



Vlaanderen
is wetenschap

Ecologische opvolging van plasbermen langs het Kanaal Brussel-Schelde, het Kanaal Charleroi-Brussel en het Kanaal Leuven-Dijle

Sophie Vermeersch, Andy Van Kerckvoorde, Siege Van Ballaert, Raf Baeyens, Luc De Geest,
Nico De Marteleire, Emilie Gelaude, Ans Mouton, Koen Vervaet, Mathieu Pieters, Sébastien Pieters,
Karen Robberechts, Koen Willems

**INSTITUUT
NATUUR- EN BOSONDERZOEK**

Auteurs:

Sophie Vermeersch, Andy Van Kerckvoorde, Siege Van Ballaert, Raf Baeyens, Luc De Geest, Nico De Marteleire, Emilie Gelaude, Ans Mouton, Koen Vervaet, Mathieu Pieters, Sébastien Pieters, Karen Robberechts, Koen Willems
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

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

Vestiging:

Herman Teirlinckgebouw
INBO Brussel
Havenlaan 88 bus 73, 1000 Brussel
www.inbo.be

e-mail:

sophie.vermeersch@inbo.be

Wijze van citeren:

Vermeersch S, Van Kerckvoorde A, Van Ballaert S, Baeyens R, De Geest L, De Marteleire N, Gelaude E, Mouton A, Vervaet K, Pieters M, Pieters S, Robberechts K, Willems K (2017). Ecologische opvolging van plasbermen langs het Kanaal Brussel-Schelde, het Kanaal Charleroi-Brussel en het Kanaal Leuven-Dijle. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2017 (45). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
DOI: doi.org/10.21436/inbor.13802509

D/2017/3241/348

Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2017 (45)

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Maurice Hoffmann

Foto cover:

Plasbermen ter hoogte van een zwaaihoek in Herent

Dit onderzoek werd uitgevoerd in opdracht van:

Waterwegen en Zeekanaal N.V. (W&Z) Afdeling Zeekanaal, Oostdijk 110, 2830 Willebroek



Waterwegen en Zeekanaal NV
weg van water



Ecologische opvolging van plasbermen langs het Kanaal Brussel-Schelde, het Kanaal Charleroi-Brussel en het Kanaal Leuven-Dijle

**Sophie Vermeersch, Andy Van Kerckvoorde, Siege Van Ballaert, Raf Baeyens,
Luc De Geest, Nico De Marteleire, Emilie Gelaude, Ans Mouton, Koen Vervaet,
Mathieu Pieters, Sébastien Pieters, Karen Robberechts, Koen Willems**

Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2017 (45)
D/2017/3241/348

Dankwoord/Voorwoord

Deze opdracht werd uitgevoerd binnen het kader van de raamovereenkomst tussen Waterwegen en Zeekanaal nv (W&Z) en het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO) als onderdeel van het project 'oeverinrichtingen en NTMB' binnen het thema 'waterweg'.

We bedanken in het bijzonder de vertegenwoordigers van W&Z afdeling Zeekanaal Leen Symons en Bruno Verwimp voor de aangeleverde informatie en voor het opvolgen van dit project.

Samenvatting

Ondanks een jarenlange verbetering van de chemische waterkwaliteit, worden veel waterwegen in Vlaanderen nog steeds gekenmerkt door een ontoereikende ecologische toestand. Dit is vooral te wijten aan habitatverlies- en fragmentatie. Om de doelstellingen van de Kaderrichtlijn Water te kunnen bereiken zijn natuurvriendelijke ingrepen nodig, zoals bijvoorbeeld natuurtechnische milieubouw (NTMB). Het spreekt voor zich dat hierbij rekening gehouden wordt met de scheepvaart als harde randvoorwaarde. Op verschillende locaties langs het Kanaal Charleroi-Brussel, het Kanaal Brussel-Schelde en het Kanaal Leuven-Dijle werden natuurvriendelijke oevers ingericht. Door de constructie van een vooroever wordt beoogd om de golven en stromingen van de scheepvaartactiviteiten op te vangen. Als gevolg kan een luwe zone ontstaan in de plasberm, de ruimte tussen de vooroever en de eigenlijke kanaaloever, waardoor er een leefgebied ontstaat voor watergebonden biota. De evaluatie van deze inrichtingsprojecten laat toe om in de toekomst inspanningen en middelen efficiënter in te zetten.

Deze studie beschrijft de vegetatie in de plasbermen aan de hand van vegetatieopnames in permanente kwadraten (bij de plasbermen te Grimbergen en Wintam langs het Kanaal Brussel-Schelde en bij de plasberm te Lot langs het Kanaal Charleroi-Brussel) of via lijntransecten loodrecht op de oever (bij de plasbermen langs het Kanaal Leuven-Dijle). Verder evalueert deze studie de geschiktheid van verschillende oevertypes (verstevigde oevers en plasbermen) als paai- en opgroeihabitat voor vispopulaties. Beide oevertypes werden op drie locaties bemonsterd langs het Kanaal Charleroi-Brussel en het Kanaal Brussel-Schelde (Lot, Grimbergen en Wintam) en op drie locaties langs het Kanaal Leuven-Dijle (Leuven, Herent, Boortmeerbeek). In totaal werden 16 trajecten bemonsterd op het Kanaal Charleroi-Brussel en het Kanaal Brussel-Schelde en 9 trajecten langs het Kanaal Leuven-Dijle. De visgemeenschappen werden bemonsterd via elektrisch vissen en fuikbevising.

Voor drie van de vier bestudeerde oevers van het Kanaal Leuven-Dijle liggen de aandelen van typische en facultatieve kruidige oeversoorten hoger dan 60% en dit voor een aanzienlijke breedte van de plasberm. Enkel bij de oever stroomopwaarts de Bieststraat bereikt het aandeel van typische en facultatieve oeversoorten slechts waarden tussen 10 en 30%. De meest voorkomende oeversoorten in de onderzochte plasbermen zijn riet, grote lisdodde, kleine lisdodde, oeverzegge, grote egelskop, gevleugeld helmkruid en bitterzoet. Waterplanten, met name witte waterlelie, werd alleen aangetroffen in de plasberm te Herent. Enkel in de plasberm stroomopwaarts de Bieststraat groeien struiken (vooral zwarte els), in lage abundanties, ter hoogte van de eigenlijke kanaaloever.

De plasbermen langs het Kanaal Brussel-Schelde te Grimbergen worden ter hoogte van de kanaaloever gedomineerd door wilgenstruiken. Door competitie voor licht en ruimte kan de kruidige oevervegetatie er zich slechts in geringe mate (< 5% bedekking) ontwikkelen.

De proefvlakken in de plasberm langs het Kanaal Brussel-Schelde te Wintam kennen aan de kanaaloever een hoge bedekking (> 75%) van kruidige oeversoorten bestaande uit vooral scherpe zegge, moeraszegge en riet. Eén proefvlak bestaat uit bloemrijke natte ruigte van heelblaadjes, grote kattenstaart, gele lis, moeraspirea, gewone engelwortel en scherpe zegge. De struikbedekking ligt bij drie proefvlakken aan de kanaaloever tussen 50 en 80%, bij één proefvlak komt geen struiklaag voor. Langs de vooroever groeien bij drie proefvlakken amper oeversoorten (< 10% bedekking). In één proefvlak is er een hoge bedekking door oeversoorten (92%), met name riet, moeraszegge en oranje springzaad. De struiklaag is variabel: in één proefvlak domineren wilgen, in een ander proefvlak bereiken wilgen een kwart bedekking en in de overige twee proefvlakken komen geen struiken voor.

Aan het Kanaal Charleroi-Brussel te Lot wordt één proefvlak aan de kanaaloever gedomineerd door riet (bedekking van 97%) terwijl in het andere proefvlak vooral gele lis en riet bedekken (50 en 30%). Struiken ontbreken er. Aan de vooroever komt een oevervegetatie voor met bedekkingen van net geen 60% bestaande uit voornamelijk kalmoes en harig wilgenroosje en groeien wilgen met een bedekking tussen 10 en 30%. In de plasberm te Lot groeit gele plomp als waterplant.

Plasbermen bieden voor juveniele en adulte vissen in de bestudeerde kanalen de beste habitatmogelijkheden. Hierbij is het cruciaal dat de oevers correct worden aangelegd en onderhouden, met als doel het verkrijgen van een maximale heterogeniteit in diepte, oeverstructuur en vegetatiebedekking. De plasbermen blijken alvast een ankerplaats voor meer gevoelige soorten.

Algemeen werd in het Kanaal Charleroi-Brussel en het Kanaal Brussel-Schelde een relatief hoog aantal vissoorten aangetroffen (23), waarvan minstens zeven soorten een levensvatbare en gezonde populatie vertonen. Voor het

Kanaal Leuven-Dijle is de soortendiversiteit minder groot. Er werden 12 vissoorten waargenomen, waarvan minstens zeven een evenwichtige populatie vertoonden. De resultaten erkennen het belang van de plasbermen voor de ontwikkeling van populaties aangezien de meeste soorten en gevoelige soorten enkel ter hoogte van de plasbermen waargenomen werden. Dit oevertype blijkt efficiënt te zijn door de grote habitatheterogeniteit. Plasbermen verhogen ook de potenties van de benedenstroomse delen van het kanaal. Ze dienen als ankerplaats voor populaties van mariene (dunlipharder, zeebaars), katadrome (paling) en amfidrome soorten (bot).

Om een beeld te schetsen van de waterkwaliteit in de plasbermen werden een aantal standaardvariabelen gemeten namelijk de temperatuur, de pH, de elektrische geleidbaarheid, de opgeloste zuurstof en de zuurstofverzadiging. De opgeloste zuurstofwaarden zijn bij de verschillende meetpunten langs het Kanaal Leuven-Dijle en te Lot langs het Kanaal Charleroi-Brussel veelal hoger dan 6 mg/l, de richtwaarde voor basiswaterkwaliteit. Dit is niet het geval voor de meetpunten langs het Kanaal Brussel-Schelde.

Langs het Kanaal Leuven-Dijle merken we geen verschillen op van de zuurstofwaarden tussen de plasbermen en de waterweg. Langs het Kanaal Brussel-Schelde worden wel verschillen waargenomen, maar de verschillen zijn over het algemeen beperkt. Zo worden lagere waarden van opgeloste zuurstof gemeten in enkele plasbermen, maar de verschillen zijn kleiner dan 1 mg/l. In de plasbermen zone 4a en zone 4b te Grimbergen liggen de verschillen in opgeloste zuurstof bij enkele zomermetingen tussen 1 en 2 mg/l. In de plasberm te Lot langs het Kanaal Charleroi-Brussel zijn de zuurstofwaarde tijdens de zomer lager in de plasberm in vergelijking met de waterweg. De verschillen liggen rond 1 mg/l opgeloste zuurstof maar lopen bij één meting op tot 1,8 mg/l. Een verdere opvolging van de waterkwaliteit in de plasberm te Grimbergen en te Lot is wenselijk.

Aanbevelingen voor het beleid

Plasbermen kunnen kansen bieden voor oevervegetatie en vormen een meerwaarde voor vispopulaties. Door de constructie van een vooroever wordt een luwe zone gecreëerd, beschermd van de golfslag van varende schepen. Bij voorkeur bestaat de vooroever uit stortstenen in plaats van uit verticale damwanden. De aanwezigheid van interstitiële ruimte tussen de stenen zorgt immers voor een verhoging van de habitatheterogeniteit waardoor vestigingsplaatsen voor vegetatie en paai-, foerageer- en opgroeigebieden voor vissen worden gecreëerd.

Toch moet opgemerkt worden dat plasbermen onnatuurlijke systemen blijven en onderhevig zijn aan processen zoals verlanding of verhoogde erosie ter hoogte van de in- en uitstroomopeningen. Indien een plasberm regelmatig worden droog getrokken door de golfslag, zijn ze niet geschikt voor vispopulaties, in welke levensfase de vissen zich ook bevinden. Actief beheer of aanpassingen van de in- en uitstroomopeningen zullen bijgevolg noodzakelijk blijven om geschikte omstandigheden te behouden voor vispopulaties.

Het beheer in plasbermen richt zich best op het terugdringen van de natuurlijke successie, en het verwijderen van sedimenten. Bij de inrichting van plasbermen is het verhogen van de habitatheterogeniteit raadzaam. Hoe meer variatie in vegetatietypes, vegetatiebedekking, diepte, stroomsnelheid, oeverstructuur (begroeid, afkalvend,...), hoe beter. Een ecologische meerwaarde ontstaat wanneer de eigenlijke oever niet verstevigd wordt en zwak hellend wordt ingericht (waar ruimte het toelaat), desnoods enkel ter hoogte van de waterlijn.

