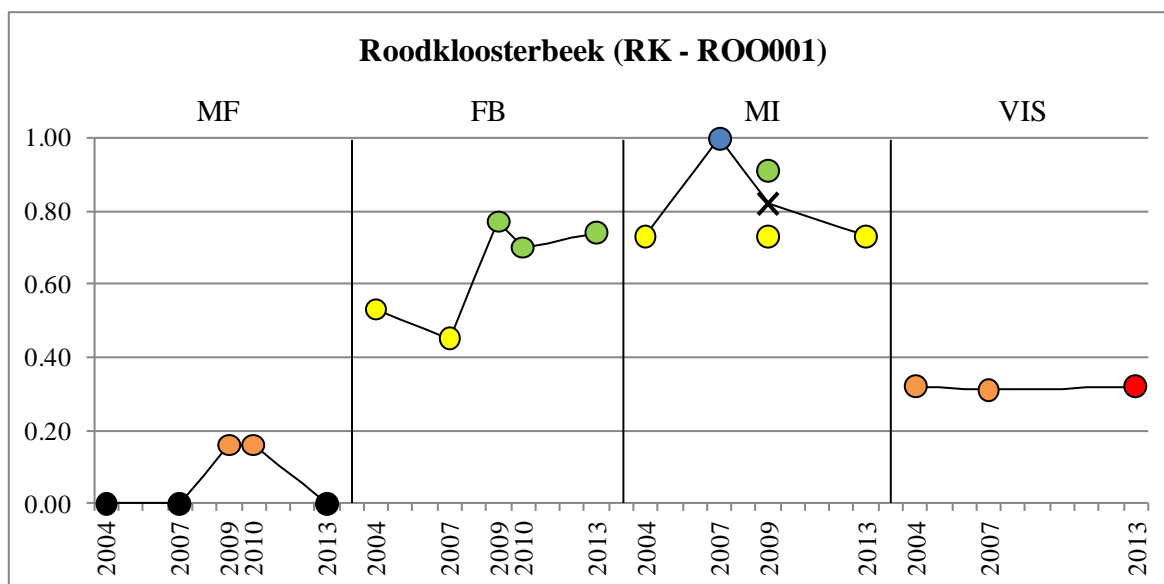
## 7.3 Waterlopen

### 7.3.1 Roodkloosterbeek

De Roodkloosterbeek haalde omwille van een slechte EQR voor vis en macrofyten een slechte staat in 2013 (Figuur 19, Tabel 53). De ongeschikte oever- en beddingstructuur en hoge beschaduwingsgraad vormen vermoedelijk een hindernis voor de vestiging van macrofyten, mogelijk verergerd door de aanwezigheid van een invasieve kreeftensoort. De

EQR-waarde voor vis daalde niet t.o.v. 2004 of 2007, maar omdat slechts één vissoort werd aangetroffen, werd een lagere kwaliteitsklasse toegekend.

Wat betreft fyto bentos werd wel het GEP bereikt, een verdere indicatie dat niet zozeer de waterkwaliteit een belemmering vormt voor verbetering, maar eerder de karakteristieken van de habitat. Sinds 2007 daalde de kwaliteit op vlak van macro-invertebraten tot een matig niveau.



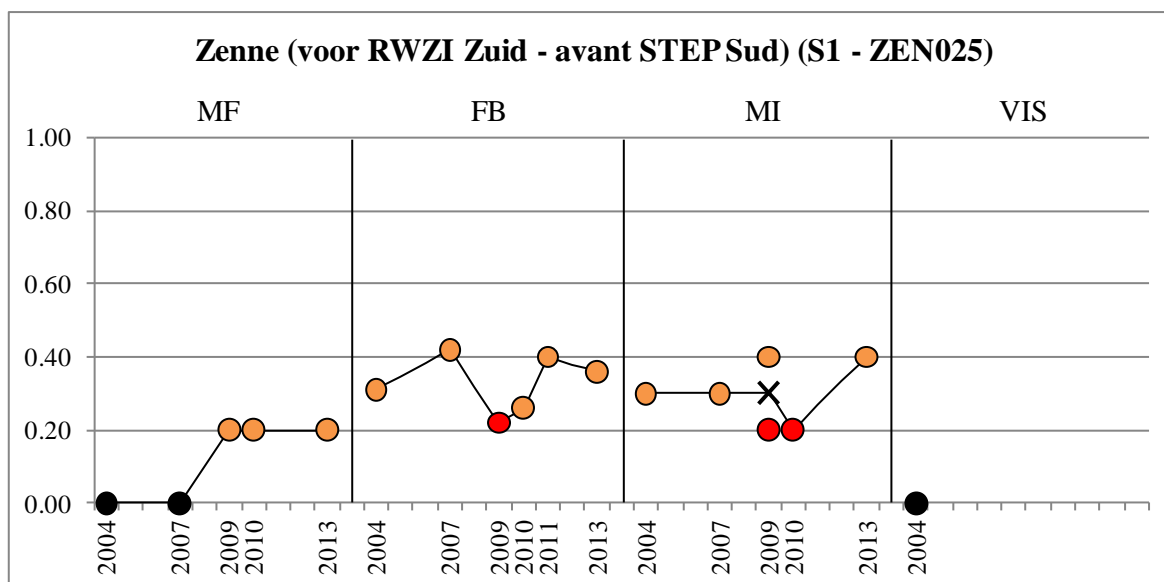
Figuur 19: Evolutie van de biologische kwaliteitselementen in de Roodkloosterbeek. MF – macrofyten, FB – fyto bentos, MI – macro-invertebraten, VIS – vissen.

Tabel 53: Evolutie van EQR-waarden in Roodkloosterbeek.

RK - ROO001	2004	2007	2009	2010	2013
FP	nvt	nvt	nvt	nvt	nvt
MF	0.00	0.00	0.16	0.16	0.00
FB	0.53	0.45	0.77	0.70	0.74
MI	0.73	1.00	0.91	0.73	0.73
VIS	0.32	0.31	nvt	nvt	0.32
GLOBALAAL (OoAo)	S	S	O	O	S

### 7.3.2 Zenne

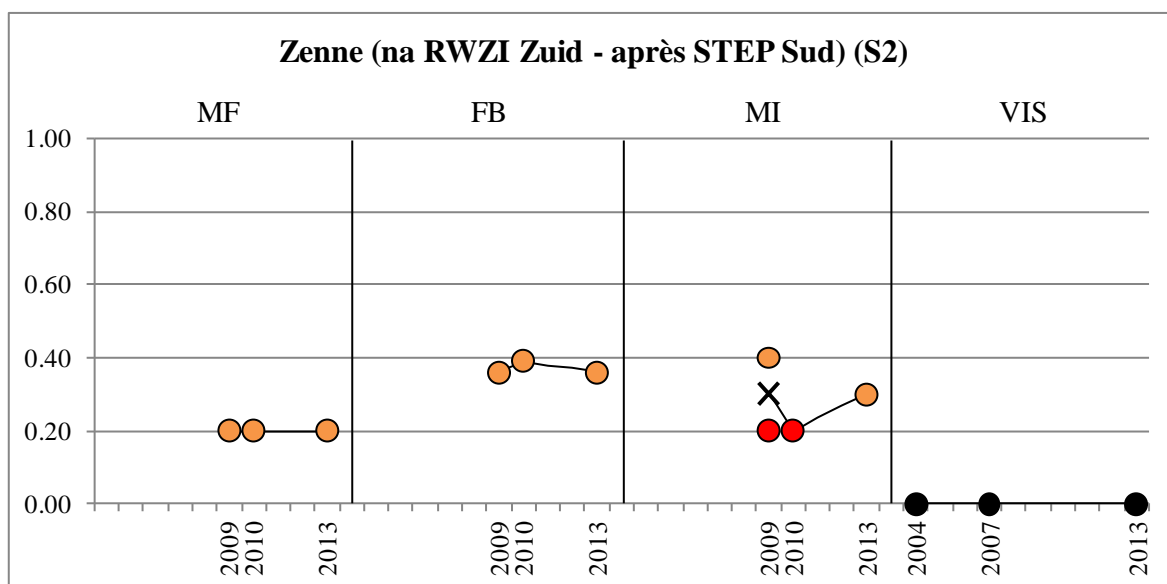
Hoewel de start van de zuivering van afvalwater in het BHG resulteerde in duidelijke kwaliteitsverbeteringen, is het onzeker of de GEP-doelstellingen onder de omstandigheden aangetroffen in 2013 überhaupt kunnen bereikt worden. Vooral de ontwikkeling van een gezonde visgemeenschap kan een knelpunt vormen, maar andere kwaliteitselementen bevonden zich in 2013 evenzeer in een ongunstige staat (Figuur 20, Figuur 21, Figuur 22, Figuur 23, Tabel 54, Tabel 55, Tabel 56, Tabel 57). Enkel de macrofytenindex haalde in 2013 een matige score in het stroomafwaartse deel van de Zenne, dankzij een hoge abundantie van *Potamogeton pectinatus* (Schedefonteinkruid).



**Figuur 20: Evolutie van de biologische kwaliteitselementen in de Zenne stroomopwaarts RWZI Zuid. MF – macrofyten, FB – fyto benthos, MI – macro-invertebraten, VIS – vissen.**

**Tabel 54: Evolutie van EQR-waarden in Zenne stroomopwaarts RWZI Zuid.**

S1 - ZEN025	2004	2007	2009	2010	2013
FP	nvt	nvt	nvt	nvt	nvt
MF	0.00	0.00	0.20	0.20	0.20
FB	0.31	0.42	0.22	0.26	0.36
MI	0.30	0.30	0.20	0.40	0.40
VIS	0.00	nvt	nvt	nvt	nvt
GLOBALAAL (OoAo)	S	S	S	S	O