Inhoudstafel

1	Inleiding	15
2	Studiegebied	17
2.1	Kanaal Leuven-Dijle	17
2.1.1	Historiek	17
2.1.2	Ligging en constructiekenmerken van de verschillende plasberm	18
2.2	Kanaal Brussel-Schelde	25
2.2.1	Historiek	25
2.2.2	Ligging en constructiekenmerken van de plasbermen	25
2.3	Kanaal Charleroi-Brussel	33
2.3.1	Historiek	33
2.3.2	Ligging en constructiekenmerken van de plasberm te Lot	33
3	Materiaal en methoden	36
3.1	Waterkwaliteit	36
3.2	Vegetaties	36
3.2.1	Veldwerk	36
3.2.2	Verwerking	38
3.2.2.1	TWINSpan	38
3.2.2.2	Soortensamenstelling	39
3.2.2.3	Ellenbergwaarden	39
3.2.2.4	Overlevingsstrategieën	39
3.2.2.5	Ecologische soortengroepen	41
3.2.2.6	Multivariate analysemethoden	41
3.2.2.7	Samenvatting	41
3.3	Visgemeenschappen	42
3.3.1	Beschrijving van de verschillende microhabitats per oevertype	42
3.3.2	Bemonstering van de visgemeenschappen	46
3.3.2.1	Populatiegroepen	46
3.3.2.2	Bemonsteringsmethoden	46
3.3.3	Evaluatie van de visgemeenschappen	47
3.3.3.1	Soortenrijkdom en abundantie	47
3.3.3.2	Dynamiek	48
3.3.3.3	Functionele organisatie	48
3.3.3.4	Lengteverdeling	49
3.3.3.5	Rol van de verschillende habitattypes als paaihabitat	50
3.4	Statistische verwerking van de gegevens	50
4	Resultaten	52
4.1	Waterkwaliteit	52
4.1.1	Kanaal Leuven-Dijle	52
4.1.2	Kanaal Brussel-Schelde	54
4.1.3	Kanaal Charleroi-Brussel	57
4.2	Vegetaties	59
4.2.1	Kanaal Leuven-Dijle	59
4.2.1.1	Soortensamenstelling	59
4.2.1.2	Gemiddelde Ellenbergwaarden	64
4.2.1.3	Ecologische groepen	67
4.2.1.4	Overlevingsstrategie	73
4.2.2	Kanaal Brussel-Schelde en Kanaal Charleroi-Brussel	80
4.2.2.1	Karakterisatie van de vegetaties	81
4.2.2.2	Soortensamenstelling	88
4.2.2.3	Gemiddelde Ellenbergwaarden	92

4.2.2.4	Ecologische groepen	98
4.2.2.5	Overlevingsstrategie	100
4.3	Visgemeenschappen	104
4.3.1	Literatuuronderzoek naar de historische en huidige visgemeenschappen	104
4.3.1.1	Kanaal Leuven-Dijle	104
4.3.1.2	Kanaal Brussel-Schelde en Kanaal Charleroi-Brussel	106
4.3.2	Vangstgegevens	109
4.3.3	Impact van het habitatype op de visgemeenschappen	110
4.3.3.1	Kanaal Leuven-Dijle	110
4.3.3.2	Kanaal Brussel-Schelde en het Kanaal Charleroi-Brussel	123
4.3.4	Algemeen beeld van de visgemeenschappen in de onderzochte kanaalzones	140
4.3.4.1	Verspreiding van soorten in de drie kanalen	140
4.3.4.2	Huetzoning en ecologische gildes	141
4.3.4.3	Evolutie van de abundantie per soort	142
4.3.4.4	Populatiesamenstelling per soort	144
5	Discussie	149
5.1	Waterkwaliteit	149
5.2	Oever- en watervegetatie	149
5.3	Visgemeenschappen	151
5.4	Aandachtspunten bij aanleg van plasbermen	151
5.5	Beheer van plasbermen	152
5.5.1	Beheer van rietvegetatie	152
5.5.2	Beheer van bloemrijke natte ruigte en grote zeggenvegetatie	153
5.5.3	Beheer van wilgenstruwelen	153
5.5.4	Beheer van oranje springzaad	153
5.5.5	Uitdiepen	154
5.5.6	Voorstel van beheermaatregelen voor de bestudeerde plasbermen	154
5.5.6.1	Kanaal Leuven-Dijle	154
5.5.6.2	Kanaal Brussel-Schelde	155
5.5.6.3	Kanaal Charleroi-Brussel	157
5.5.7	Suggesties voor toekomstige monitoring	158
Referenties	159

Bijlagen

- Bijlage 1. Lambert72-coördinaten van de meetlocaties voor waterkwaliteit.
- Bijlage 2. Lambert72-coördinaten van de transecten met vaste proefvlakken.
- Bijlage 3. Grootte en ligging van de permanente proefvlakken.
- Bijlage 4. De betekenis van de Ellenberg-indicatorgetallen (Ellenberg et al. 1992).
- Bijlage 5. Bemonsterde habitats voor vissen.
- Bijlage 6. Metingen van de temperatuur, de pH, de elektrische geleidbaarheid, het zuurstofgehalte en de zuurstofverzadiging langs het Kanaal Brussel-Schelde, het Kanaal Leuven-Dijle en het Kanaal Charleroi-Brussel.

Lijst van figuren

Figuur 1.	Ligging van de onderzochte kanalen en hun plasbermen.	17
Figuur 2.	Ligging van de plasberm langs het Kanaal Leuven-Dijle ter hoogte van de Aarschotsesteenweg in Leuven.	18
Figuur 3.	Plasberm langs het Kanaal Leuven-Dijle ter hoogte van de Aarschotsesteenweg in Leuven waarbij het profiel al dan niet aangevuld werd met teelaarde.	19
Figuur 4.	Ligging van de plasberm langs het Kanaal Leuven-Dijle te Herent.	20
Figuur 5.	Dwarsprofielen van de plasberm langs het Kanaal Leuven-Dijle te Herent.	21
Figuur 6.	Ligging van de plasberm langs het Kanaal Leuven-Dijle te Boortmeerbeek stroomopwaarts de Bieststraat.	22
Figuur 7.	Ligging van de plasberm langs het Kanaal Leuven-Dijle te Boortmeerbeek stroomafwaarts de Bieststraat.	24
Figuur 8.	Ligging van de plasbermen langs het Kanaal Brussel-Schelde te Grimbergen.	26
Figuur 9.	Dwarsprofiel van de plasberm langs het Kanaal Brussel-Schelde te Grimbergen - zone 1.	27
Figuur 10.	Dwarsprofiel van de plasberm langs het Kanaal Brussel-Schelde te Grimbergen - zone 2.	28
Figuur 11.	Dwarsprofiel van de plasberm langs het Kanaal Brussel-Schelde te Grimbergen – zone 3.	28
Figuur 12.	Dwarsprofiel van de plasberm langs het Kanaal Brussel-Schelde te Grimbergen – zone 4a.	30
Figuur 13.	Dwarsprofiel van de plasberm langs het Kanaal Brussel-Schelde te Grimbergen – zone 4b.	31
Figuur 14.	Ligging van de plasbermen langs het Kanaal Brussel-Schelde te Wintam.	32
Figuur 15.	Dwarsprofiel van de plasberm langs het Kanaal Brussel-Schelde te Wintam.	32
Figuur 16.	Ligging van de plasbermen langs het Kanaal Charleroi-Brussel te Lot.	34
Figuur 17.	Dwarsprofiel van de plasberm langs het Kanaal Charleroi-Brussel te Lot.	34
Figuur 18.	Schematische voorstelling van de inventarisatiemethode volgens transecten (in bovenaanzicht).	38
Figuur 19.	Voorstelling van de verschillende strategieën in een driehoek (Grime 2001).	40
Figuur 20.	Door veranderingen in abundanties (+ = toename; - = afname) van de CRS-classificatie kunnen oorzaken van veranderingen worden opgespoord (Grime, 2001). De figuur toont de gevolgen bij vermessing, verzuivering en verstoring.	41
Figuur 21.	Pareto-Lorenz curves van 3 hypothetische visgemeenschappen. De 25%, 45% en 80% curves weerspiegelen een gemeenschap met respectievelijk een lage, gemiddelde en hoge functionele organisatie. De 45° diagonaal stelt een gemeenschap in perfect evenwicht voor.	49
Figuur 22.	Het verschil in temperatuur, pH, elektrische geleidbaarheid, zuurstofgehalte en zuurstofverzadiging (waarde van de plasberm min de waarde in de waterweg) per meetperiode en per locatie langs het Kanaal Leuven-Dijle.	54
Figuur 23.	Het verschil in temperatuur, pH, elektrische geleidbaarheid, zuurstofgehalte en zuurstofverzadiging (waarde van de plasberm min de waarde in de waterweg) per meetperiode en per locatie langs het Kanaal Brussel-Schelde.	57
Figuur 24.	Het verschil in temperatuur, pH, elektrische geleidbaarheid, zuurstofgehalte en zuurstofverzadiging (waarde van de plasberm min de waarde in de waterweg) per meetperiode en per locatie langs het Kanaal Charleroi-Brussel te Lot.	59
Figuur 25.	Gemiddelde Ellenbergwaarden voor het traject aan de Aarschotsesteenweg (Leuven).	64
Figuur 26.	Gemiddelde Ellenbergwaarden voor het traject in Herent.	65
Figuur 27.	Gemiddelde Ellenbergwaarden voor het traject stroomafwaarts de Bieststraat (Boortmeerbeek).	66
Figuur 28.	Gemiddelde Ellenbergwaarden voor het traject stroomopwaarts de Bieststraat (Boortmeerbeek).	67

Figuur 29.	Procentueel aandeel van de ecologische groepen voor het traject aan de Aarschotsesteenweg (Leuven) voor de jaren 2012 (boven), 2014 (midden) en 2016 (onder).....	69
Figuur 30.	Procentueel aandeel van de ecologische groepen voor het traject in Herent voor de jaren 2012 (boven), 2014 (midden) en 2016 (onder).....	71
Figuur 31.	Procentueel aandeel van de ecologische groepen voor het traject stroomafwaarts de Bieststraat (Boortmeerbeek) voor de jaren 2012 (boven), 2014 (midden) en 2016 (onder).....	72
Figuur 32.	Procentueel aandeel van de ecologische groepen voor het traject stroomopwaarts de Bieststraat (Boortmeerbeek) voor de jaren 2012 (boven) en 2014 (onder).....	73
Figuur 33.	CSR-classificatie voor het traject aan de Aarschotsesteenweg (Leuven) voor de jaren 2012 (boven), 2014 (midden) en 2016 (onder).....	75
Figuur 34.	CSR-classificatie voor het traject in Herent voor de jaren 2012 (boven), 2014 (midden) en 2016 (onder).....	77
Figuur 35.	CSR-classificatie voor het traject stroomafwaarts de Bieststraat (Boortmeerbeek) voor de jaren 2012 (boven), 2014 (midden) en 2016 (onder).....	79
Figuur 36.	CSR-classificatie voor het traject stroomopwaarts de Bieststraat (Boortmeerbeek) voor de jaren 2012 (boven) en 2014 (onder).....	80
Figuur 37.	TWINSpan analyse voor de vegetaties langs het Kanaal Brussel-Schelde en het Kanaal Charleroi-Brussel. Tussen haakjes wordt het aantal plots aangegeven die zich binnen de groep bevinden, samen met de indicatorsoorten.....	82
Figuur 38.	Boxplots (met mediaanwaarden, 1 ^e en 3 ^e kwartiel, minimum, maximum en outliers) voor de verschillende vegetatiegroepen in functie van het vochtgetal M.....	83
Figuur 39.	Boxplots (met mediaanwaarden, 1 ^e en 3 ^e kwartiel, minimum, maximum en outliers) voor de verschillende vegetatiegroepen in functie van het nutriëntgetal N.....	84
Figuur 40.	De gemiddelde waarde van de verschillende overlevingsstrategieën voor de verschillende TWINSpan groepen.....	85
Figuur 41.	DCA analyse zonder outliers met 42 opnames en 104 soorten. Eigenwaarden as 1= 0.89; as 2= 0.79; as 3= 0.67. De opnames werden ingekleurd volgens de TWINSpan groepen (011010= rood; 011011= oranje; 011100= geel; 011101= donkergroen; 011111= paars; 01100= olijfgroen; 0101= donkerblauw; 0100= lichtblauw).....	86
Figuur 42.	Lineaire regressie tussen de waarden van de 1 ^{ste} DCA as en gewogen Ellenbergwaarden voor M (R ² =0.67).....	87
Figuur 43.	Lineaire regressie tussen de waarden van de 2 ^{de} DCA as en gewogen Ellenbergwaarden voor N (R ² =0.24).....	87
Figuur 44.	CCA analyse zonder outliers met 42 opnames en 104 soorten. Eigenwaarden as 1= 0.79; as 2= 0.47; as 3= 0.39. De opnames werden ingekleurd volgens de TWINSpan groepen (011010= rood; 011011= oranje; 011100= geel; 011101= donkergroen; 011111= paars; 01100= olijfgroen; 0101= donkerblauw; 0100= lichtblauw). De variabelen zijn Ellenbergwaarden (M, R, N) en de waarden voor overlevingsstrategieën (C(s), S(s), R(s)).....	88
Figuur 45	CCA analyse zonder outliers met 42 opnames en 104 soorten. Eigenwaarden as 1= 0.79; as 2= 0.47; as 3= 0.39. De opnames werden ingekleurd volgens de TWINSpan groepen (011010= rood; 011011= oranje; 011100= geel; 011101= donkergroen; 011111= paars; 01100= olijfgroen; 0101= donkerblauw; 0100= lichtblauw). De variabelen zijn Ellenbergwaarden (M, R, N) en de waarden voor overlevingsstrategieën (C(s), S(s), R(s))..... Fout! Bladwijzer niet gedefinieerd.	
Figuur 46.	De bedekking van de kruidlaag en de struiklaag in 2012, 2014 en 2016 voor alle opnames te Wintam (opnames ter hoogte van de vooroever, aan de kanaaloever en op de kruin). x: waarde van de verschillende opnames.....	89

Figuur 47.	Boxplots van de bedekking van de kruidlaag en de struiklaag in 2012, 2014 en 2016 voor alle opnames te Grimbergen (opnames aan de kanaaloever en op de kruin). *: significant verschil tussen 2012-2014 en 2012-2016 op basis van een 'linear mixed-effect model'.	91
Figuur 48.	Bedekking van de kruidlaag en de struiklaag in 2012, 2014 en 2016 voor alle opnames te Lot (opnames ter hoogte van de vooroever, aan de kanaaloever en op de kruin). x: waarde van de verschillende opnames.	92
Figuur 49.	Het Ellenberggetal voor vocht, nutriënten en zuurgraad in 2012, 2014 en 2016 voor alle opnames te Wintam (opnames ter hoogte van de vooroever, aan de kanaaloever en op de kruin). x: waarde van de verschillende opnames. In de vooroever hebben 2 opnames in 2014 en 1 opname in 2016 enkel een bedekking van wilgensoorten waarvoor geen Ellenberggetallen bestaan. Deze opnames kunnen dus niet worden getoond op de figuur.	94
Figuur 50.	Boxplots van het Ellenberggetal voor vocht, nutriënten en zuurgraad in 2012, 2014 en 2016 voor alle opnames te Grimbergen (opnames aan de kanaaloever en op de kruin). *: significant verschil tussen 2012 en 2014 op basis van een 'linear mixed-effect model'.	96
Figuur 51.	Het Ellenberggetal voor vocht, nutriënten en zuurgraad in 2012, 2014 en 2016 voor alle opnames te Lot (opnames ter hoogte van de vooroever, aan de kanaaloever en op de kruin). x: waarde van de verschillende opnames.	98
Figuur 52.	De bedekking van de typische en facultatieve oeversoorten in 2012, 2014 en 2016 voor de opnames ter hoogte van de vooroever en de kanaaloever te Wintam. x: waarde van de verschillende opnames.....	98
Figuur 53.	Boxplots van de bedekking van de typische en facultatieve oeversoorten in 2012, 2014 en 2016 voor de opnames aan de kanaaloever te Grimbergen.	99
Figuur 54.	Bedekking van de typische en facultatieve oeversoorten in 2012, 2014 en 2016 voor de opnames te Lot ter hoogte van de vooroever en de kanaaloever. x: waarde van de verschillende opnames.	99
Figuur 55.	Het competitief, stresstolerant en ruderaal aandeel in 2012, 2014 en 2016 voor alle opnames te Wintam (opnames ter hoogte van de vooroever, aan de kanaaloever en op de kruin). x: waarde van de verschillende opnames. In de vooroever hebben 2 opnames in 2014, en 1 in 2016 enkel een bedekking van wilgensoorten waarvoor geen CSR-waarden bestaan. Deze opnames kunnen dus niet worden getoond op de figuur.	101
Figuur 56.	Boxplots van competitief, stresstolerant en ruderaal aandeel in 2012, 2014 en 2016 voor alle opnames in Grimbergen (opnames aan de kanaaloever en op de kruin). *: significant verschil tussen 2012-2014 en 2012-2016 op basis van een 'linear mixed-effect model'.	103
Figuur 57.	Het competitief, stresstolerant en ruderaal aandeel in 2012, 2014 en 2016 voor alle opnames te Lot (opnames ter hoogte van de vooroever, aan de kanaaloever en op de kruin). x: waarde van de verschillende opnames.	104
Figuur 58.	Boxplot van het aantal soorten per mesohabitat voor de volledige staalnameperiode (mediaan, percentielen en minimum- en maximumwaarden). NTMB = plasberm, VVO = verticaal verstevigde oever.	111
Figuur 59.	Boxplots van het aantal soorten dat bevestigd werd per maand ter hoogte van beide mesohabitats. NTMB = plasberm, VVO = verticaal verstevigde oever.....	111
Figuur 60.	Boxplots van de soortenrijkdom per micro- en mesohabitatype. NTMB = plasberm, VVO = verticaal verstevigde oever.....	112
Figuur 61.	Boxplots van de abundantie per mesohabitat voor de volledige staalnameperiode. NTMB = plasberm, VVO = verticaal verstevigde oever.	113
Figuur 62.	Boxplots van de abundantie per mesohabitat voor de volledige staalnameperiode zonder de outliers in de plasbermen. NTMB = plasberm, VVO = verticaal verstevigde oever.	113
Figuur 63.	Boxplots van de abundantie per microhabitat voor de volledige staalnameperiode. NTMB = plasberm, VVO = verticaal verstevigde oever.	114

Figuur 64.	Boxplots van de abundantie per microhabitat voor de volledige staalnameperiode zonder de outliers in de plasbermen. NTMB = plasberm, VVO = verticaal verstevigde oever.	115
Figuur 65.	Boxplots dynamiek per mesohabitattype van de elektrisch gevangen vissoorten voor de periode juni-juli. NTMB = plasberm, VVO = verticaal verstevigde oever.	116
Figuur 66.	Boxplots dynamiek per mesohabitattype van de elektrisch gevangen vissoorten voor de periode juli-september. NTMB = plasberm, VVO = verticaal verstevigde oever.	116
Figuur 67.	Boxplots dynamiek per meso- en microhabitattype van de elektrisch gevangen vissoorten voor de periode juni-juli. NTMB = plasberm, VVO = verticaal verstevigde oever.	117
Figuur 68.	Boxplots dynamiek per meso- en microhabitattype van de elektrisch gevangen vissoorten voor de periode juli-september. NTMB = plasberm, VVO = verticaal verstevigde oever.	117
Figuur 69.	Boxplots functionele organisatie per mesohabitattype. NTMB = plasberm, VVO = verticaal verstevigde oever.	118
Figuur 70.	Boxplots functionele organisatie per meso- en microhabitattype van de elektrisch gevangen vissoorten. NTMB = plasberm, VVO = verticaal verstevigde oever.	119
Figuur 71.	Boxplots lengtescore per mesohabitattype. NTMB = plasberm, VVO = verticaal verstevigde oever.	119
Figuur 72.	Boxplots lengtescore per micro- en mesohabitattype. NTMB = plasberm, VVO = verticaal verstevigde oever.	120
Figuur 73.	Boxplot van het aantal soorten per mesohabitat voor de volledige staalnameperiode (mediaan, percentielen en minimum- en maximumwaarden). NTMB = plasberm, VVO = verticaal verstevigde oever.	123
Figuur 74.	Boxplots van het aantal soorten dat bevestigd werd per maand ter hoogte van beide mesohabitats. NTMB = plasberm, VVO = verticaal verstevigde oever.	124
Figuur 75.	Boxplots van het aantal gevoelige soorten per mesohabitat voor de volledige staalnameperiode. NTMB = plasberm, VVO = verticaal verstevigde oever.	124
Figuur 76.	Boxplots van het aantal soorten gevangen tijdens de elektrische bevissingen per mesohabitat voor de volledige staalnameperiode. NTMB = plasberm, VVO = verticaal verstevigde oever.	125
Figuur 77.	Boxplots van de soortenrijkdom per micro- en mesohabitattype. NTMB = plasberm, VVO = verticaal verstevigde oever.	126
Figuur 78.	Boxplots van de abundantie per mesohabitat voor de volledige staalnameperiode. NTMB = plasberm, VVO = verticaal verstevigde oever.	126
Figuur 79.	Boxplots van de abundantie per mesohabitat voor de volledige staalnameperiode zonder de outliers van het plasberm-mesohabitat. NTMB = plasberm, VVO = verticaal verstevigde oever.	127
Figuur 80.	Boxplots van de abundantie per mesohabitat voor de volledige staalnameperiode voor elektrisch gevangen soorten. NTMB = plasberm, VVO = verticaal verstevigde oever.	127
Figuur 81.	Boxplots van de abundantie per mesohabitat voor de volledige staalnameperiode van de elektrisch gevangen soorten zonder de outliers van het plasberm-mesohabitat. NTMB = plasberm, VVO = verticaal verstevigde oever.	128
Figuur 82.	Boxplots abundantie per micro- en mesohabitattype van de elektrisch gevangen vissoorten. NTMB = plasberm, VVO = verticaal verstevigde oever.	129
Figuur 83.	Boxplots dynamiek per mesohabitattype van de elektrisch gevangen vissoorten voor de periode juni-juli. NTMB = plasberm, VVO = verticaal verstevigde oever.	130
Figuur 84.	Boxplots dynamiek per mesohabitattype van de elektrisch gevangen vissoorten voor de periode juli-september. NTMB = plasberm, VVO = verticaal verstevigde oever.	130
Figuur 85.	Boxplots dynamiek per meso- en microhabitattype van de elektrisch gevangen vissoorten voor de periode juni-juli. NTMB = plasberm, VVO = verticaal verstevigde oever.	131

Figuur 86.	Boxplots dynamiek per meso- en microhabitattype van de elektrisch gevangen vissoorten voor de periode juli-september. NTMB = plasberm, VVO = verticaal verstevigde oever.	131
Figuur 87.	Boxplots functionele organisatie per mesohabitattype voor elektrisch gevangen vissoorten. NTMB = plasberm, VVO = verticaal verstevigde oever.	132
Figuur 88.	Boxplots functionele organisatie per mesohabitattype voor met schietfuiken gevangen vissoorten. NTMB = plasberm, VVO = verticaal verstevigde oever.	133
Figuur 89.	Relatie tussen de entropie en de functionele organisatie, afgeleid uit de Pareto-Lorenzcurves, voor de bemonsterde habitats in de verschillende mesohabitattypes. De analyse werd zowel uitgevoerd voor de vangsten via het elektrisch vissen als voor de fuikvangsten.	133
Figuur 90.	Boxplots functionele organisatie per meso- en microhabitattype van de elektrisch gevangen vissoorten. NTMB = plasberm, VVO = verticaal verstevigde oever.	134
Figuur 91.	Boxplots functionele organisatie per meso- en microhabitattype van de met schietfuiken gevangen vissoorten. NTMB = plasberm, VVO = verticaal verstevigde oever.	134
Figuur 92.	Boxplots lengtescore per mesohabitattype. NTMB = plasberm, VVO = verticaal verstevigde oever.	135
Figuur 93.	Boxplots lengtescore per micro- en mesohabitattype. NTMB = plasberm, VVO = verticaal verstevigde oever.	136
Figuur 94.	Abundantie van de juveniele individuen per soort voor het totaal van de vangsten ongeacht de staalnamemethode verspreid over de verschillende staalnamemaanden voor het Kanaal Leuve-Dijle.	143
Figuur 95.	Abundantie van de juveniele individuen per soort voor de verschillende staalnamemaanden en staalnamemethoden voor de kanalen Charleroi-Brussel en Brussel-Schelde.	143
Figuur 96.	Lengteverdeling voor rietvoorn voor de volledige staalnameperiode in het Kanaal Leuven-Dijle.	145
Figuur 97.	Lengteverdeling voor bittervoorn voor de volledige staalnameperiode in het Kanaal Charleroi-Brussel en het Kanaal Brussel-Schelde.	146
Figuur 98.	Lengteverdeling voor bot voor de volledige staalnameperiode in het Kanaal Charleroi-Brussel en het Kanaal Brussel-Schelde.	147
Figuur 99.	Lengteverdeling voor kolblei voor de volledige staalnameperiode in het Kanaal Charleroi-Brussel en het Kanaal Brussel-Schelde.	147
Figuur 100.	Lengteverdeling voor brasem voor de volledige staalnameperiode in het Kanaal Charleroi-Brussel en het Kanaal Brussel-Schelde.	147
Figuur 101.	Lengteverdeling voor snoekbaars voor de volledige staalnameperiode in Brussel-Schelde.	148
Figuur 102.	Lengteverdeling voor zonnebaars voor de volledige staalnameperiode in het Kanaal Brussel-Schelde.	148
Figuur 103.	Voorstel tot gefaseerd maaibeheer in de plasberm aan de Aarschotsesteenweg.	155
Figuur 104.	Voorstel van gefaseerd kapbeheer voor wilgenstruweel in de plasbermen te Grimbergen.	156
Figuur 105.	Voorstel van gefaseerd kapbeheer voor wilgenstruweel in de plasbermen te Wintam.	157