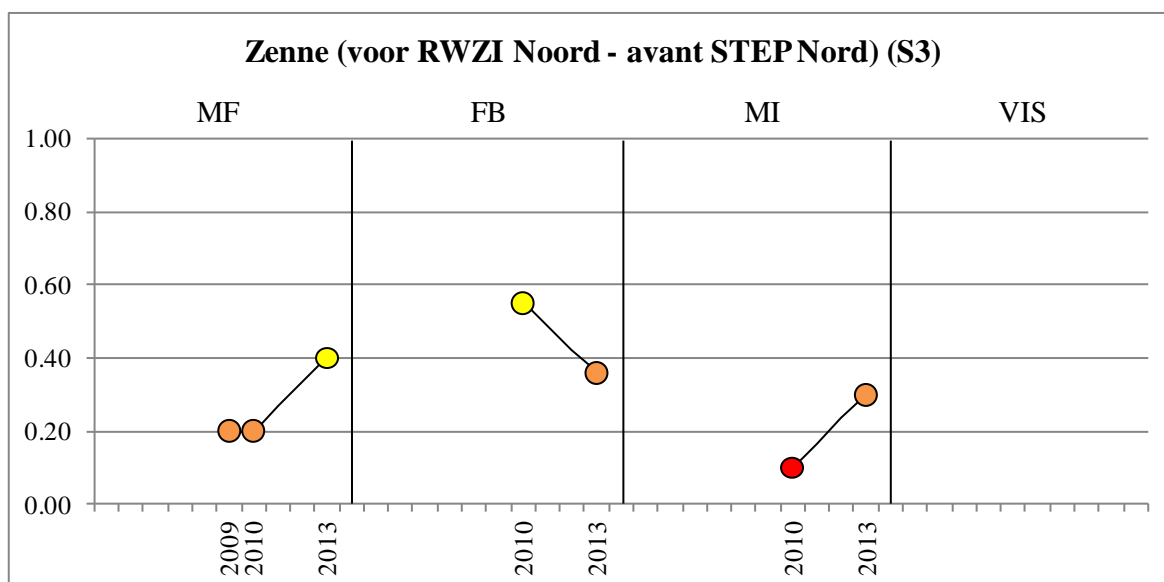
**Figuur 21: Evolutie van de biologische kwaliteitselementen in de Zenne stroomafwaarts RWZI Zuid. MF – macrofyten, FB – fytobenthos, MI – macro-invertebraten, VIS – vissen.**

**Tabel 55: Evolutie van EQR-waarden in Zenne stroomafwaarts RWZI Zuid.**

S2	2004	2007	2009	2010	2013
FP	nvt	nvt	nvt	nvt	nvt
MF	nvt	nvt	<b>0.20</b>	<b>0.20</b>	<b>0.20</b>
FB	nvt	nvt	<b>0.36</b>	<b>0.39</b>	<b>0.36</b>
MI	nvt	nvt	<b>0.40</b>	<b>0.20</b>	<b>0.30</b>
VIS	<b>0.00</b>	<b>0.00</b>	nvt	nvt	<b>0.00</b>
GLOBALAAL (OoAo)	<b>S</b>	<b>S</b>	<b>S</b>	<b>S</b>	<b>S</b>

Op het punt waar de Zenne het gewest binnenstroomt (S1 – ZEN025), bevindt de rivier zich al in een ongunstige staat. In 2004 was visleven in de Zenne onmogelijk, en in Anderlecht (S2) werd in 2007 en 2013 nog steeds geen vis aangetroffen. De fysische structuur van het segment ter hoogte van S1, met gebetonnerde oevers, veel beschaduwing en het toestromen van het effluent afkomstig van het RWZI Zuid, is weinig geschikt voor abundante groei van macrofyten. Ook stroomafwaarts (S2) scoorde de EQR voor macrofyten ontoereikend.

De fysisch-chemische metingen en de waarden voor IPS en TDI o.b.v. fytobenthos duiden aan dat de waterkwaliteit verre van ideaal is. In het stroomafwaartse deel van de Zenne (S3 en S4) werd vergeleken met 2007 wel een kwaliteitsverbetering opgetekend voor een aantal parameters, met name macrofyten, macro-invertebraten en in beperkte mate vis. Dit zou een voorzichtig signaal kunnen zijn van een positieve trend in de kwaliteit van de habitat in het noordelijke deel van de Zenne.



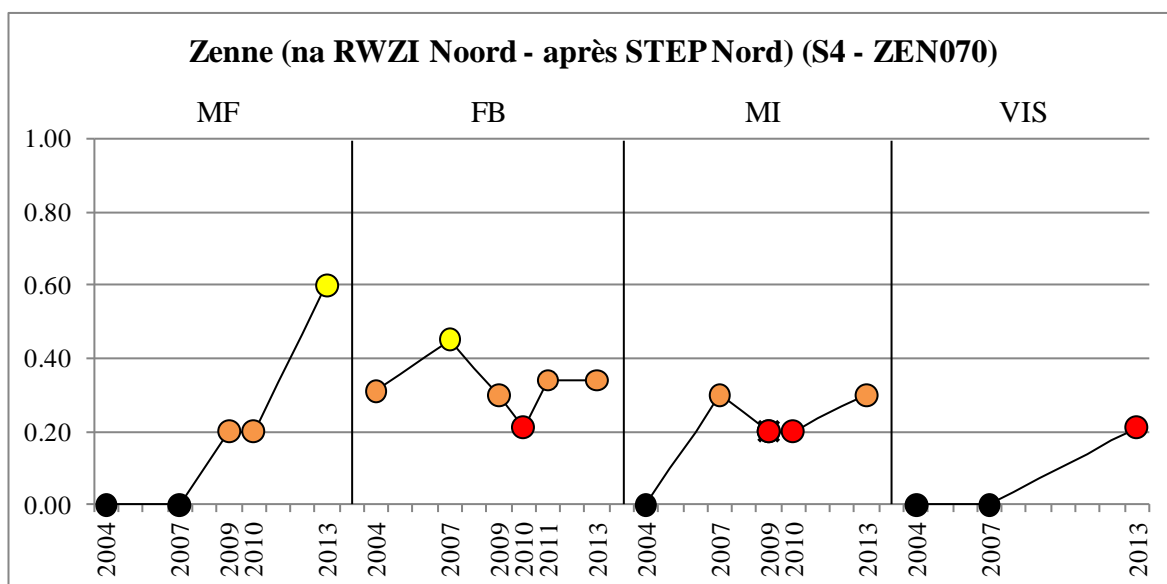
Figuur 22: Evolutie van de biologische kwaliteitselementen in de Zenne stroomopwaarts RWZI Noord. MF – macrofyten, FB – fyto benthos, MI – macro-invertebraten, VIS – vissen.

Tabel 56: Evolutie van EQR-waarden in Zenne stroomopwaarts RWZI Noord.

S3	2004	2007	2009	2010	2013
FP	nvt	nvt	nvt	nvt	nvt
MF	nvt	nvt	0.20	0.20	0.40
FB	nvt	nvt	nvt	0.55	0.36
MI	nvt	nvt	nvt	0.10	0.30
VIS	nvt	nvt	nvt	nvt	nvt
GLIBAAL (OoAo)	nvt	nvt	O	S	O

De EQR voor macro-invertebraten steeg op alle plaatsen in de Zenne, maar bleef telkens ontoereikend. Voor verschillende kwaliteitselementen lijkt het alsof er in de periode 2009-2010 een dieptepunt werd bereikt, na de oorspronkelijk markante verbetering die optrad tussen 2004 en 2007. Het kan zijn dat dergelijke fluctuaties op lange termijn in de Zenne regelmatig zullen voorkomen, eventueel rond een stijgend gemiddelde van de kwaliteit.

In de Zenne in Anderlecht werden in de zomer van 2013 baggerwerkzaamheden uitgevoerd. Toekomstige monitoring zal moeten uitmaken in welke mate de wegname van sediment tot een verbetering zal leiden.



**Figuur 23: Evolutie van de biologische kwaliteitselementen in de Zenne stroomafwaarts RWZI Noord. MF – macrofyten, FB – fyto benthos, MI – macro-invertebraten, VIS – vissen.**

**Tabel 57: Evolutie van EQR-waarden in Zenne stroomafwaarts RWZI Noord.**

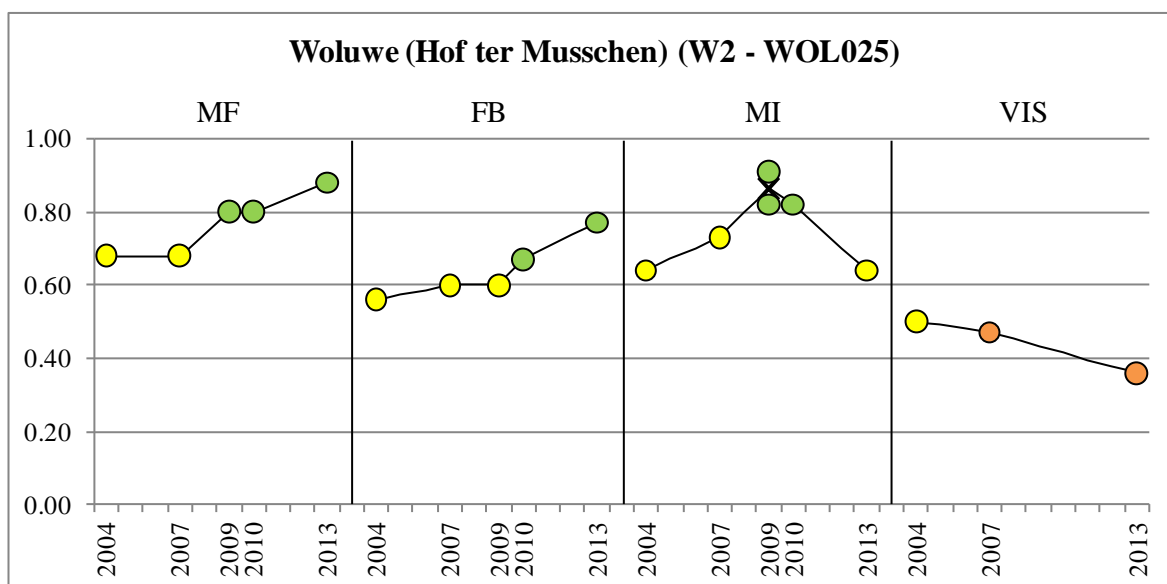
S4 - ZEN070	2004	2007	2009	2010	2013
FP	nvt	nvt	nvt	nvt	nvt
MF	0.00	0.00	0.20	0.20	0.60
FB	0.31	0.45	0.30	0.21	0.34
MI	0.00	0.30	0.20	0.20	0.30
VIS	0.00	0.00	nvt	nvt	0.21
GLOBALAAL (OoAo)	S	S	S	S	S

### 7.3.3 Woluwe

Het Goed Ecologisch Potentieel waarin de Woluwe zich in 2010 bevond, exclusief visgegevens, werd in 2013 niet gehaald omwille van een matige kwaliteit voor macro-invertebraten (Figuur 24, Tabel 58). Wanneer de visgemeenschap mee in rekening wordt gebracht, daalt de toestand van de Woluwe naar een ontoereikend niveau, net als in 2007.

Voor macrofyten en benthische diatomeeën vond wel een verbetering plaats tegenover voorgaande jaren, maar de habitat bleek tegenover 2007 achteruit te zijn gegaan voor macrofauna en vissen. In 2013 werd nu ook *Orconectes limosus* (Gevlekte rivierkreeft) aangetroffen, mogelijk aangevoerd via de Roodkloosterbeek. Bij hoge densiteiten kan de aanwezigheid van deze omnivoor nadelig zijn voor de populaties macro-invertebraten en macrofyten in de Woluwe (van der Wal *et al.*, 2013; Carreira *et al.*, 2014).





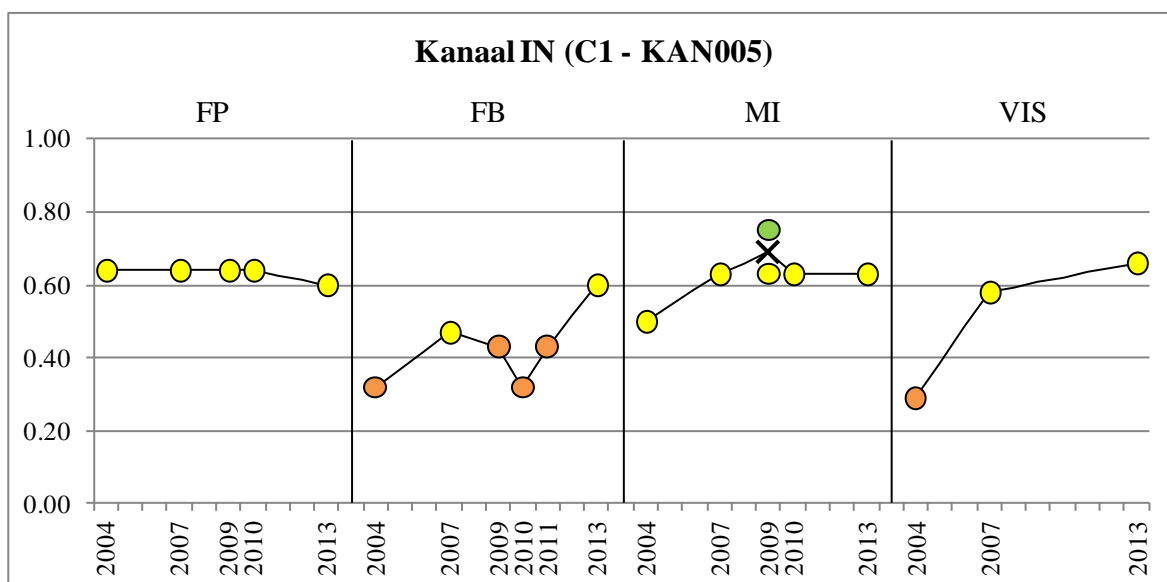
Figuur 24: Evolutie van de biologische kwaliteitselementen in de Woluwe. MF – macrofyten, FB – fyto­benthos, MI – macro-invertebraten, VIS – vissen.

Tabel 58: Evolutie van EQR-waarden in Woluwe.

W2 - WOL025	2004	2007	2009	2010	2013
FP	nvt	nvt	nvt	nvt	nvt
MF	0.68	0.68	0.80	0.80	0.88
FB	0.56	0.60	0.60	0.67	0.77
MI	0.64	0.73	0.82	0.91	0.64
VIS	0.50	0.47	nvt	nvt	0.36
GLOBALAAL (OoAo)	M	O	M	GEP	O

## 7.4 Kanaal

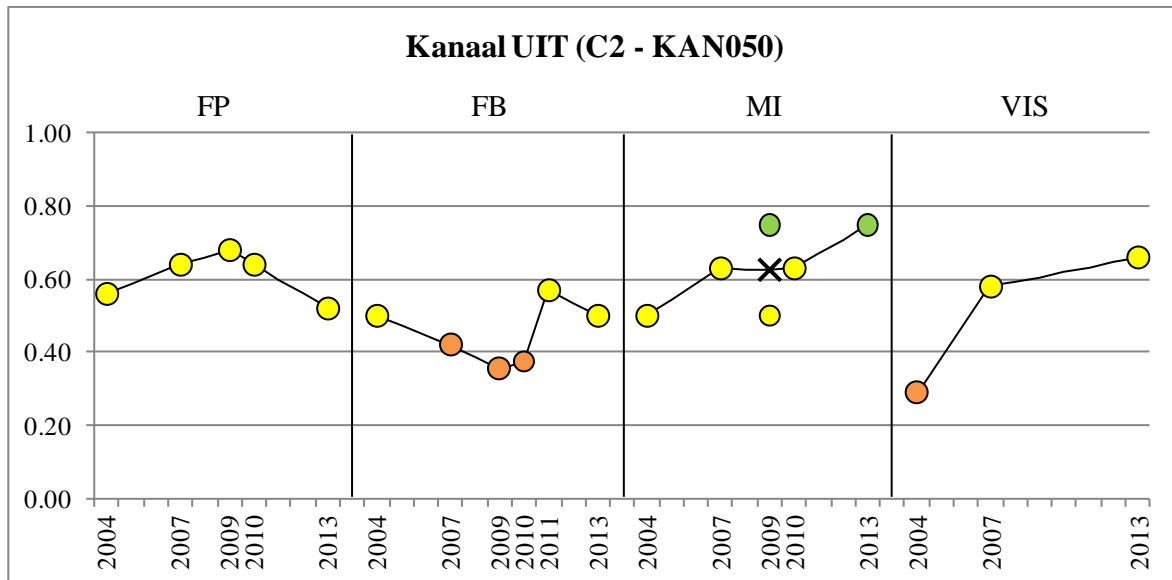
In het kanaal werd op beide punten een matige kwaliteit geobserveerd voor de meeste onderdelen (Figuur 25, Figuur 26, Tabel 59, Tabel 60). Enkel de EQR voor macro-invertebraten haalde het GEP in Haren (C2), maar de compositie van de gemeenschap is er sterk verstoord door de dominantie van exoten. Fytoplanktonwaarden namen licht af sinds 2009-2010, maar voor de overige elementen, inclusief vis, lijkt er een voorzichtige positieve trend te zijn sinds de metingen in 2004.



**Figuur 25:** Evolutie van de biologische kwaliteitselementen in het kanaal te Anderlecht. FP – fytoplankton, FB – fytobenthos, MI – macro-invertebraten, VIS – vissen.

**Tabel 59:** Evolutie van EQR-waarden in kanaal te Anderlecht. \*: de EQR-waarde voor vis in het kanaal wordt berekend o.b.v. combinatie van beide staalnamepunten.

C1 - KAN005	2004	2007	2009	2010	2013
FP	<b>0.64</b>	<b>0.64</b>	<b>0.64</b>	<b>0.64</b>	<b>0.60</b>
MF	nvt	nvt	nvt	nvt	nvt
FB	<b>0.32</b>	<b>0.47</b>	<b>0.43</b>	<b>0.32</b>	<b>0.60</b>
MI	<b>0.50</b>	<b>0.63</b>	<b>0.75</b>	<b>0.63</b>	<b>0.63</b>
VIS	<b>0.29*</b>	<b>0.58*</b>	nvt	nvt	<b>0.66*</b>
GLOBAL (OoAo)	<b>O</b>	<b>M</b>	<b>O</b>	<b>O</b>	<b>M</b>



Figuur 26: Evolutie van de biologische kwaliteitselementen in het kanaal te Haren. FP – fytoplankton, FB – fyto benthos, MI – macro-invertebraten, VIS – vissen.

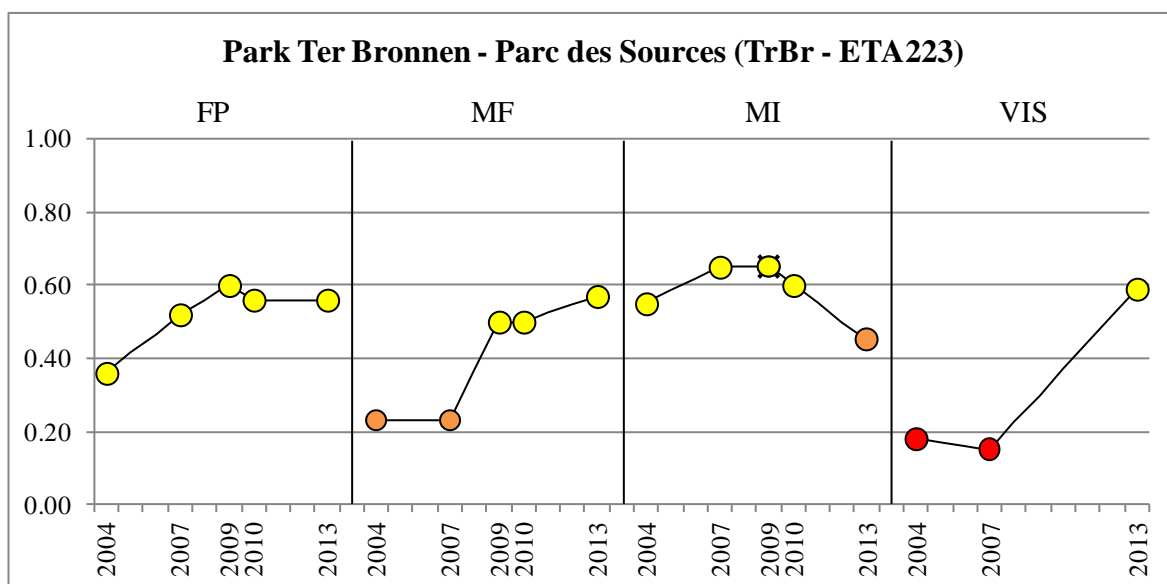
Tabel 60: Evolutie van EQR-waarden in kanaal te Haren. \*: de EQR-waarde voor vis in het kanaal wordt berekend o.b.v. combinatie van beide staalnamepunten.

C2 - KAN050	2004	2007	2009	2010	2013
FP	0.56	0.64	0.68	0.64	0.52
MF	nvt	nvt	nvt	nvt	nvt
FB	0.50	0.42	0.36	0.38	0.50
MI	0.50	0.63	0.75	0.50	0.63
VIS	0.29*	0.58*	nvt	nvt	0.66*
GLOBALAAL (OoAo)	O	O	O	O	M

## 7.5 Vijvers

### 7.5.1 Ter Bronnen

De vijver van het park Ter Bronnen (TrBr) bevond zich in een ontoereikende status, een daling van de klasse sinds 2009-2010, maar een verbetering vergeleken met 2007 (Figuur 27, Tabel 61). Geen enkel biologisch kwaliteitselement bevond zich in 2013 in het GEP. Het bereiken van de ecologische doelstellingen blijft moeilijk zolang deze vijver dienst doet als visvijver, omdat het bekomen van een helderwatertoestand door de aanwezigheid van planktivore en benthivore vissoorten bemoeilijkt wordt.