Lijst van tabellen

Tabel 1.	Aangepaste Tansleyschaal voor het inschatten van de bedekking van plantensoorten in proefvlakken.	36
Tabel 2.	Overzicht van de grootte van de opnamelocaties in de vier plasbermen van het Kanaal Leuven-Dijle voor de verschillende jaren.	37
Tabel 3.	De verschillende overlevingsstrategieën van Grime (2001) volgens de mate van verstoring en stress.	40
Tabel 4.	Het C-, S-, R-aandeel bij de verschillende overlevingsstrategieën.	40

Tabel 5.	Overzicht van de berekende variabelen voor vegetatieopnames die zijn gebeurd aan de hand van PQ's of lijntransecten.	42
Tabel 6.	Vangstgegevens van de volledige staalnameperiode via elektrische bevissingen voor het Kanaal Leuven-Dijle.	109
Tabel 7.	Vangstgegevens van de volledige staalnameperiode voor verschillende vangsttechnieken (elektrische en fuikbevissingen) voor het Kanaal Charleroi-Brussel en het Kanaal Brussel-Schelde.....	110
Tabel 8.	Overzicht van de grootte van de opnamelocaties in de vier plasbermen van het Kanaal Leuven-Dijle voor de verschillende jaren.....	59
Tabel 9.	Historische waarnemingen voor het Kanaal Leuven-Dijle.....	104
Tabel 10.	Historische waarnemingen van vissoorten in het Kanaal Charleroi-Brussel en het Kanaal Brussel-Schelde.....	106
Tabel 11.	Aantallen van de juvenielen (%) ter hoogte van de mesohabitat die maximaal 5% van het totale lengtebereik groter waren dan de minimum waargenomen lengte per soort, gebaseerd op aan- en afwezigheid. Paling, snoek en snoekbaars werden niet in de analyse opgenomen aangezien geen 0+ juvenielen van deze soorten gevonden werden.	120
Tabel 12.	Aantal keer dat een mesohabitatype als 1 ^e of 2 ^e keuze wordt geselecteerd als paaihabitat voor de waargenomen vissoorten in het Kanaal Leuven-Dijle.	121
Tabel 13.	Aantallen van de juvenielen (%) die minimaal 5 % van het totale lengtebereik groter waren dan de minimum waargenomen lengte per soort, gebaseerd op de aan- en afwezigheid.....	121
Tabel 14.	Aantal keer dat een mesohabitatype als 1 ^e of 2 ^e keuze wordt geselecteerd als opgroeihabitat voor de waargenomen vissoorten in het Kanaal Brussel_Schelde en Charleroi-Brussel.....	121
Tabel 15.	Aantallen van de juvenielen (%) die maximaal 5% van het totale lengtebereik groter waren dan de minimum waargenomen lengte per soort, gebaseerd op aan- en afwezigheid ter hoogte van de microhabitat. Paling, snoek en snoekbaars werden niet in de analyse opgenomen aangezien geen 0+ juvenielen van deze soorten gevonden werden.	121
Tabel 16.	Aantal keer dat een microhabitattype als 1 ^e , 2 ^e of 3 ^e keuze wordt geselecteerd als paaihabitat voor de waargenomen vissoorten in het Kanaal Leuven-Dijle.	122
Tabel 17.	Aantallen van de juvenielen (%) die minimaal 5% van het totale lengtebereik groter waren dan de minimum waargenomen lengte per soort, gebaseerd op aan- en afwezigheid ter hoogte van de microhabitat. Paling, snoek en snoekbaars werden niet in de analyse opgenomen aangezien geen 0+ juvenielen van deze soorten gevonden werden.	122
Tabel 18.	Aantal keer dat een microhabitattype als 1 ^e tot 3 ^e keuze wordt geselecteerd als opgroeihabitat voor de waargenomen vissoorten in het Kanaal Leuven-Dijle.	123
Tabel 19.	Aantallen van de juvenielen (%) die maximaal 5% van het totale lengtebereik groter waren dan de minimum waargenomen lengte per soort, gebaseerd op aan- en afwezigheid in de mesohabitat. De hybride winde x kopvoorn werd niet in de analyse opgenomen aangezien het om een enig individu gaat. Winde en zeelt werden eveneens niet in de analyse opgenomen aangezien geen 0+ juvenielen van deze soorten gevonden werden.....	136
Tabel 20.	Aantal keer dat een mesohabitatype als 1 ^e of 2 ^e keuze wordt geselecteerd als paaihabitat voor de waargenomen vissoorten in het Kanaal Brussel-Schelde en Kanaal Charleroi-Brussel.	137
Tabel 21.	Aantallen van de juvenielen (%) die minimaal 5 % van het totale lengtebereik groter waren dan de minimum waargenomen lengte per soort, gebaseerd op de aan- en afwezigheid in de mesohabitat.	137
Tabel 22.	Aantal keer dat een mesohabitatype als 1 ^e of 2 ^e keuze wordt geselecteerd als opgroeihabitat voor de waargenomen vissoorten in het Kanaal Brussel_Schelde en Charleroi-Brussel.....	137
Tabel 23.	Aantallen van de juvenielen (%) die maximaal 5% van het totale lengtebereik groter waren dan de minimum waargenomen lengte per soort, gebaseerd op aan- en afwezigheid ter hoogte van de microhabitats. De hybride winde x kopvoorn werd niet in de analyse opgenomen aangezien het om	

	een enkel individu gaat. Winde en zeelt werden eveneens niet in de analyse opgenomen aangezien geen 0+ juvenielen van deze soorten gevonden werden.....	138
Tabel 24.	Aantal keer dat een microhabitattype als 1 ^e of 2 ^e keuze wordt geselecteerd als paaihabitat voor de waargenomen vissoorten in het Kanaal Brussel-Schelde en het Kanaal Charleroi-Brussel.....	138
Tabel 25.	Aantallen van de juvenielen (%) die minimaal 5% van het totale lengtebereik groter waren dan de minimum waargenomen lengte per soort, gebaseerd op aan- en afwezigheid in de microhabitats. De hybride winde x kopvoorn werd niet in de analyse opgenomen aangezien het om een enkel individu gaat. Winde en zeelt werden eveneens niet in de analyse opgenomen aangezien geen 0+ juvenielen van deze soorten gevonden werden.	139
Tabel 26.	Aantal keer dat een microhabitattype als 1 ^e tot 4 ^e keuze wordt geselecteerd als opgroeihabitat voor de waargenomen vissoorten in het Kanaal Brussel-Schelde en het Kanaal Charleroi-Brussel. Bij gelijk aantal keuzes voor twee categorieën wordt de laagste keuze toegekend.	139
Tabel 27.	Overzicht van het voorkomen van soorten op het Kanaal Leuven-Dijle. VVO = verticaal versterigde oever.	140
Tabel 28.	Overzicht van het voorkomen van soorten op het Kanaal Charleroi-Brussel en het Kanaal Brussel-Schelde. VVO = verticaal versterigde oever.	141
Tabel 29.	Indeling van de waargenomen soorten per ecologische gilde (Rp: partieel rheofiel, Ro: obligaat rheofiel, Re estuarien rheofiel) (Crombaghs et al., 2000).	141
Tabel 30.	Paaiperiode die in de literatuur wordt vermeld voor de vissen die in de kanalen van de verschillende studiegebieden werden aangetroffen.....	143
Tabel 31.	Lengtebereik per soort en maximaal lengteverschil tussen 2 opeenvolgende individuen met verschillende lengte binnen een populatie gedurende de volledige bemonsteringsperiode in het Kanaal Leuven-Dijle. De maximale verschillen hoger dan 25% zijn vetgedrukt, net als de soorten die met deze verschillen overeenkomen.	144
Tabel 32.	Lengtebereik per soort en maximaal lengteverschil tussen 2 opeenvolgende individuen met verschillende lengte binnen een populatie gedurende de volledige bemonsteringsperiode in de kanalen Charleroi-Brussel en Brussel-Schelde. De maximale verschillen hoger dan 25% zijn vetgedrukt, net als de soorten die met deze verschillen overeenkomen.	145

1 Inleiding

De Europese Kaderrichtlijn Water¹ (KRW) stelt dat uiterlijk in 2015 een goede chemische en een aanvaardbare ecologische oppervlaktewaterkwaliteit moest bereikt worden in alle Europese waterlopen. Ondanks een jarenlange verbetering van de waterkwaliteit, worden vele waterlopen in Vlaanderen nog steeds gekenmerkt door een ontoereikende ecologische toestand. In Vlaanderen werden de krachtlijnen van de KRW vertaald in het Decreet Integraal Waterbeleid. De achteruitgang van de ecologische toestand is vooral te wijten aan habitatverlies en -fragmentatie (Nilsson *et al.* 2005). Elk aquatisch organisme heeft specifieke habitatpreferenties (Gorman & Karr, 1978; Statzner *et al.*, 1988; Poff & Allan, 1995). In natuurlijke rivieren zorgt habitatdiversiteit voor de verdeling van de beschikbare voedselbronnen en andere bronnen (Schoener, 1974). Door deze diversiteit kunnen verschillende soorten en levensstadia van dezelfde soort samenleven (Heggenes & Saltvelt, 2002). Niet enkel een goede chemische waterkwaliteit, maar ook voldoende habitatheterogeniteit is dus van fundamenteel belang voor diverse aquatisch gemeenschappen (Bovee, 1986; Schiemer & Zalewski, 1992; Armstrong *et al.*, 2003).

Waterwegen worden geoptimaliseerd om scheepvaart toe te laten. Belangrijke ingrepen omvatten het kanaliseren van de waterweg, het aanbrengen van oeververstevigingen, waterpeilbeheersing, regelmatig baggeren en het bouwen en exploiteren van sluizen en stuwen in de waterweg. Hierdoor zijn geschikte biotopen voor biota beperkt aanwezig en kan vrije migratie worden belemmerd.

Harde oeverstructuren geven aanleiding tot heel wat veranderingen die negatief zijn voor de vestiging of overleving van vele oeverplanten (Fischenich, 1997). De complexiteit van de waterloop wordt gereduceerd. Onregelmatigheden en variaties in de oever verdwijnen. De stroomsnelheid in de omgeving van de oever neemt toe of homogeniseert. Er ontstaan migratiekelpunten ter hoogte van de zijlopen. Het natuurlijke oeversubstraat gaat verloren en morfologische aanpassingen die soms vereist zijn voor een stabiele oever kunnen slechts beperkt optreden. Bovendien worden verharde oevers gekenmerkt door algemene plantengemeenschappen van uniforme ouderdom en soortensamenstelling (Grégory *et al.*, 1991; Naiman *et al.*, 1993; Naiman *et al.*, 2005; Ward & Trockner, 2001). De totale soortenrijkdom is negatief gecorreleerd met de harde oeververstevigingen en met de intensiteit van het scheepsverkeer (Wilby & Eaton, 1996).

Tevens zorgen scheepvaartactiviteiten op zich voor negatieve ecologische effecten, voornamelijk als gevolg van de golven en stromingen die worden gegenereerd door varende schepen. Scheepvaartgolven ontstaan door de waterverplaatsing van schepen en de daarmee gepaard gaande drukverschillen. Het primaire golfsysteem heeft een belangrijke invloed op de oever en bestaat uit een boeggolf voor het schip, een waterspiegeldaling naast het schip en een hekgolf achter het schip (CUR, 1999). Negatieve effecten op biota als gevolg van scheepvaart omvatten: de fysieke beschadiging van planten (Coops, 1999; Vermaat & de Bruyne, 1993) en dieren (Kucera-Hirzinger *et al.*, 2009), ontworteling van planten (als gevolg van oevererosie; Murphy *et al.*, 1995), het hinderen van fotosynthese (door hoge turbiditeit; Murphy *et al.*, 1995), een verhoogde energie inspanning om in geschikt habitat te blijven of er terug te keren, een lagere foerageefficiëntie en een lagere groei (omwille van een hoge turbiditeit; Kucera-Hirzinger *et al.*, 2009).