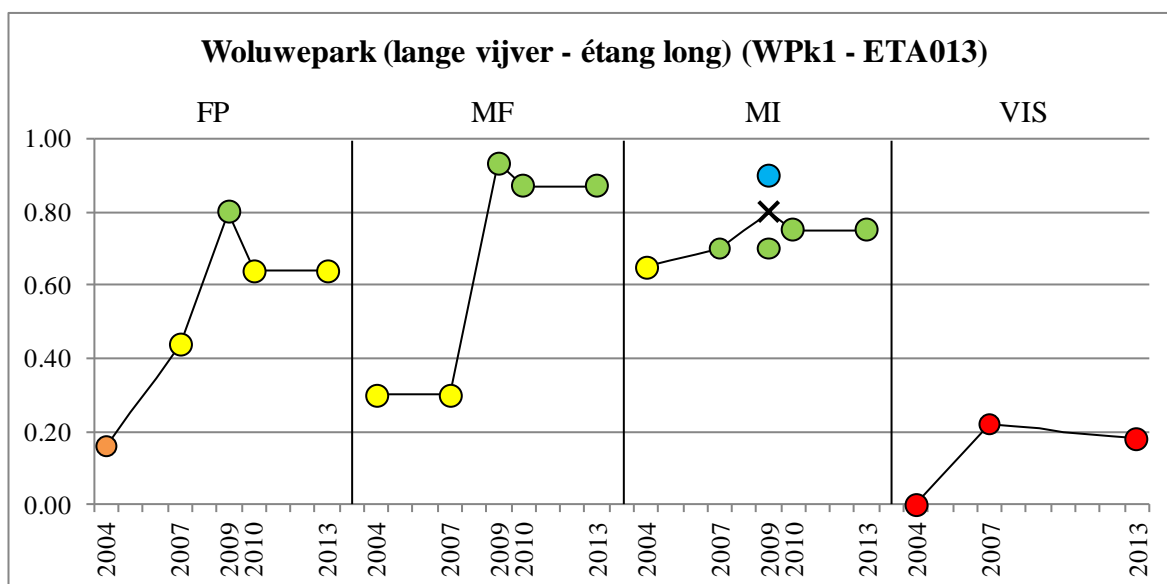
**Figuur 27: Evolutie van de biologische kwaliteitselementen in Ter Bronnen. FP – fytoplankton, MF – macrofyten, MI – macro-invertebraten, VIS – vissen.**

**Tabel 61: Evolutie van EQR-waarden in Ter Bronnen.**

TrBr - ETA223	2004	2007	2009	2010	2013
FP	0.36	0.52	0.60	0.56	0.56
MF	0.23	0.23	0.50	0.50	0.57
FB	nvt	nvt	nvt	nvt	nvt
MI	0.55	0.65	0.65	0.60	0.45
VIS	0.18	0.15	nvt	nvt	0.59
GLOBALAAL (OoAo)	S	S	M	M	O

### 7.5.2 Lange vijver Woluwepark

Ondanks de goede toestand van macrofyten en macro-invertebraten bevond de lange vijver van het Woluwepark (WPk1) zich in een slechte toestand (Figuur 28, Tabel 62). Voor geen enkele van de metrieken voor vis werd een goede score gehaald. WPk1 bevat jaarlijks abundante submerse vegetatie (hoewel het doorheen het groeiseizoen deels overwoekerd raakt door filamenteuze algen, *Lemna* en *Enteromorpha*), en er is een rijke oevervegetatie aanwezig. Door de hoge conductiviteit en de relatief hoge fytoplanktonabundantie bleef de kwaliteit voor het element fytoplankton matig.



Figuur 28: Evolutie van de biologische kwaliteitselementen in de lange vijver van het Woluwepark. FP – fytoplankton, MF – macrofyten, MI – macro-invertebraten, VIS – vissen.

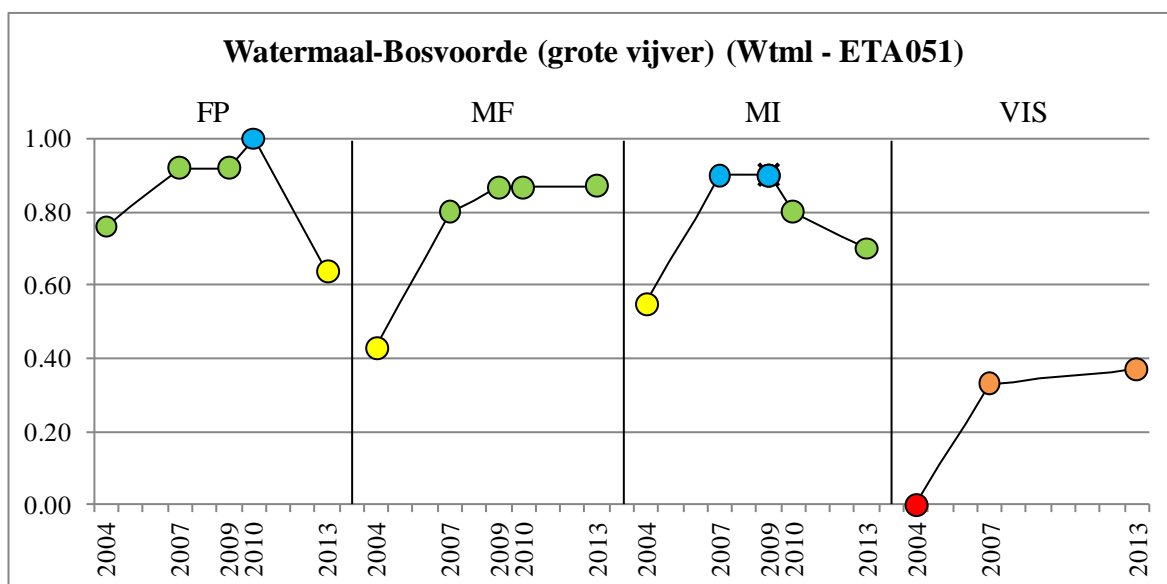
Tabel 62: Evolutie van EQR-waarden in lange vijver van het Woluwepark.

WPk1 - ETA013	2004	2007	2009	2010	2013
FP	0.16	0.44	0.80	0.64	0.64
MF	0.30	0.30	0.93	0.87	0.87
FB	nvt	nvt	nvt	nvt	nvt
MI	0.65	0.70	0.90	0.75	0.75
VIS	0.00	0.22	nvt	nvt	0.18
GLobaal (OoAo)	S	S	GEP	M	S

### 7.5.3 Grote vijver Watermaal-Bosvoorde

De grote vijver van Watermaal-Bosvoorde (Wtml) bevond zich globaal in een ontoereikende toestand (Figuur 29, Tabel 63). Ten opzichte van 2007 en 2009-2010 vond er een verslechtering plaats voor de kwaliteitselementen fytoplankton en macro-invertebraten. De score voor vis wijzigde licht, maar bleef ontoereikend.

Voor macrofyten haalt de vijver sinds de biomanipulatie in 2005 (De Backer *et al.*, 2010) telkens het GEP, maar al enkele jaren wordt een vertroebeling waargenomen doorheen het groeiseizoen en een achteruitgang van het aantal submerse soorten en hun abundantie. Het lijkt erop dat de toename van vis met een zoöplanktivoor levensstadium (baars, blankvoorn, rietvoorn) in Wtml een impact heeft op de helderheid van het water. De gunstige omstandigheden die gecreëerd werden na de drooglegging en biomanipulatie lijken stilaan verloren te gaan.



**Figuur 29:** Evolutie van de biologische kwaliteitselementen in de Watermaalvijver. FP – fytoplankton, MF – macrofyten, MI – macro-invertebraten, VIS – vissen.

**Tabel 63:** Evolutie van EQR-waarden in Watermaalvijver.

Wtml - ETA051	2004	2007	2009	2010	2013
FP	0.76	0.92	0.92	1.00	0.64
MF	0.43	0.80	0.87	0.87	0.87
FB	nvt	nvt	nvt	nvt	nvt
MI	0.55	0.90	0.90	0.90	0.80
VIS	0.00	0.33	nvt	nvt	0.37
GLOBALAAL (OoAo)	S	O	GEP	GEP	O

## 8 Aanbevelingen voor bereiken GEP

Aan de hand van de resultaten uit dit onderzoek kunnen aanbevelingen gedaan worden voor het bereiken van het Goed en Maximaal Ecologisch Potentieel in de onderzochte waterlichamen van het Brussels Hoofdstedelijk gewest. De voorgestelde maatregelen kunnen bij uitbreiding toegepast worden op waterlichamen waarin vergelijkbare knelpunten worden geïdentificeerd.

### 8.1 Fytoplankton

Fytoplankton werd in 2013 nergens gunstig beoordeeld. De troebelheid van het water blijft een probleem in het kanaal en in enkele van de onderzochte vijvers. Biomanipulatie met wegnahme van vis is een haalbare oplossing in de vijvers, maar in het geval van TrBr zou dat in strijd zijn met de recreatieve functie als visvijver. In Wtml kan hernieuwde biomanipulatie in de nabije toekomst aangewezen zijn. De hoge conductiviteit in WPk1 is mogelijk een indicatie van aanvoer (eventueel via run-off) van gecontamineerd water, en het traceren en aanpakken van de vervuilingbronnen zou kunnen leiden tot een verbetering van de EQR voor fytoplankton en een afname van het ongewenste darmwier *Enteromorpha*, een soort die eerder gebonden is aan brakke omstandigheden (Messyasz & Rybak, 2008).

### 8.2 Fytobenthos

Het GEP voor diatomeeën is een indicatie voor een relatief gunstige staat van de waterkwaliteit in de Roodkloosterbeek en de Woluwe. In het kanaal vormen de invloed van de planktonische gemeenschap en het eutrofe water een barrière voor het bereiken van een goede staat van het fytobenthos.

De kwaliteit van het Zennewater moet sterk verbeteren vooraleer het GEP voor fytobenthos kan gehaald worden. Het wegnemen van sediment kan een verbetering betekenen, maar het reduceren van stroomopwaartse puntlozingen en diffuse aanvoer van vervuild water blijft noodzakelijk.

### 8.3 Macrofyten

In de Woluwe aan Hof ter Musschen en de vijver WPk1 wordt voorlopig geen actie aanbevolen op vlak van aquatische vegetatie. In Wtml scoort dit onderdeel nog steeds goed, maar macrofyten worden er schaarser, zeker in de loop van de zomer als gevolg van een

omslag in doorzicht van het water. Biomanipulatie zou het GEP voor macrofyten in Wtml kunnen bestendigen en de te lage score voor vis en fytoplankton kunnen aanpakken.

In de Zenne blijft het aantal submerse soorten een knelpunt. De wegname van vervuild sediment via baggerwerkzaamheden zou op termijn een gunstig effect kunnen hebben. In het kanaal zouden natuurtechnische ingrepen zoals creatie van afgebakende vooroevers een littorale zone kunnen doen ontstaan die geschikt is voor macrofyten en meer verstoringsgevoelige ongewervelde dieren.

#### 8.4 Macro-invertebraten

In de waterlopen is een verbetering van de kwaliteit voor macro-invertebraten noodzakelijk. In de Woluwe en Roodkloosterbeek zijn de omstandigheden op vlak van waterkwaliteit beter dan in de Zenne. Een structurele verbetering van de bedding en oevers of het herinitiëren van meandering kan in deze waterlopen op korte termijn een positief effect hebben. In de Zenne zou eerst en vooral de organische belasting verminderd moeten worden, zodat het zuurstofgehalte stijgt en minder tolerante ongewervelden zich kunnen vestigen.

In het kanaal Charleroi-Brussel-Schelde is het mogelijk onrealistisch om nog een inheemse, zo natuurlijk mogelijke macro-invertebratengemeenschap na te streven, omwille van de dominantie van verschillende invasieve exoten. In de eerste plaats zouden maatregelen moeten getroffen worden om verspreiding van de exoten naar andere waterlichamen tegen te gaan. Aangezien er een hydrologische connectie bestaat tussen kanaal en Zenne, is dat echter niet vanzelfsprekend. Gevestigde populaties van *Orconectes limosus* (Gevlekte rivierkreeft) in het Woluwebekken zouden best aangepakt worden.

Zoals voor fytoplankton en macrofyten zou ook de EQR voor macro-invertebraten terug kunnen stijgen wanneer een hernieuwde biomanipulatie van Wtml zou worden uitgevoerd.

#### 8.5 Vissen

Een verhoging van de EQR in de waters wordt eerst en vooral in de hand gewerkt door een goede waterkwaliteit. Deze kwaliteit wordt verzekerd door het voorkomen van lozingen. De zuurstofconcentratie is een limiterende factor voor het visleven en wordt door lozingen negatief beïnvloed. In een tweede instantie zal het wegwerken van migratiebarrières en het meer natuurlijk maken van de oevers een positieve invloed hebben op het aanwezige visbestand enerzijds en ook toelaten dat nieuwe soorten zich introduceren. In de vijvers zal net zoals voor het fytoplankton een betere EQR bekomen worden dankzij actief biologisch beheer. Dat houdt onder andere in dat exotische soorten geweerd of verwijderd worden en dat er gestreefd wordt naar de verwezenlijking van een zo natuurlijk en gediversifieerd mogelijk habitat.



## 9 Referenties

- AFNOR, 1992. Essai des eaux: détermination de l'indice biologique global normalisé. Association française de normalisation. NF T 90-350. Association française de normalisation, 9 pp.
- AWWA, 1995. Cyanobacterial (Blue-Green Algal) Toxins: A Resource Guide. American Water Works Association Research Foundation, 229 pp.
- Angermeier, P.L. & Smogor, R.A., 1994. Estimating number of species and relative abundances in stream-fish communities: effects of sampling effort and discontinuous spatial distribution. *Canadian Journal of Aquatic Science*, 52: 936-949.
- Barthem, R. B., M. L. B. Riberio & M. Petrere Jr., 1991. Life strategies of some long-distance migratory catfish in relation to hydroelectric dams in the Amazon Basin. *Biological Conservation*, 55: 339-345.
- Argillier C., Caussé S., Gevrey M., Pédrón M., De Bortoli J., Brucet S. et al., 2013. Development of a fish-based index to assess the eutrophication status of European lakes. *Hydrobiologia*, 704, 193-211.
- Backx J.J.G.M., Beers, M., Higler B., Jaarsma N., Klinge M., Kranenbarg J. et al., 2008. Achtergronddocument referenties en maatlatten visserij ten behoeve van de kaderrichtlijn water. 110 pp.
- Beaumont, W.R.C., Taylor, A.A.L., Lee, M.J. & J.S. Taylor, 2002. Guidelines for Electric Fishing best Practice. R&D Technical Report W2-054/TR, Environment Agency, Swindon. 188pp.
- Beck M.W. & Hatch L.K., 2009. A review of research on the development of lake indices of biotic integrity. *Environmental Reviews*, 17, 21-44.
- Belpaire, C., Smolders, R., Vanden Auweele, I., Ercken, D., Breine, J., Van Thuyne, G. & Ollevier, F., 2000. An Index of Biotic Integrity characterizing fish populations and the ecological quality of Flandrian waterbodies. *Hydrobiologia*, 434: 17-33.
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T.G., Rasmussen, G. & Saltveit, S.J., 1989. Electrofishing- Theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia*, 173: 9-43.
- Boquet, R., 2004. Vergelijkende studie van milieuvariabelen en integrale beheersopties in ondiepe eutrofe vijvers. Thesis, 102 pp.
- Breine, J., Goethals, P., Simoens, I., Ercken, D., Van Liefferinghe, C., Verhaegen, G., Belpaire, C., De Pauw, N., Meire, P. & Ollevier, F., 2001. De visindex als instrument voor het meten van de biotische integriteit van de Vlaamse binnenwateren. Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer, Groenendaal. Eindverslag van project VLINA 9901, studie uitgevoerd voor rekening van de Vlaamse Gemeenschap binnen het kader van het Vlaams Impulsprogramma Natuurontwikkeling, 173 pp. + annexes.
- Breine, J. & Van Thuyne, G., 2013a. Opvolging van het visbestand van de Zeeschelde: resultaten voor 2012. INBO.R. 2013.13. 64pp.
- Breine, J. & Van Thuyne, G., 2013b. Opvolging van het visbestand in enkele getijgebonden zijrivieren van het Zeeschelde-estuarium. Viscampagnes 2012. INBO.R.2013.38. 66 pp.
- Breine, J., Simoens, I., Goethals, P., Quataert, P., Ercken, D., Van Liefferinghe, C. & Belpaire, C., 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, Januari 2005. 81 pp.
- Breine, J., Van Thuyne, G. & Belpaire, C., 2011. Visbestandopnames in de Zenne stroomafwaarts Brussel 2007-2010. INBO.R. 2011.10. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2011. 21 pp.
- Breine, J., Van Thuyne, G., 2012. Visbestandopnames in de getijgebonden Zenne: Viscampagne 2011. INBO.R.2012.34. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2012, 19 pp.
- Breine, J., Van Thuyne, G. & De Bruyn, L., submitted. Development of a fish-based index combining data obtained with different fishing methodologies: A case study with lakes in Flanders (Belgium). *Freshwater Biology*.
- C. Gay Environnement, 2000. Indice Biologique Global Normalisé I.B.G.N. NF-T90-350. Guide Technique. Agences de l'Eau, Cabinet GAY Environnement, Grenoble, 37 pp.
- Carreira, B.M., Dias, M.P. & Rebelo, R., 2014. How consumption and fragmentation of macrophytes by the invasive crayfish *Procambarus clarkii* shape the macrophyte communities of temporary ponds. *Hydrobiologia* 721: 89-98.
- Caussé, S., Gevrey, M., Pédrón, S., Brucet, S., Holmgren, K., Emmrich, M. *et al.*, 2011. WISER Deliverable 3.4-4: Fish indicators for ecological status assessment of lakes affected by eutrophication and hydromorphological pressures, 456 pp.
- CEN document, 2002a. Water analysis, sampling of fish with electricity. CEN/TC 230/WG 2/TG 4 N 27. Work Item 230116, prEN 14011, 14 pp.
- CEN document, 2002b. Water analysis, sampling of fish with gillnets CEN/TC 230/WG 2/TG 4 N 28. Work Item 230172, 20 pp
- Cross, D.G. & Stott, B., 1975. The effect of electric fishing on subsequent capture of fish. *Journal of Fisheries Biology*, 7: 349-357.
- De Backer, S., Peretyatko, A., Teissier, S. & Triest, L., 2010. Ecologische beoordeling van het effect van biomanipulatie op langere termijn in enkele vijvers van het Brussels Hoofdstedelijk Gewest. Eindverslag, 52 pp.
- De Leeuw, J., Buijse, A.D., Haidvogel, G., Lapinska, M., Noble, R., Repecka, R., Virbickas, T., Wisniewolski, W. & C. Wolter, 2007. Challenges in developing fish-based ecological assessment methods for large floodplain rivers. *Fisheries Management and Ecology*, 2007, 14, 483-494.
- De Pauw, N. & Vannevel, R. (red.), 1991. Macro-invertebraten en waterkwaliteit. Stichting Leefmilieu, Antwerpen, 316 pp.
- Dobson, M., 2013. Identifying Invasive Freshwater Shrimps and Isopods. Revised edition. Freshwater Biological Association, Ambleside, 2013.
- 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.
- Gabriels, W., Goethals, P.L.M. & De Pauw, N., 2005. Implications of taxonomic modifications and alien species on biological water quality assessment as exemplified by the Belgian Biotic Index method. *Hydrobiologia* 542: 137-150.

- Gabriels, W., Lock, K., De Pauw, N. & Goethals, P.L.M., 2010. Multimetric Macroinvertebrate Index Flanders (MMIF) for biological assessment of rivers and lakes in Flanders (Belgium). *Limnologica* 40: 199-207.
- Goffaux, D., Roset, N., Breine, J.J., De Leeuw, J.J., Oberdorff, T., Gerard, P., Micha, J.-C., & Kestemont, P., 2003. Selection of the most appropriate sampling technique and compilation of a common data set as a basis for standardizing a fish-based index between three European countries. *Biological Evaluation and Monitoring of the Quality of Surface Waters* (Edited by J.-J. Symoens & K. Wouters) pp 111-129.
- Gourène, G., Teugels, G.G., Hugueny, B. & Thys van den Audenaerde, D.F.E., 1999. Evaluation de la diversité ichtyologique d'un bassin Ouest-Africain après la construction d'un barrage. *Cybiuim*, 23(2): 147-160.
- Guillard, J. 2011. Du peuplement piscicole au banc de poissons: une approche acoustique multi-échelle. *Habitation à diriger des recherches*, Université de Grenoble, 131 pp.
- Hamley, J.M., 1975. Review of gillnet selectivity. *Journal of Fisheries Research Board Canadian*, 32 (11) 1944-1968.
- Hughes, R.M., 1995. Defining acceptable biological status by comparing with reference conditions. In Davis, W.S. en Simon, T.P. (Eds) *Biological assessment and criteria; tools for water resource planning and decision making*, Lewis Publishers, 1995: 31-47
- Hughes, R.M., Howling, S. & Kaufmann, P.R., 2004. A biointegrity index (IBI) for coldwater streams of western Oregon and Washington. *Transactions of the American Fisheries Society*, 133: 1497-1515.
- Hughes, R.M., Kaufmann, P.R., Herlihy, A.T., Intelmann, S.S., Corbett, S.C., Arbogast, M.C. & Hjort, R.C., 2002. Electrofishing distance needed to estimate fish species richness in raftable Oregon rivers. *North American Journal of Fisheries management*, 22: 1229-1240.
- Jeppesen, E., Jensen, J.P., Søndergaard, Kanstrup, E., Petersen, B., Eriksen, R.B., Hammershøj, M., Mortensen, E., Jensen, J.P. & Have, A., 1994. Does the impact of nutrients on the biological structure and function of brackish and freshwater lakes differ? *Hydrobiologia*, 275/276: 15-30.
- Jeppesen, E., Jensen, J.P., Søndergaard, M., Lauridsen, T. & Landkildehus, F., 2000. Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. *Freshwater biology* 45: 201-213.
- Jochems, H., Schneiders, A., Denys, L. & Van den Bergh, E., 2002. Typologie van de oppervlaktewateren in Vlaanderen. *Eindverslag VMM*, 51 pp.
- Josens, G. & Crohain, N., 2012. Macro-invertebraten – Macro-invertébrés *in*: Van Onsem, S., Triest, L., Crohain, N. & Josens, G., 2012. *Beoordeling van de ecologische kwaliteit van waterlichamen in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest in uitvoering van de Europese Kaderrichtlijn Water*. Rapport, Brussel, 203 pp.
- Josens, G. & Gosset, G., 2004. Macro-invertebraten – les macroinvertébrés *in*: Van Tendeloo, A., Gosset, G., Breine, J., Belpaire, C., Josens, G. & Triest, L., 2004. *Uitwerking van een ecologische-analysemethodologie voor sterk veranderde en kunstmatige waterlichamen in het Brussels Hoofdstedelijke Gewest in toepassing van de kaderrichtlijn water 2000/60/EG*. Eindverslag, Brussel, 265 pp.
- Karr, J.R. & Dionne, M., 1991. Designing surveys to assess biological integrity in lakes and reservoirs. *Biological Criteria: Research and Regulation*, 1-12.
- Kelly, M.G. & Whitton, A., 1995. The Trophic Diatom Index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *Journal of Applied Phycology* 7: 433-444.