Om negatieve ecologische effecten van scheepvaart te mitigeren kan het aandeel van natuurtechnische, natuurvriendelijke of natuurlijke oevers worden verhoogd. Een natuurtechnische oever is een oever met een niet-biodegradeerbare en dus permanente versteviging, die toch nog de vestiging en instandhouding van oevervegetatie mogelijk maakt. Bij een natuurvriendelijke oever wordt bij aanleg een versteviging met levende of biodegradeerbare materialen aangebracht, in afwachting tot de oevervegetatie (aangeplant of spontaan ontwikkeld) de verstevigende functie van de constructie overneemt. Bij natuurlijke oevers is geen technische versteviging of verdediging geplaatst (Ruijgrok *et al.*, 2011). De voordelen van natuurtechnische of natuurvriendelijke oevers in vergelijking tot verticaal verstevigde oevers zijn (niet-limitatief) (Lachat, 1998):

- het garanderen van oeverstabiliteit;
- sterke en soepele constructies (verankering in de bodem en niet enkel steun op de oever);
- hydromechanische werking van de vegetatie in de bodem: absorptie en verdamping van water, vertraging van de waterafvoer;

¹ Richtlijn 2000/60/EG van het Europees Parlement en de raad van 23 oktober 2000 tot vaststelling van een kader voor communautaire maatregelen betreffende het waterbeleid

- de relatie tussen de waterloop en de grondwaterlagen wordt niet verstoord;
- de impact van de werf op de omgeving is minimaal;
- verbetering van het zelfreinigend vermogen van de waterloop op het niveau van beworteling;
- toename van de biodiversiteit en de waarde van het milieu;
- genetisch reservoir (als met streekeigen soorten en populaties wordt gewerkt);
- toename van de concentratie zuurstof in het water
- beschaduwing voorkomt een te sterke opwarming van de watertemperatuur;
- vermindering van de turbiditeit in het water;
- vermindering van de kans op algenbloei;
- inpassing in het landschap;
- een kostenbesparing van 40 tot 90% (bij beperkte verwachte erosie, kunstmatigheid).

De beperkingen zijn vaak gerelateerd aan de groeiomstandigheden van de vegetaties (Lachat, 1998):

- afhankelijk van de toegepaste techniek, is het stabiliserend vermogen niet maximaal na het beëindigen van de werken. De stabiliteit van de oever kan echter verhoogd worden door gebruik te maken van geotextiel of een sterkere verankering aan de basis van het talud;
- een sterke helling en hevige golfslag, ruimtegebrek kunnen limiterend zijn;
- de aanleg van een natuurvriendelijke of natuurtechnische oever vereist meestal een grotere mankracht, met een bepaalde expertise die vereist is door de complexiteit. De correcte aanleg is determinerend voor de slaagkansen.

Bij vernieuwing of herstelling van oevers streeft W&Z ernaar om tot een geïntegreerde visie te komen waarbij alle functies van de oever als één geheel beschouwd worden. Naast de civieltechnische eisen voor waterbeheersing en transport, dienen ook de landschappelijke, ecologische, cultuurhistorische en recreatieve functies van de oever en de dijk ingevuld te worden (AWZ, 2002b). Langs de waterwegen van W&Z werden verschillende types natuurvriendelijke en natuurtechnische oevers aangelegd. Doelen omvatten het voorkomen dat oevererosie de sedimentlast verhoogt, het beschermen van oevervegetatie zodat een bijdrage wordt geleverd aan oeverstabilisatie en het ontwikkelen van geschikte biotopen voor vissen en overige aquatische fauna (AWZ, 2002a).

Langs het Kanaal Brussel-Schelde, het Kanaal Charleroi-Brussel en het Kanaal Leuven-Dijle werden op verschillende locaties plasbermen ingericht. Een plasberm is een ondiepe en luwe oeverzone gelegen tussen de (in deze gevallen natuurtechnische) vooroever en de eigenlijke oever. Het is immers de bedoeling dat de vooroever de hydraulische krachten afkomstig van varende schepen opvangt (Söhngen et al., 2008). Plasbermen bieden mogelijkheden voor de ontwikkeling van productieve oeversoorten zoals riet, grote en kleine lisdodde, grote egelskop, waterzuring, liesgras en rietgras. In dergelijke oevers kunnen bovendien kleinere oeversoorten (zoals wolfsfoot, gele waterkers en tandzaad-soorten) en waterplanten van stilstaande waters (zoals sterrenkroos, kroos, waterpest, hoornblad) kansen krijgen.

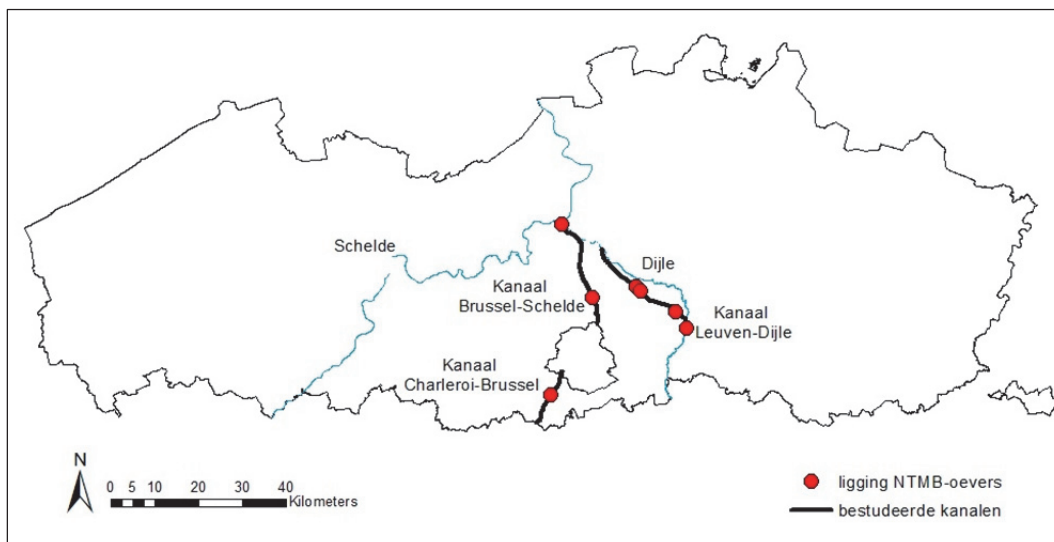
Binnen het kader van de raamovereenkomst tussen W&Z en INBO wordt een ecologische opvolging gevraagd van de plasbermen langs het Kanaal Brussel-Schelde, het Kanaal Charleroi-Brussel en het Kanaal Leuven-Dijle. Dit rapport reikt een methodiek aan voor de ecologische opvolging van vegetaties en vissen. De evaluatie van de resultaten geeft antwoord op de volgende vragen:

- bieden plasbermen kansen voor de ontwikkeling van oevervegetatie, zodat een diversiteit aan verschillende biotopen ontstaat met een hoge biodiversiteit?
- zijn plasbermen functioneel als opgroeiplaats en habitat voor vissen?

De verworven kennis over de impact van oeverherstelmaatregelen op de natuurwaarden langs waterwegen kan een leidraad vormen voor de uitvoering van toekomstige projecten, en op deze manier het Vlaams waterbeheer ondersteunen. De evaluatie van deze oeverinrichtingsprojecten laat toe om in de toekomst inspanningen en middelen efficiënter in te zetten.

2 Studiegebied

De bestudeerde kanalen bevinden zich onder het beheer van W&Z, afdeling Zeekanaal. Figuur 1 geeft een overzicht van de locaties van de bestudeerde plasbermen langs het Kanaal Brussel-Schelde, het Kanaal Charleroi-Brussel en het Kanaal Leuven-Dijle.



Figuur 1. Ligging van de onderzochte kanalen en hun plasbermen.

2.1 Kanaal Leuven-Dijle

2.1.1 Historiek

Hoewel de eerste ontwerpplannen voor een kanaal tussen Leuven en Mechelen al meer dan 300 jaar oud zijn, werd pas in 1750 gestart met de aanleg van dit kanaal. Leuven ijverde meer dan tweehonderd jaar voor een aansluiting op een waterweg om de handel met zeeschepen in te voeren. Door problemen met de sluisen en dijken werd het kanaal pas in 1753 in gebruik genomen. De drie initieel bestaande sluisen in Kampenhout, Mechelen en in het Zennegat volstonden niet om het niveauverschil van 14 meter op te vangen. De druk van het water in het kanaal was zo groot dat de sluisdeuren stuk gingen en dat op bepaalde plaatsen zelfs de dijk doorbrak. De aanleg van een aantal nieuwe sluisen moesten dergelijke overstromingen voorkomen. De sluis van Mechelen werd vervangen door een sluis in Battel en in Boortmeerbeek. In Tildonk werd een sluis bijgebouwd. In 1763 waren de werken beëindigd. Tien jaar na de opening begon de scheepvaart goed te lopen en plukte Leuven er de vruchten van. De omgeving van de zwaikom werd een groeiend en bloeiend stadsdeel met handelshuizen en magazijnen (Milieuboot, 2006). In 1836 werd het kanaal aangepast aan schepen met een diepgang tot 3,60 m en herbouwde men ook Kampenhout-Sas. Het kanaal was belangrijk voor het transport van goederen en reizigers. Met de ingebruikname van de spoorverbinding tussen Leuven en Mechelen nam het reizigersvervoer via het kanaal af (Vandegoor, 1998).

De kanaalinfrastructuur is tot op heden zo goed als ongewijzigd gebleven. De sluisen zijn nagenoeg authentiek en de wijzigingen zijn beperkt gebleven tot verstevigingswerken (de sluisdeuren worden niet langer door kaapstanders bediend maar door lieren). Daar de kanaalinfrastructuur een industrieel-archeologische waarde heeft, is deze door het ministerieel besluit van 19 maart 1997 beschermd als monument (Vandegoor, 1998).

Het kanaal kan bevaren worden door schepen van Klasse II (600 ton), heeft een totale lengte van 30 km (Vandegoor, 1998). Tussen 2008 en 2012 werd de vaargeul op de meeste plaatsen verdiept van 3 naar 4 m. Ondanks het feit dat 3 m voldoende diepgang biedt, werd de verdieping uitgevoerd om het baggeren van de aanslibbing langer te kunnen uitstellen (mondelinge mededeling van Leen Symons). Het kanaal telt vijf sluizen, alle vijf van het zeldzame type buiksas (genoemd naar de halfronde uitsparingen in de wanden):

- Tildonk met een verval van 2,3 m,
- Kampenhout-Sas met een verval van ongeveer 2,5 m,
- Boortmeerbeek met een verval van ongeveer 3,1 m,
- Battel met een verval van ongeveer 3,4 m en
- Zennegat met een tij-afhankelijk verval tussen ongeveer 4,80 en 0 m.

2.1.2 Ligging en constructiekenmerken van de verschillende plasbermen

2.1.2.1 Aarschotsesteenweg Leuven - rechteroever

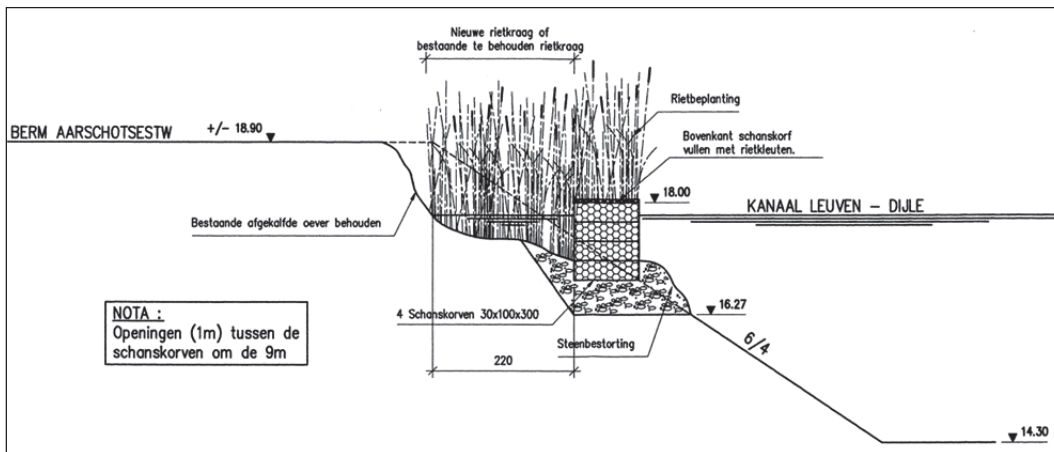
Deze plasberm ligt net buiten de stadskern van Leuven langs een woongebied (Figuur 2; Foto 1). De lengte van de plasberm bedraagt zo'n 300m en de breedte is 2m. De vooroever is opgebouwd met schanskorven met openingen van 1m breedte om de 9m (Figuur 3). Bij de aanleg werd riet gespaard en aangebracht in de plasberm.



Figuur 2. Ligging van de plasberm langs het Kanaal Leuven-Dijle ter hoogte van de Aarschotsesteenweg in Leuven.