- Kruse, C.G., Hubert, W.A. & Rahel, F.J., 1998. Single-pass electrofishing predicts trout abundance in mountain streams with sparse habitat. *North American Journal of Fisheries Management*, 18: 940-946.
- Launois, L., Veslot, J., Irz, P. & Argillier, C., 2011. Development of a fish-based index (FBI) of biotic integrity for French lakes using the hindcasting approach. *Ecological Indicators*, 11 (6), 1572-1583.
- Logez, M & D. Pont, 2011. Development of metrics based on fish body size and species traits to assess European coldwater streams. *Ecological Indicators*, 11: 1204-1215.
- Mahon, R., 1980. Accuracy of catch-effort methods for estimating fish density and biomass in streams. *Biological fisheries*, 5(4): 343-360.
- Meffe, G.K. & Berra, T.M., 1988. Temporal characteristics of fish assemblage structure in an Ohio stream. *Copeia*, 3: 684-690.
- Messyas, B. & Rybak, A., 2008. Macroalga *Ulva intestinalis* (L.) occurrence in freshwater ecosystems of Poland: a new locality in Wielkopolska. *Teka Kom. Ochr. Kszt. Środ. Przyr. – OL PAN* 5: 126-135.
- Minns, C.K., Cairns, V.W., Randall, R.G. & Moore, J.E., 1994. An index of biotic integrity (IBI) for fish assemblages in the littoral zone of great lakes' areas of concern. *Canadian Journal of Fisheries Aquatic Science*, 51: 1804-1822.
- Miserendino, M.L., Casaux, R., Archangelsky, M., Di Prinzio C.Y. Branda, C., Adriana & A.M. Kutschker, 2011. Assessing land-use effects on water quality, in-stream habitat, riparian ecosystems and biodiversity in Patagonian northwest streams. *Science of the total environment*, 409: 612-624.
- O'Connor, R.J., Walls, T.E. & Hughes, R.M., 2000. Using multiple taxonomic groups to index the ecological conditions of lakes. *Environmental Monitoring and Assessment* 61: 207-228.
- OVB, 1988. *Cursus vissoorten*. Organisatie ter verbetering van de binnenvisserij, Lelystad, 914 pp.
- Paller, M.H., 2002. Temporal variability in fish assemblages from disturbed and undisturbed streams. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery* 9: 149-158.
- Pegg, M.A. & Pierce, C.L., 2002. Fish community structure in the Missouri and lower Yellowstone rivers in relation to flow characteristics. *Hydrobiologia* 479: 155-167.
- Penczak, T. & Kruk, A., 1999. Applicability of the abundance/biomass comparison method for detecting human impacts on fish populations in the Pilica river, Poland. *Fisheries Research*, 39: 229-240.
- Penczak, T., 2011. Fish assemblages composition in a natural, then regulated, stream: A quantitative long-term study. *Ecological modelling*, 222: 2103-2188.
- Ramm, A.E.L., 1990. Application of the community degradation index to South African estuaries. *Water Research*, 24, 383-389.
- Regis, J., Pattee, E. & Lebreton, J.D., 1981. A new method for evaluating the efficiency of electric fishing. *Archives Hydrobiolog.*, 93: 68-82.
- Reynolds, L., Herlihy, T., Kaufman, P.R., Gregory, S.V. & Hughes, R.M., 2003. Electrofishing effort requirements for assessing species richness and biotic integrity in western Oregon streams. *North American Journal of Fisheries management* 23: 450-461.
- Scheffer, M., Hosper, S.H., Meijer, M.L., Moss, B. & Jeppesen, E., 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology and Evolution* 8: 275-279.

- Simoens, I., Breine, J.J., Verreycken, H. & Belpaire, C., 2002. Fish stock assessment of Lake Schulen, 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.
- Simon, T.P., 1998. Modification of an index of biotic integrity and development of reference expectations or dunal, pelustrine wetland fish communities along the southern shore of lake Michigan. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 1: 49-62.
- Snyder, D.E., 2003. Electrofishing and its harmful effects on fish. USGS Information and Technology Report USGS/BRD/ITR 2003-0002. 149 pp
- Tammi, J., Lappalainen, A., Mannio, J., Rask, M. & Vuorenmaa, J., 1999. Effects of eutrophication on fish and fisheries in Finnish lakes: a survey based on random sampling. *Fisheries Management and Ecology*, 6: 173-186.
- Triest, L., Breine, J., Crohain, N. & Josens, G., 2008. Evaluatie van de ecologische staat van sterk veranderde en artificiële waterlichamen in het Brussels-Hoofdstedelijk Gewest zoals bepaald in de Kaderrichtlijn Water 2000/60/EG. Eindverslag, 225 pp.
- Van der Wal, J.E.M., Dorenbosch, M., Immers, A.K., Vidal Forteza, C., Geurts, J.J.M., Peeters, E.T.H.M., Koese, B. & Bakker, E.S., 2013. Invasive Crayfish Threaten the Development of Submerged Macrophytes in Lake Restoration. *PLOS ONE* 8: 1-11.
- Van Onsem, S. & Triest, L., 2012. Ecologische kwaliteitsbeoordeling op basis van fyto-benthos in het Kanaal Charleroi-Brussel-Schelde. Vergelijking van methoden gebruikt in Vlaanderen en het Brussels Hoofdstedelijk Gewest. Rapport, 24 pp.
- Van Onsem, S., Triest, L., Crohain, N. & Josens, G., 2012. Beoordeling van de ecologische kwaliteit van waterlichamen in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest in uitvoering van de Europese Kaderrichtlijn Water. Rapport, Brussel, 203 pp.
- Van Tendeloo, A., Foy, T. & Triest, L., 2006. Impact van de spatiale en temporele variabiliteit van de macrofyten en diatomeeën op de ophaling van het maximale ecologische potentieel van de Woluwe zoals bepaald in de Kaderrichtlijn Water 2000/60/EG. 63pp + 24pp annex.
- Van Tendeloo, A., Gosset, G., Breine, J., Belpaire, C., Josens, G. & Triest, L., 2004. Uitwerking van een ecologische-analyse methodologie voor sterk veranderde en kunstmatige waterlichamen in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest in toepassing van de Kaderrichtlijn Water 2000/60/EG, 190 pp + annex 75 pp.
- Van Thuyne, G., 2003. Visbestanden op het Kanaal Charleroi-Brussel-Schelde (2002). IBW.Wb.V.IR.2003.139, 11 pp.
- Verreycken, H., Anseeuw D., Van Thuyne, G., Quataert, P. & Belpaire C., 2007. The nonindigenous freshwater fishes of Flanders (Belgium): review, status and trends over the last decade. *Journal of Fish Biology*, 71 (Supplement D), 160-172.
- Verreycken, H., Belpaire, C., Van Thuyne G., Breine, J., Buysee, D., Coeck, J., Mouton, A., Stevens, M., Van den Neucker, T. & Maes, D., 2013. IUCN Red List of freshwater species and lampreys in Flanders (nort Belgium). *Fisheries Management and Ecology*, doi: 10.1111/fme.12052.
- Vrielynck, S., Belpaire, C., Stabel, A., Breine, J. & Quataert, P., 2002. De visbestanden in Vlaanderen anno 1840-1950. Een historische schets van de referentietoestand van onze waterlopen aan de hand van de visstand, ingevoerd in een databank en vergeleken met de actuele toestand. Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer en Afdeling Water (AMINAL), Groenendaal, juni 2002. 271 pp.

- Whiteside, B.G. & McNatt, R.M., 1972. Fish species diversity in relation to stream order and physicochemical conditions in the Plum creek drainage basin. *American Midland naturalist*, 88 (1): 90-101.
- WHO, 2003. Guidelines for safe recreational water environments. Chapter 8: Algae and cyanobacteria in fresh water. World Health Organization, 23 pp.
- Wiśniewolski, W. & Prus, P., 2009. Preliminary criteria for ecological status assessment index for dam reservoirs on the basis of the ichthyofauna assemblages. *Annals of Warsaw University of Life Sciences - SGGW, Land Reclamation*, 41 (2), 131-141.

# 10 Bijlagen

**Bijlage 1: Relatieve abundanties van de in de stalen aangetroffen diatomeeëntaxa.**

Taxon	Code OMNIDIA	C1	C2	RK	S1	S2	S3	S4	W2	# locaties	
Achnantheidium minutissimum	AMIN				15.1	1.4	1.0		0.4	6.0	5
Actinocyclus normanii	ANMN	1.8	3.4			0.2	0.4	0.4			5
Adlafia minuscula var. minuscula	ADMS						0.2	0.2			2
Amphora copulata	ACOP	0.4		2.6			0.2			2.2	4
Amphora ovalis	AOVA			1.6							1
Amphora pediculus	APED		0.4	17.7	1.0	0.2			4.6		5
Asterionella formosa	AFOR	7.4	6.0	0.4	0.2	2.6	0.4	0.2			7
Aulacoseira ambigua	AAMB	3.0	8.6				0.4	2.8	1.8		5
Aulacoseira granulata	AUGR	0.6	0.6		0.6	1.2	0.2				5
Aulacoseira muzzanensis	AMUZ								0.6		1
Aulacoseira subarctica	AUSU		0.4		0.6	0.6			0.2		4
Bacillaria paradoxa	BPAR	0.2					0.2				2
Caloneis lancetulla	CLCT		0.4	0.2					0.8		3
Caloneis silicula	CSIL		0.2								1
Cocconeis pediculus	CPED		0.6		1.0	0.8					3
Cocconeis placentula	CPLA	0.2	0.8	0.8	2.6	1.8	0.8	0.4	0.2		8
Craticula accomoda	CRAC				0.6						1
Craticula molestiformis	CMLF							0.2			1
Ctenophora pulchella	CTPU		1.2								1
Cyclostephanos dubius	CDUB	0.8	0.2		1.6	0.8	0.4	1.8			6
Cyclotella atomus	CATO	0.6	0.6		0.2	0.4		1.0			5
Cyclotella meneghiniana	CMEN	18.4	11.4		1.2	7.2	4.0	4.2			6
Cyclotella radiosa	CRAD						0.2				1
Cymatopleura solea	CSOL	0.2									1
Cymbella cistula	CCIS								1.2		1
Cymbella compacta	CCMP			0.6							1
Cymbella cymbiformis	CCYM			0.2							1
Cymbella lanceolata	CLAN								0.4		1
Diatoma tenue	DITE		0.8								1
Diatoma vulgare	DVUL								2.6		1
Encyonema minutum	ENMI								0.5		1
Encyonema silesiacum	ESLE	0.8							9.5		2
Eolimna minima	EOMI			0.2	7.6	2.2	6.6	1.2			5
Eolimna subminuscula	ESBM				10.8	11.4	1.8	0.7			4
Fallacia pygmaea	FPYG						0.4				1
Fallacia subhamulata	FSBH			0.2	0.4						2
Fistulifera saphrophila	FSAP					2.0	0.2				2
Fragilaria capucina var. vaucheriae	FCVA	0.4	2.0	1.3			0.4	1.0	11.4		6
Fragilaria delicatissima	FDEL			0.2							1
Fragilaria gracilis	FGRA			2.6							1
Fragilaria perminuta	FPEM		0.8								1
Fragilaria pinnata	FPIN			0.2							1
Gomphonema acuminatum	GACU			3.4					2.8		2
Gomphonema exilissimum	GEXL							3.4			1
Gomphonema micropus	GMIC				4.9	5.1	8.5		3.0		4
Gomphonema olivaceum	GOLI		0.4					0.2	1.8		3
Gomphonema parvulum	GPAR	1.6	8.2	5.1	24.9	15.2	39.9	15.6			7
Gomphonema pumilum	GPUM			0.4	0.4		0.4				3
Gyrosigma acuminatum	GYAC	1.2	0.2								2
Gyrosigma attenuatum	GYAT		0.2								1
Hippodonta capitata	HCAP			0.2	0.2				0.4		3
Luticola goeppertiana	LGOE						0.2	0.4	1.0		3
Luticola mutica	LMUT	0.4					2.0	0.2			3
Mayamaea atomus	MAAT					0.3		0.2			2
Melosira varians	MVAR		1.6	0.2					0.2		3
Meridion circulare	MCIR					0.4					1
Navicula antonii	NANT		4.4	1.8	1.2	0.4			9.0		5
Navicula capitatoradiata	NCPR								0.2		1
Navicula cari	NCAR			0.4							1
Navicula cincta	NCIN					0.2					1

**Bijlage 1: Relatieve abundanties van de in de stalen aangetroffen diatomeeëntaxa (vervolg).**

Taxon	Code OMNIDIA	C1	C2	RK	S1	S2	S3	S4	W2	# locaties
Navicula cryptocephala	NCRY						0.4			1
Navicula cryptotenella	NCTE		0.4	0.4	2.6		0.8		0.4	6
Navicula gregaria	NGRE		0.6			3.4	3.0	2.4	4.4	6
Navicula lanceolata	NLAN		0.5	1.0		7.4	0.8	3.8	2.0	6
Navicula recens	NRCS		2.6		1.8				0.4	3
Navicula reichardtiana	NRCH								1.4	2
Navicula slesvicensis	NSLE								0.2	1
Navicula tripunctata	NTPT		4.7	1.2	4.2					4
Navicula trivialis	NTRV				0.8	0.8		0.2	0.8	4
Navicula veneta	NVEN					0.8	2.0	0.4		3
Navicula wiesneri	NWIE								0.2	1
Nitzschia acicularis	NACI					0.4	0.4	0.4		3
Nitzschia amphibia	NAMP		0.4			1.4	3.6	9.4	17.6	6
Nitzschia archibaldii	NIAR								0.3	1
Nitzschia capitellata	NCPL					7.5	4.3	2.3	0.9	4
Nitzschia dissipata	NDIS		25.8	2.7	1.0					4
Nitzschia dissipata var. media	NDME				1.6					1
Nitzschia dubia	NDUB								0.2	1
Nitzschia filiformis	NFIL			12.4						1
Nitzschia heufleriana	NHEU								10.4	1
Nitzschia linearis	NLIN		0.2		6.0					2
Nitzschia palea	NPAL		4.7	1.3		2.3	1.6	1.4	3.9	7
Nitzschia paleacea	NPAE			1.3						2
Nitzschia paleaeformis/subtilis	NIPF				0.6					1
Nitzschia pusilla	NIPU		2.3			0.2				2
Nitzschia recta	NREC								1.6	1
Nitzschia sigma	NSIG		2.0							1
Nitzschia sociabilis	NSOC			0.3						1
Nitzschia vermicularis	NVER								0.4	1
Pinnularia microstauron	PMIC						0.4			1
Pinnularia subgibba var. undulata	PSUN						0.2			1
Placoneis clementis	PCLT			0.4						1
Planothidium frequentissimum	PLFR			1.2		2.9	2.2	2.0	18.8	6
Planothidium lanceolatum	PTLA					1.3	0.8	0.2		3
Platessa conspicua	PTCO			0.8						1
Psammothidium lauenburgianum	PLAU			2.2						2
Reimeria sinuata	RSIN			0.2	0.8				0.8	3
Rhoicosphenia abbreviata	RABB		1.2	6.8	2.8	0.8	6.2	0.4	0.4	7
Sellaphora seminulum	SSEM					0.5	3.0	2.0	11.0	4
Simonsenia delognei	SIDE		0.4	1.0						2
Skeletonema subsalsum	SKSS			2.0			1.2			2
Stauroneis thermicola	STHE							0.2		1
Staurosira brevistriata	SBRV						0.2			1
Staurosira lapponica	SLPP								0.2	1
Staurosira mutabilis	SSMU						0.2		0.2	2
Staurosira venter	FCVE				11.1	1.2	1.6		0.8	5
Stephanodiscus hantzschii	SHAN		9.4	7.6	3.4	3.0	3.8	1.6	3.8	8
Stephanodiscus neoastreae	SNEO		3.2	7.4		0.2	1.6	0.6	0.6	6
Surirella brebissonii	SBRE		0.8	0.6		1.0	2.0			4
Surirella minuta	SUMI								0.2	1
Tabularia fasciculata	TFAS			0.4						1
Thalassiosira bramaputrae	TBRA		1.4				0.6	0.2		3
Thalassiosira pseudonana	TPSN		0.2	0.2		0.8	1.2	1.0		6
Thalassiosira visurgis	TVIS		0.2							1
Tryblionella apiculata	TAPI		1.0							1
Tryblionella hungarica	THUN							0.4		1
Tryblionella levidensis	TLEV					0.8				1
Ulnaria ulna	UULN				2.6		0.2			3
Ulnaria ulna var. acus	UUAC				1.0				0.4	3
<b>Totaal (%)</b>		<b>100.0</b>	<b>100.0</b>	<b>100.0</b>	<b>100.0</b>	<b>100.0</b>	<b>100.0</b>	<b>100.0</b>	<b>100.0</b>	
<b>Totaal aantal taxa</b>		<b>36</b>	<b>39</b>	<b>4</b>	<b>43</b>	<b>51</b>	<b>38</b>	<b>39</b>	<b>35</b>	



**Bijlage 2: Macrofyten in waterlopen en vijvers in 2013. A: Amfibieplant, D: Drijfplant, DB: Drijfbladplant, H: Helofyt, O: Oeverplant, S: Submerse macrofyt.**

Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	Groeivorm	RK	S1	S2	S3	S4	W2	TrBr	WPK1	Wtml	# locaties
<i>Acorus calamus</i>	Kalmoes	H	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	Grote waterweegbree	A	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Callitriche cf. obtusangula</i>	Stomphoekig sterrenkroos	S	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Carex riparia</i>	Oeverzegge	H	0	0	0	0	0	1	1	1	1	4
<i>Ceratophyllum demersum</i>	Grof hoornblad	S	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Chara globularis</i>	Breekbaar kransblad	S	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Chara vulgaris</i>	Gewoon kransblad	S	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Cyperus cf. longus</i>		H	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Elodea nuttallii</i>	Smalle waterpest	S	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Enteromorpha cf. intestinalis</i>	Darmwier	D	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Epilobium hirsutum</i>	Harig wilgenroosje	O	0	0	0	0	0	0	1	1	0	2
<i>Equisetum cf. palustre</i>	Lidrus	H	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Eupatorium cannabinum</i>	Koninginnekruid	O	0	0	0	0	0	0	1	1	0	2
<i>Filamentous algae</i>	draadwieren	S	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2
<i>Iris pseudacorus</i>	Gele lis	A	0	0	0	0	0	1	1	1	1	4
<i>Juncus effusus</i>	Pitrus	H	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Lemna minor/L. minuta</i>	Klein kroos/Dwergkroos	D	0	0	0	0	0	1	1	1	0	3
<i>Lemna trisulca</i>	Puntkroos	D	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Lycopus europaeus</i>	Wolfspoot	H	0	0	0	0	0	0	1	1	1	3
<i>Mentha aquatica</i>	Watermunt	H	0	0	0	0	0	1	1	1	1	4
<i>Nasturtium cf. officinale</i>	Witte waterkers	A	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Nitella cf. mucronata</i>	Puntdragend glanswier	S	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Nuphar lutea</i>	Gele plomp	DB	0	0	0	0	0	0	1	1	1	3
<i>Nymphaea alba</i>	Witte waterlelie	DB	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Phragmites australis</i>	Riet	H	0	0	0	0	0	0	1	1	1	3
<i>Potamogeton crispus</i>	Gekroesd fonteinkruid	S	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Potamogeton pectinatus</i>	Schedefonteinkruid	S	0	1	1	1	1	1	0	1	1	7
<i>Potamogeton pusillus</i>	Tenger fonteinkruid	S	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2
<i>Riccia fluitans</i>	Gewoon watervorkje	S	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Schoenoplectus lacustris</i>	Mattenbies	H	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Scrophularia auriculata</i>	Geoord helmkruid	O	0	0	0	0	0	1	1	1	1	4
<i>Scutellaria galericulata</i>	Blauw glikkruid	O	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Sparganium erectum</i>	Grote eegelskop	H	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2
<i>Spirodela polyrhiza</i>	Veelwortelig kroos	D	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Typha latifolia</i>	Grote lisdodde	H	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2
<i>Zannichellia palustris</i>	Zittende zannichellia	S	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2
<b>Totaal aantal soorten</b>			<b>0</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>10</b>	<b>11</b>	<b>28</b>	<b>16</b>	