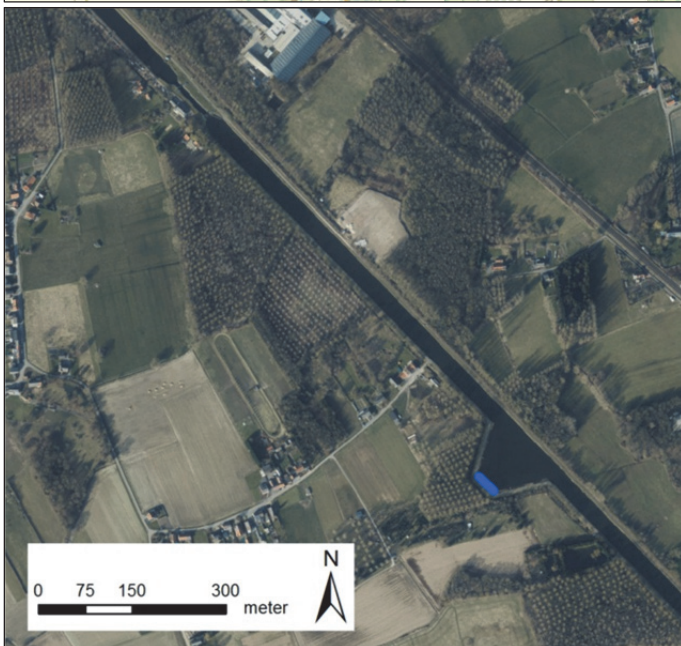
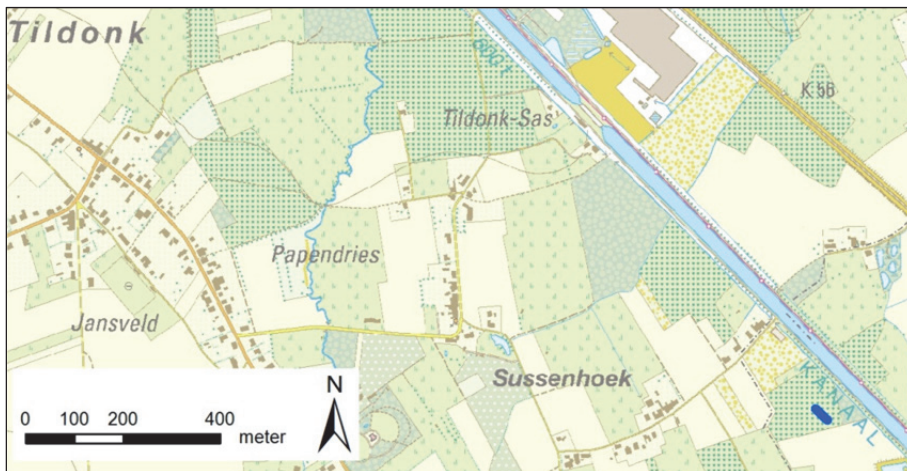
Foto 1. Plasberm langs het Kanaal Leuven-Dijle ter hoogte van de Aarschotsesteenweg in Leuven.



Figuur 3. Plasberm langs het Kanaal Leuven-Dijle ter hoogte van de Aarschotsesteenweg in Leuven waarbij het profiel al dan niet aangevuld werd met teelaarde.

2.1.2.2 Herent – zwaaiikom - linkeroever

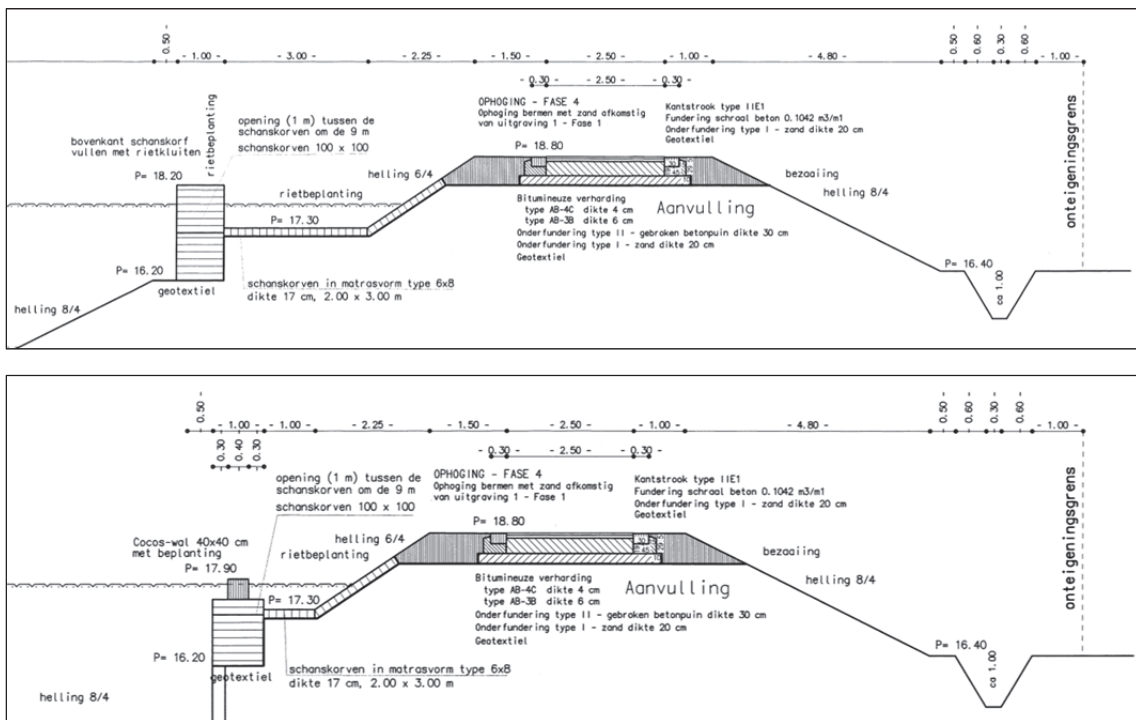
Deze plasberm werd aangelegd in de periode 2002-2004 ter hoogte van een zwaaiikom (Figuur 4; Foto 2). De lengte van de plasberm bedraagt zo'n 30 m en de breedte is 3 m. De vooroeverconstructie bestaat uit schanskorven; de bodem van de plasberm en de eigenlijke kanaaloever zijn bezet met schanskorfmattressen. Er werden rietkluiten en kokosmatten aangebracht. Om de 9 m werd een opening in de vooroever van 1 m breedte voorzien. Onder het bodempeil van het kanaal werd aan de teen van de helling een metalen damplank voorzien (Figuur 5).



Figuur 4. Ligging van de plasberm langs het Kanaal Leuven-Dijle te Herent.



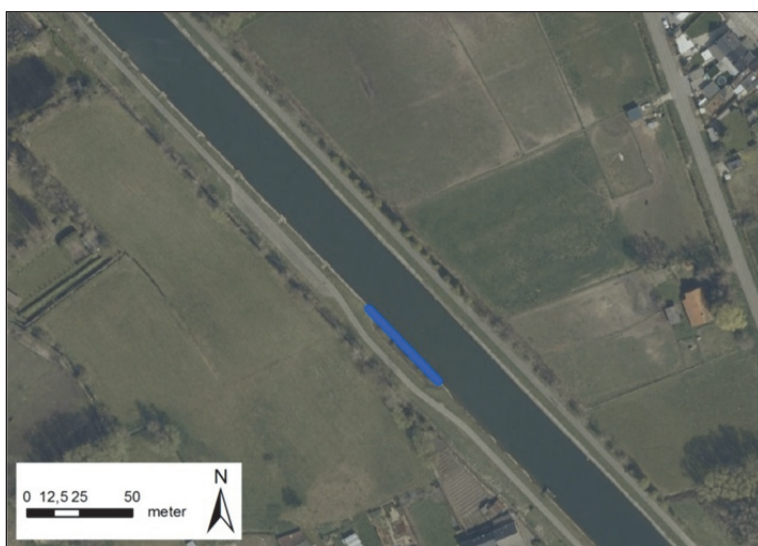
Foto 2. Foto van de plasberm langs het Kanaal Leuven-Dijle te Herent.



Figuur 5. Dwarsprofielen van de plasberm langs het Kanaal Leuven-Dijle te Herent.

2.1.2.3 Boortmeerbeek- opwaarts Bieststraat- linkeroever

De plasberm bevindt zich op het grondgebied van Boortmeerbeek (Figuur 6). De lengte van de plasberm bedraagt zo'n 50 m. De vooroever is opgebouwd uit schanskorven (Foto 3). De bodem en eigenlijke oever van de plasberm bestaan uit schanskorfmattressen (Foto 4). Er werden inrichtingswerken aan de oever uitgevoerd in 2015 (Foto 4).



Figuur 6. Ligging van de plasberm langs het Kanaal Leuven-Dijle te Boortmeerbeek stroomopwaarts de Bieststraat.



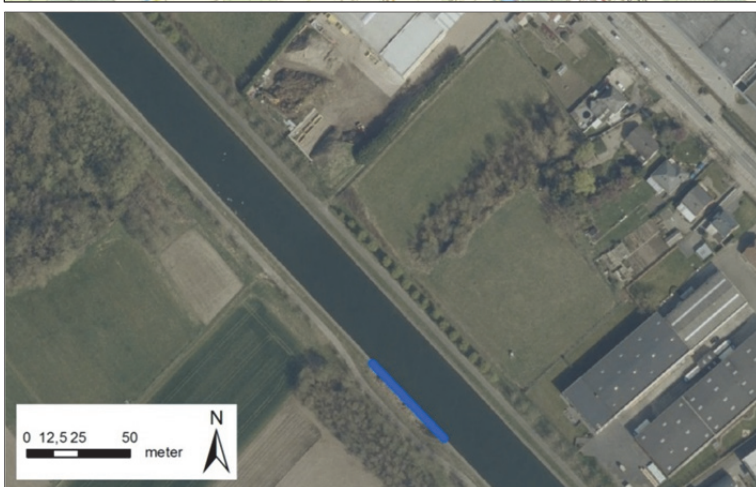
Foto 3. *Plasberm met paaihorstels langs het Kanaal Leuven-Dijle te Boortmeerbeek stroomopwaarts de Bieststraat.*



Foto 4. *Door inrichtingswerken aan de oever in 2015 was er geen oevervegetatie aanwezig in het groeiseizoen van 2016.*

2.1.2.4 Boortmeerbeek- afwaarts Bieststraat- linkeroever

Ook deze plasberm bevindt zich op het grondgebied van Boortmeerbeek (Figuur 7; Foto 5). De lengte van de plasberm bedraagt zo'n 50 m. Deze constructie komt overeen met de plasberm stroomopwaarts de Bieststraat.



Figuur 7. Ligging van de plasberm langs het Kanaal Leuven-Dijle te Boortmeerbeek stroomafwaarts de Bieststraat.



Foto 5. Plasberm langs het Kanaal Leuven-Dijle te Boortmeerbeek stroomafwaarts de Bieststraat.

2.2 Kanaal Brussel-Schelde

2.2.1 Historiek

Dit kanaal is een van de oudste bevaarbare kanalen van België en zelfs van Europa. Het is ontstaan naar aanleiding van de demografische en economische ontwikkeling van Brussel. Oorspronkelijk was de Zenne de belangrijkste toevoerweg voor goederen. Via de Zenne was Brussel rechtstreeks verbonden met de zee. Door de stijgende vraag naar allerlei goederen en grondstoffen was een regelmatige scheepvaart met grotere schepen vereist. Door de getijdenwerking was de Zenne echter niet altijd bevaarbaar. Als alternatief werd evenwijdig aan de Zenne een kanaal uitgegraven. In 1550 konden de graafwerken van start gaan. Het kanaal zou 20 km lang worden, 30 m breed en 2 m diep. Het hoogteverschil van 14,75 m werd overbrugd door vier sluizen. Het kanaal zou Brussel met Willebroek verbinden, waar het bij het gehucht Klein-Willebroek zou uitmonden in de Rupel. Mechelen heeft lang geprobeerd om deze plannen te dwarsbomen omdat de stad haar tolrechten op de Zenne dreigde te verliezen. Ook Vilvoorde vreesde dat het nieuwe kanaal de Zenne zou droogleggen. Uiteindelijk werd het kanaal op 11 oktober 1561 ingehuldigd. In 1829 werd het kanaal verdiept tot 3,20 m. Rond de eeuwwisseling ging men opnieuw aan het werk om het uit te bouwen tot een kanaal dat toegankelijk was voor zeeschepen. In de moerassige vlakten op grondgebied Laken en Schaarbeek werd de Brusselse haven uitgebouwd tot een zeehaven. Het aantal sluizen werd gereduceerd tot drie. De loop van het kanaal werd in Brussel verlegd om aansluiting te geven op het Kanaal Charleroi-Brussel dat in 1832 werd geopend. Hierdoor ontstond een directe verbinding tussen de haven van Antwerpen en het industriegebied rond Charleroi. In 1922 werd het gemoderniseerde kanaal in gebruik genomen, waarbij de monding in de Rupel verlegd werd naar de nieuwe sluis van Wintam. De sluizen van Vilvoorde (Drie Fontein) en Humbeek werden vervangen door de sluis van Kapelle-op-den-Bos. In 1965 volgde een nieuwe modernisering waarbij het kanaal uitgediept en verbreed werd tot 55 m. Door de grote nieuwe sluizen te Zemst (geopend in 1975) en Wintam (geopend in 1997) werd het aantal sluizen teruggebracht tot twee, en ontstond een rechtstreekse verbinding met de Schelde. De haven van Brussel is nu bereikbaar voor zeeschepen tot 4500 ton en binnenschepen (duwvaartkonvoeien) tot 9000 ton. In Willebroek, bij het insteekdok van Verbrande Brug en in de haven van Brussel werden containerterminals gebouwd om het gecombineerd weg-water transport te bevorderen.