**Bijlage 3: Macro-invertebraten in het kanaal, de waterlopen en de vijvers. IG – Indicatorgroep (IBGN); TS – Tolerantiescore (MMIF); A – Algemeen (>10 individuen); (E) – Exoot. Kleurcodes voor IG en TS zijn slechts indicatief. Taxa gebruikt in IBGN voor bepaling van diversiteitsklasse zijn onderlijnd.**

LOCATIE	C1	C2	RK	S1	S2	S3	S4	W2	TrBr	WPk1	Wtml		
DATUM STAALNAME	17-7	17-7	26-9	18-7	18-7	17-7	17-7	26-9	18-7	18-7	18-7		
TAXON	IG TS												
<b>Bryozoa</b>													
niet geïdentificeerd			3										
<b>Plathelminthes</b>													
niet geïdentificeerd	5-7	1	1										
<b>Annelida</b>													
<b>Polychaeta</b>													
<u>Ampharetidae</u>	3												
<i>Hypania invalida</i> (E)		A	A										
<b>Clitellata</b>													
<b>Oligochaeta</b>													
Lumbricidae	2												
<i>Eiseniella</i>			4										
Tubificidae	1												
<i>Tubifex</i>		A	A	A	A	A	A	A	A				
<b>Hirudinea</b>													
<u>Erpobdellidae</u>	1												
<i>Erpobdella</i>	3	4	3	A	A	A	A		35	4	6		
<u>Glossiphoniidae</u>													
<i>Glossiphonia</i>	4	1		A		A	A			8			
<i>Helobdella</i>	4	1	3	A		A	A		500	228	36		
<i>Hemiclepsis</i>	4								60		3		
<i>Theromyzon</i>	4										3		
<u>Hirudidae</u>	(4)												
<u>Piscicolidae</u>													
<i>Piscicola</i>	5								10	4			
<b>Mollusca</b>													
<b>Bivalvia</b>													
<u>Corbiculidae</u>													
<i>Corbicula</i> (E)	5	1											
<u>Dreissenidae</u>													
<i>Dreissena</i> (E)	5	A											
<u>Sphaeriidae</u>													
<i>Sphaerium</i>	4	2	A	1	2				7				
<u>Unionidae</u>	(6)												
									1	16	45		
<b>Gastropoda</b>													
<u>Acroloxidae</u>													
<i>Acroloxus</i>	6		1										
<u>Bithyniidae</u>													
<i>Bithynia</i>	5	1	A							4		51	
<u>Hydrobiidae</u>													
<i>Hydrobia</i>				1							2		
<u>Lymnaeidae</u>													
<i>Lymnaea</i>	5												
<i>cf. Radix</i>	5							1					
<u>Neritidae</u>													
<i>Theodoxus</i>	7										12		
<u>Physidae</u>													
<i>Physa</i>	5	1	A				1	3					
<u>Planorbidae</u>													
<i>Gyraulus</i>	6	1	2							1	4	6	
<i>Hippeutis</i>	6										8	12	
<u>Valvatidae</u>													
<i>Valvata</i>	6								4	8	1		
<u>Viviparidae</u>													
<i>Viviparus</i>	6									28	4		

**Bijlage 3: Macro-invertebraten in het kanaal, de waterlopen en de vijvers (vervolg).**

LOCATIE	C1	C2	RK	S1	S2	S3	S4	W2	TrBr	WPK1	Wtml
DATUM STAALNAME	17-7	17-7	26-9	18-7	18-7	17-7	17-7	26-9	18-7	18-7	18-7
TAXON	<u>IG TS</u>										
<b>Arthropoda</b>											
<b>Chelicerata</b>											
<b>Arachnida</b>											
Hydracarina	5								12		6
<b>Crustacea</b>											
<b>Amphipoda</b>											
<b>Corophiidae</b>	5										
<i>Cheliocorophium</i> (E)		A	A								
<b>Crangonyctidae</b>	4										
<i>Crangonyx</i> (E)				A							
<b>Gammaridae</b>	2 5					1					1
<i>Dikergammarus</i> (E)		A	A								
<i>Gammarus</i>								7	4		
<b>Decapoda</b>											
<b>Cambaridae</b>	6										
<i>Orconectes</i> (E)		A	A	A					A		1
<b>Isopoda</b>											
<b>Asellidae</b>	1 4										
<i>Asellus</i>		A	A	A	A	A	A	4	440	904	114
<b>Hexapoda</b>											
<b>Insecta</b>											
<b>Coleoptera</b>											
<b>Haliplidae</b>	6									4	
<b>Diptera</b>											
<b>Chironomidae</b>	1	A			A						
kokervormend				A				2			
non thunmi-plumosus	3		A	A	A		1	A	527	642	277
thunmi-plumosus	2			A		A	A		43	82	56
<b>Empididae</b>	3		4								
<b>Psychodidae</b>	3					9					
<b>Simuliidae</b>	5		A			3		9			
<b>Ephemeroptera</b>											
<b>Baetidae</b>	2		2							4	5
<i>Baetis</i>	6							1			
<b>Caenidae</b>	2									2	1
<i>Caenis</i>	6							1			
<b>Hemiptera</b>											
<b>Corixidae</b>				1							1
<b>Nepidae</b>											
<i>Ranatra</i>	6									4	1
<b>Velidae</b>											
<i>Velia</i>	7		1								
<b>Megaloptera</b>											
<b>Sialidae</b>											
<i>Sialis</i>	5							1	8	5	10
<b>Odonata</b>											
<b>Calopterygidae</b>											
<i>Calopteryx</i>	8							A			
<b>Coenagrionidae</b>											
<i>Ischnura</i>	6							1			
<b>Trichoptera</b>											
<b>Hydropsychidae</b>	3 6		1								
<b>Hydroptilidae</b>	5 8									5	
<b>Leptoceridae</b>	4 8		3								
<b>Limnephilidae</b>	3 8									8	14
<b>Polycentropodidae</b>	4 6									17	8

**Bijlage 4: Soortenlijst van vissen gevangen in het Brussels Gewest (2004-2013).**

Wetenschappelijke naam	Soort	Espèce
<i>Perca fluviatilis</i>	baars	perche
<i>Rhodeus amarus</i>	bittervoorn	bouvière
<i>Rutilus rutilus</i>	blankvoorn	gardon
<i>Pseudorasbora parva</i>	blauwbandgrondel	pseudorasbora
<i>Abramis brama</i>	brasem	brème
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	driedoornige stekelbaars	épineche
<i>Silurus glanis</i>	Europese meerval	silure glane
<i>Carassius gibelio</i>	giebel	carassin argenté
<i>Ctenopharyngodon idella</i>	graskarper	carpe amour blanc
<i>Cyprinus carpio</i>	karper	carpe commune
<i>Blicca bjoerkna</i>	kolblei	brème bordelière
<i>Carassius carassius</i>	kroeskarper	carassin commun
<i>Anguilla anguilla</i>	paling	anguille
<i>Gymnocephalus cernua</i>	pos	grémille
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	rietvoorn	rotengle
<i>Gobio gobio</i>	riviergrondel	goujon
<i>Leuciscus leuciscus</i>	serpeling	vandoise
<i>Esox lucius</i>	snoek	brochet
<i>Sander lucioperca</i>	snoekbaars	sandre
<i>Leucaspis delineatus</i>	vetje	able de Heckel
<i>Leuciscus idus</i>	winde	ide mélanote
<i>Tinca tinca</i>	zeelt	tanche
<i>Neogobius melanostomus</i>	zwartbekgrondel	gobie à tache noire

**Bijlage 5: Wijzigingen van de EQR voor fytoplankton (FP) en vis (VIS) ten opzichte van vorige rapporten.**

Element	Locatie	Staalname	EQR vorige rapportage	EQR huidige rapportage	Oorzaak van wijzigingen
Triest <i>et al.</i> , 2008					
			Huidig rapport		
FP	C1	2004	0.57	0.64	Wegname zuurstofparameter
FP	C2	2004	0.50	0.56	Wegname zuurstofparameter
FP	TrBr	2004	0.27	0.36	Wegname zuurstofparameter & aanpassing grenswaarden voor cyanobacteriële abundantie
FP	WPk1	2004	0.07	0.16	Wegname zuurstofparameter & aanpassing grenswaarden voor cyanobacteriële abundantie
FP	Wtml	2004	0.80	0.76	Wegname zuurstofparameter
FP	C1	2007	0.57	0.64	Wegname zuurstofparameter
FP	C2	2007	0.57	0.64	Wegname zuurstofparameter
FP	TrBr	2007	0.47	0.52	Wegname zuurstofparameter
FP	WPk1	2007	0.40	0.44	Wegname zuurstofparameter
FP	Wtml	2007	0.93	0.92	Wegname zuurstofparameter
Van Onsem <i>et al.</i> , 2012					
			Huidig rapport		
FP	TrBr	2009	0.52	0.60	Aanpassing grenswaarden voor cyanobacteriële abundantie
FP	WPk1	2010	0.56	0.64	Aanpassing grenswaarden voor cyanobacteriële abundantie
Triest <i>et al.</i> , 2008					
			Huidig rapport		
VIS	C1	2004	0.60	0.29 (0.29)	Aanpassing index en groepering van beide staalnamepunten in kanaal
VIS	C2	2004	0.73	0.22 (0.22)	Aanpassing index en groepering van beide staalnamepunten in kanaal
VIS	RK	2004	0.42	0.32	Aanpassing grenswaarden
VIS	W2	2004	0.64	0.50	Aanpassing grenswaarden
VIS	Wtml	2004	0.35	0.00	Aanpassing index
VIS	WPk1	2004	0.35	0.00	Aanpassing index
VIS	TrBr	2004	0.20	0.18	Aanpassing index
VIS	C1	2007	0.66	0.58 (0.59)	Aanpassing index en groepering van beide staalnamepunten in kanaal
VIS	C2	2007	0.53	0.37 (0.37)	Aanpassing index en groepering van beide staalnamepunten in kanaal
VIS	RK	2007	0.36	0.31	Aanpassing grenswaarden
VIS	W2	2007	0.69	0.47	Aanpassing grenswaarden
VIS	TrBr	2007	0.51	0.15	Aanpassing index
VIS	WPk1	2007	0.73	0.22	Aanpassing index
VIS	Wtml	2007	0.73	0.33	Aanpassing index