Het Zeekanaal Brussel-Schelde vervult niet alleen een economische rol. Het is door overstorten van de Zenne naar het kanaal stroomopwaarts van Brussel en omgekeerd door overstorten van het kanaal naar de Zenne in Vilvoorde (stroomafwaarts van Brussel) ook van groot belang voor de waterhuishouding in de Zennevallei. Het kanaal heeft een soort bufferfunctie zodat de vallei van de Zenne, en de stad Brussel in het bijzonder, een bescherming geboden wordt tegen overstromingen (Sterling & Daubram, 2001).

2.2.2 Ligging en constructiekenmerken van de plasbermen

2.2.2.1 Grimbergen

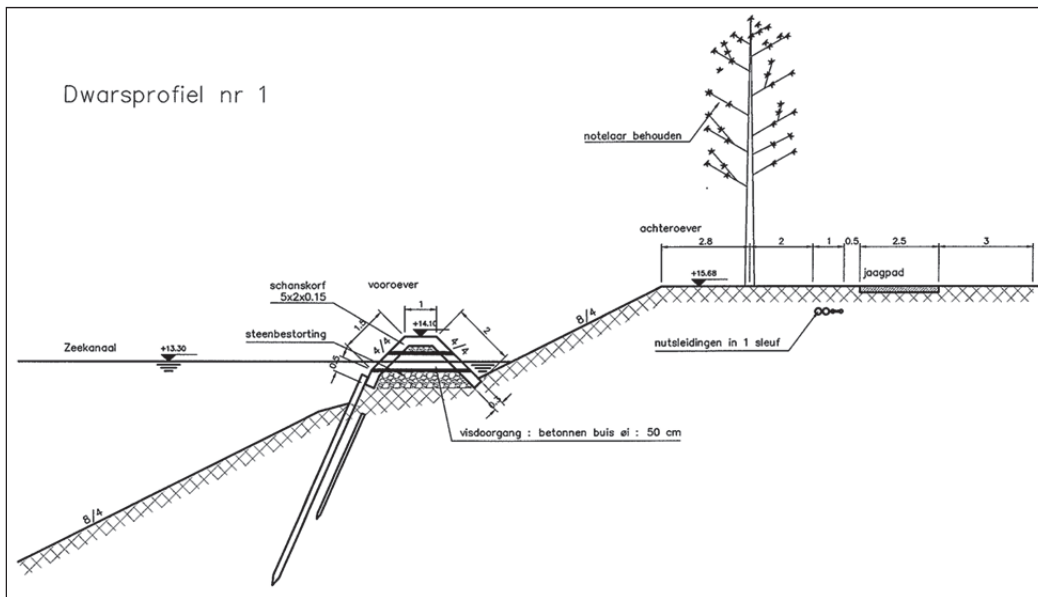
Te Grimbergen werden zowel op de linker- als rechteroever plasbermen aangelegd (Figuur 8). De verschillende zones zijn overgenomen uit de studie van Van Ballaer et al. (2011).



Figuur 8. Ligging van de plasbermen langs het Kanaal Brussel-Schelde te Grimbergen.

2.2.2.1.1 Grimbergen - zone 1- rechtoever

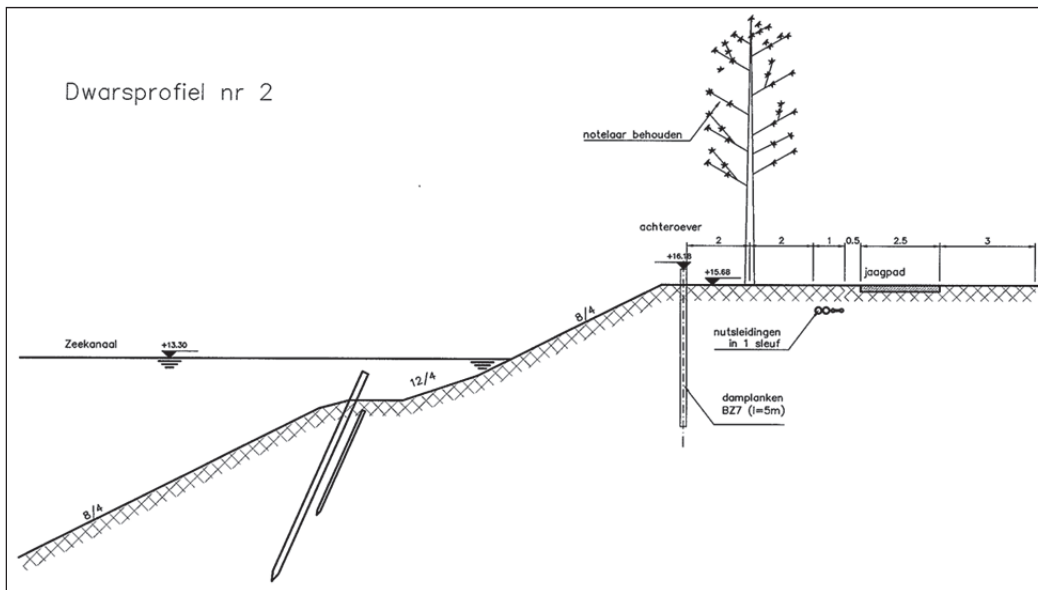
De plasberm werd aangelegd in 2002. De lengte van de plasberm is 100 m. De vooroever is opgebouwd uit schanskorven. De eigenlijke kanaaloever is versterkt met schanskorven en asfaltmastiek. De verbinding tussen de plasberm en het kanaal wordt tot stand gebracht door drie buizen met een diameter van 50 cm (Figuur 9).



Figuur 9. Dwarsprofiel van de plasberm langs het Kanaal Brussel-Schelde te Grimbergen - zone 1.

2.2.2.1.2 Grimbergen - zone 2 - rechteroever

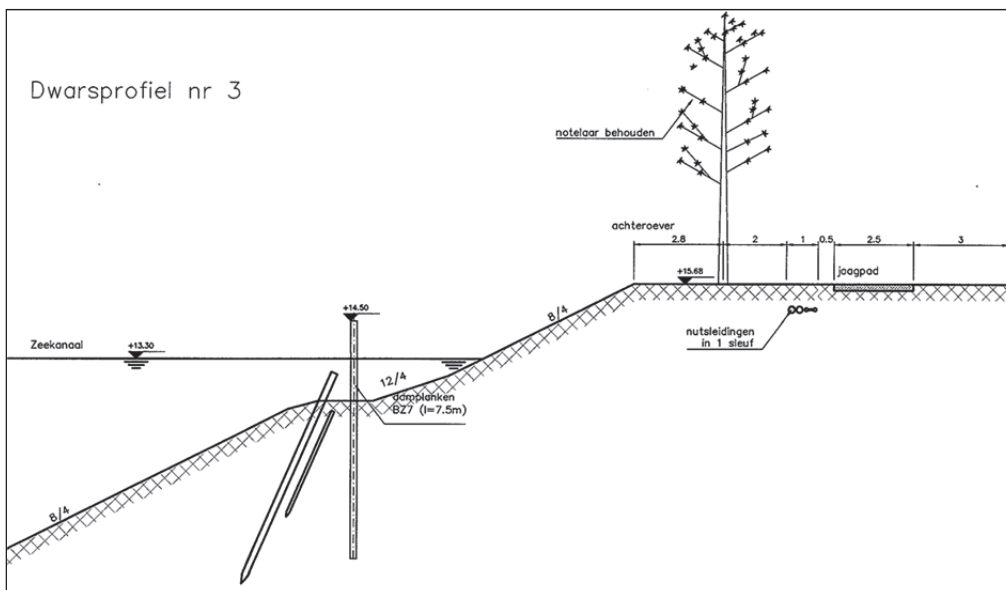
De plasberm werd aangelegd in 2002 en heeft een lengte van 100 m. De oever werd er gedeeltelijk afgegraven en onverstevigd gelaten waarbij de oude versterking deels werden behouden (voornamelijk onder water). Aan de bovenkant van het kanaaltalud zijn damplanken geplaatst om afkalving tegen te gaan (Figuur 10). De oude oeververdediging biedt slechts een beperkte verdediging tegen erosie.



Figuur 10. Dwarsprofiel van de plasberm langs het Kanaal Brussel-Schelde te Grimbergen - zone 2.

2.2.2.1.3 Grimbergen - zone 3 - rechteroever

De plasberm werd aangelegd in 2002 en heeft een lengte van 100 m. De vooroever is opgebouwd uit damplanken. Om golfslag te dempen, werden achter de openingen eveneens damplanken aangebracht. Er zijn drie verbindingen met het kanaal voorzien van 1 m breed. De eigenlijke kanaaloever is niet versterkt (Figuur 11, Foto 6).



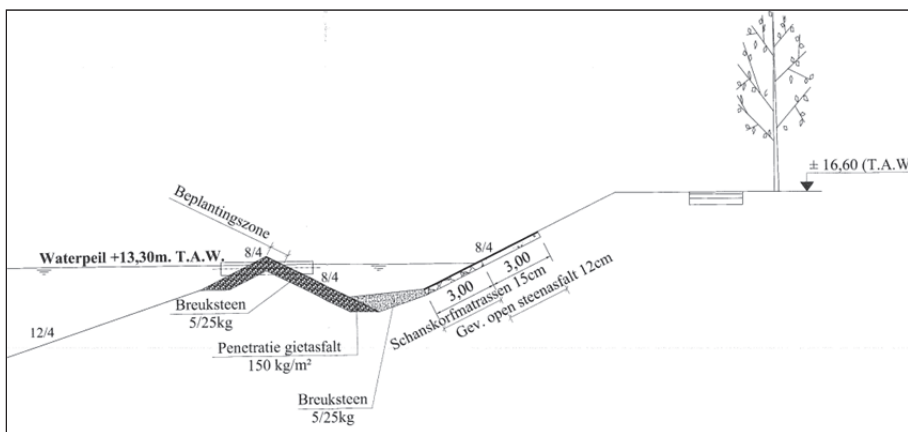
Figuur 11. Dwarsprofiel van de plasberm langs het Kanaal Brussel-Schelde te Grimbergen - zone 3.



Foto 6. *Wilgenstruwelen aan de plasberm langs het Kanaal Brussel-Schelde te Grimbergen – zone 3.*

2.2.2.1.4 Grimbergen - zone 4a - linkeroever

De totale lengte van de plasberm bedraagt 1100 m. De noordelijke zone is aangelegd in 2002, de zuidelijke zone in 2007. De vooroever is opgebouwd uit breuksteen waarbij om de 50 m een verbindingsbuis naar het kanaal is voorzien. De eigenlijke oevers zijn verstevigd met schanskorven tot ongeveer 1 m boven de wateroppervlakte. Hogerop werd het talud over 3 m gestabiliseerd aan de hand van geopenetreerd steenasfalt (Figuur 12, Foto 7).



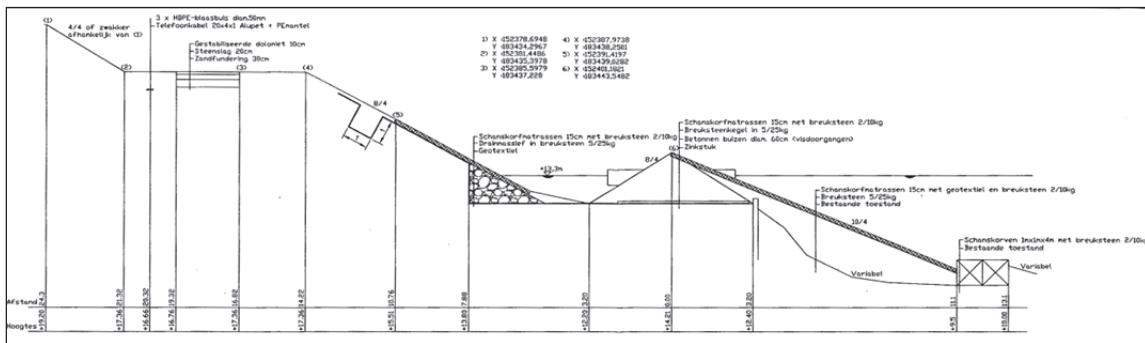
Figuur 12. Dwarsprofiel van de plasberm langs het Kanaal Brussel-Schelde te Grimbergen – zone 4a.



Foto 7. Foto van de plasberm langs het Kanaal Brussel-Schelde te Grimbergen – zone 4a.

2.2.2.1.5 Grimbergen - zone 4b - linkeroever

De plasberm werd aangelegd in 2006 en heeft een lengte van 600 m. Ook bij deze plasberm is de vooroever opgebouwd uit breuksteen waarbij om de 50 m een verbindingsbuis (van 60 cm diameter) naar het kanaal is voorzien. De eigenlijke kanaal oever werd met schanskorven bekleed tot ongeveer 5 m boven de wateroppervlakte (Figuur 13, Foto 8).



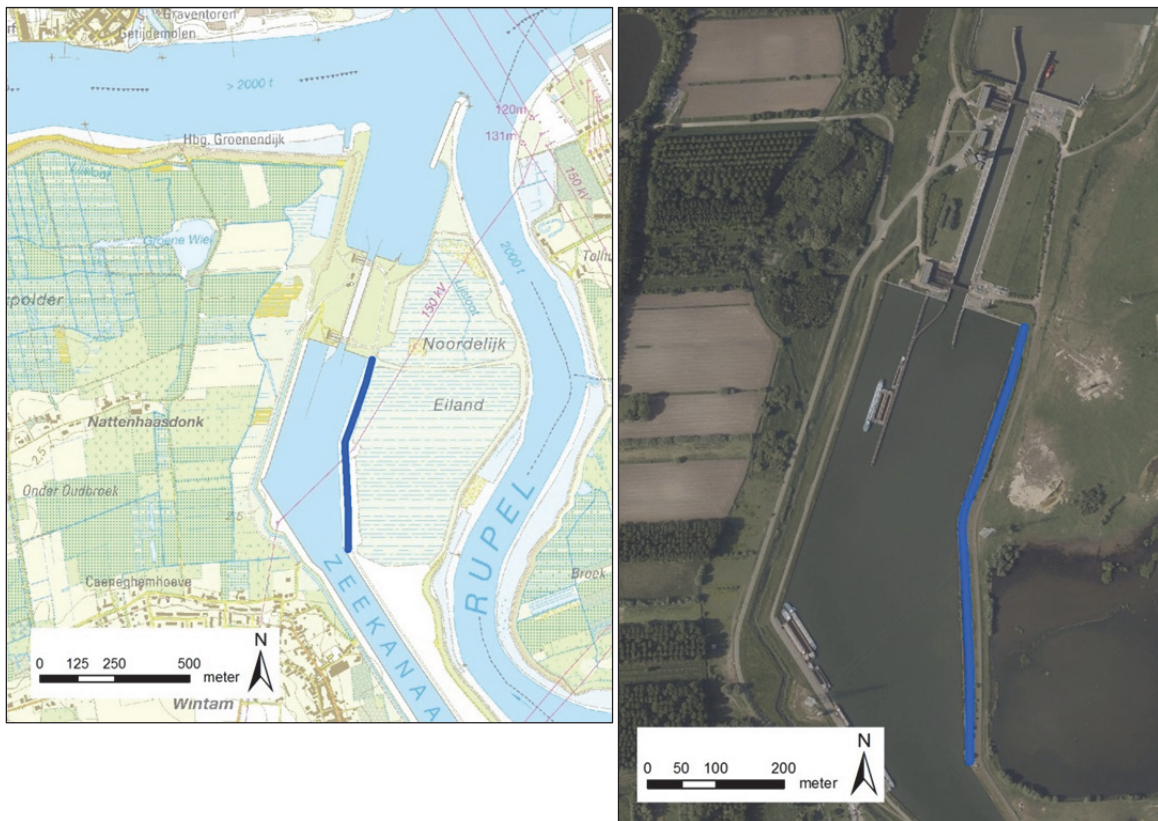
Figuur 13. Dwarsprofiel van de plasberm langs het Kanaal Brussel-Schelde te Grimbergen – zone 4b.



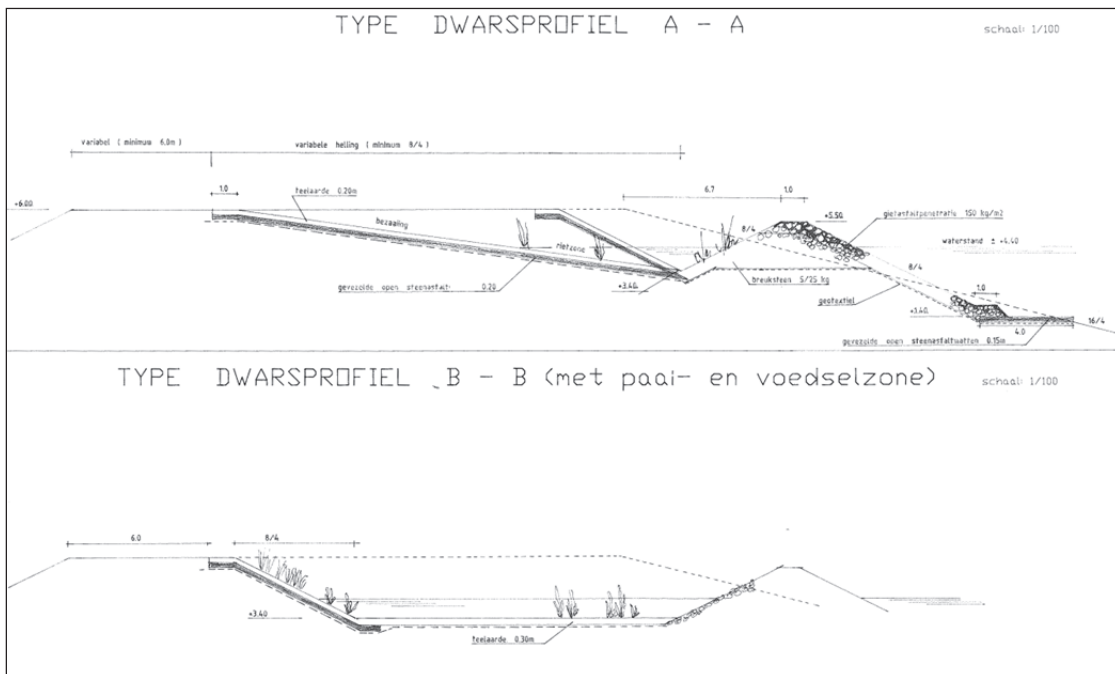
Foto 8. Foto van de plasberm langs het Kanaal Brussel-Schelde te Grimbergen – zone 4b.

2.2.2.2 Opwaarts de sluis van Wintam - rechtoever

De plasberm is aangelegd in 2000 en heeft een lengte van 650 m (Figuur 14) waarbij de vooroever bestaat uit stortstenen met gietasfaltpenetratie. De eigenlijke oever is bezet met gevezelde steenasfalt overdekt met teelaarde, die vervolgens werd ingezaaid (Figuur 15, dwarsprofiel A-A). Ter hoogte van de paaiplaatsen werd de plasbermen breder ingericht (Figuur 15, dwarsprofiel B-B, Foto 9).



Figuur 14. Ligging van de plasbermen langs het Kanaal Brussel-Schelde te Wintam.



Figuur 15. Dwarsprofiel van de plasbermen langs het Kanaal Brussel-Schelde te Wintam.



Foto 9. *Plasberm langs het Kanaal Brussel-Schelde te Wintam.*

2.3 Kanaal Charleroi–Brussel

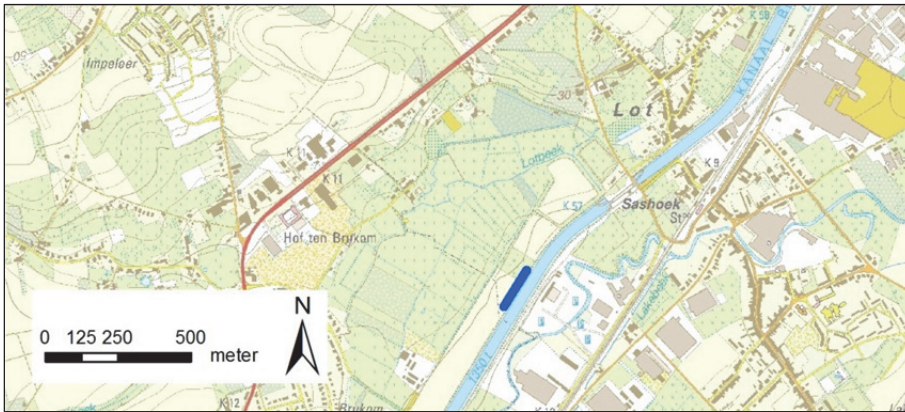
2.3.1 Historiek

- Het Kanaal Charleroi-Brussel, werd tussen 1827 en 1832 gebouwd om de mijnindustrie rond Charleroi van een snelle en dus goedkopere afvoerlijn te voorzien richting Brussel en de haven van Antwerpen. Het kanaal staat in verbinding met: het Centrumkanaal,
- het Kanaal Brussel-Schelde,
- de Samber (Charleroi).

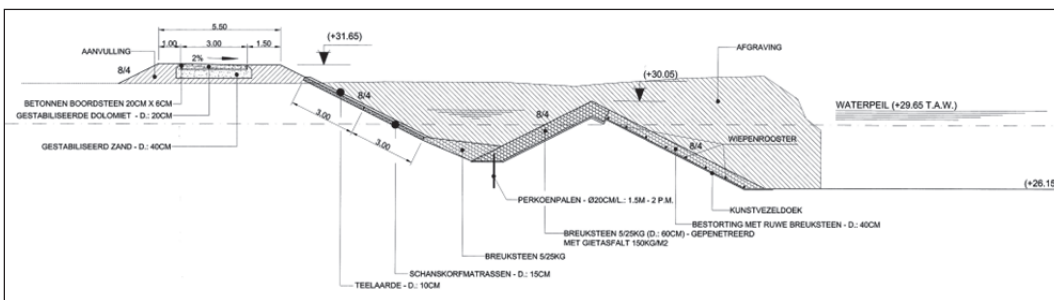
Oorspronkelijk was het kanaal geschikt voor schepen tot 70 ton, was het 74,5 km lang en telde liefst 55 sluzen. Het kanaal maakt een verbinding tussen het Schelde- en het Maasbekken. Om het hoogteverschil van 70 m bij de waterscheiding te overwinnen, werd tussen Ronquières en Seneffe de loop van de Samme gevolgd. Er werden vele sluzen aangelegd en er werd een 1267 m lange scheepvaarttunnel gebouwd, de tunnel van La Bête Refaite. (Sterling & Daubram, 2001). Om aan de behoefte van een grotere capaciteit te kunnen voorzien, werd tussen 1854 en 1857 het kanaal vergroot voor schepen tot 350 ton. In 1885 werd de oude tunnel vervangen door de 1050 m lange en 8 m brede Tunnel van Godarville. Hierdoor werd het aantal sluzen beperkt tot 30 (Sterling & Daubram, 2001). Na de Tweede Wereldoorlog werd beslist het kanaal bevaarbaar te maken voor schepen tot 1350 ton. Aangezien de Samme noch de tunnel van Godarville deze vergroting aankonden, diende tussen Ronquières en Godarville een nieuw tracé gebouwd te worden. Men ging over op de bouw van het hellend vlak van Ronquières (W&Z, 2010).

2.3.2 Ligging en constructiekenmerken van de plasberm te Lot

De plasberm te Lot is aangelegd in de periode 2006-2007 en heeft een lengte van 150 m (Figuur 16). Voor de realisatie van deze plasberm werd de oorspronkelijke oever uitgegraven. De vooroeverconstructie en de bodem van de luwe zone bestaan uit breuksteen. De vooroever werd nog verder gestabiliseerd met gietasfalt en door de basis van de vooroever vast te leggen aan de hand van perkoenpalen. De oever werd gestabiliseerd door schanskorfmatten (Figuur 17, Foto 10).



Figuur 16. Ligging van de plasbermen langs het Kanaal Charleroi-Brussel te Lot.



Figuur 17. Dwarsprofiel van de plasberm langs het Kanaal Charleroi-Brussel te Lot.



Foto 10. *Plasberm te Lot.*

3 Materiaal en methoden

3.1 Waterkwaliteit

Om de waterkwaliteit in de plasberm en om eventuele verschillen in waterkwaliteit tussen de plasberm en de waterweg in te schatten werden enkele abiotische watervariabelen gemeten aan de hand van een veldset: de temperatuur, de pH, de elektrische geleidbaarheid, het zuurstofgehalte en de zuurstofverzadiging. Op 1 tot 3 meetplaatsen (random selectie, bijlage 1) per plasberm werden de variabelen bepaald, telkens eind april en begin augustus. Per meetplaats werden de variabelen bepaald in de plasberm en in de waterweg. De waterkwaliteitsmetingen gebeurden in 2017 (voor de plasberm te Lot), 2016, 2015 en 2013.

3.2 Vegetaties

3.2.1 Veldwerk

De methodiek voor de opvolging van de vegetaties is aangepast aan het al dan niet voorkomen van gezoneerde vegetaties. Er is een zonering aanwezig wanneer soorten andere plaatsen op de oevers innemen, afhankelijk van het waterpeil. Deze zonering suggereert een abiotische gradiënt in relatie tot de ligging op de oever (bv. vochtigheidsgraad, organisch gehalte van de bodem, korrelgrootte, overstromingsduur), welke een bepalende invloed heeft op oeverplanten en hun gemeenschappen (Keddy, 1984). Gevolg is dat op lokale schaal, een grote variatie kan optreden in soortensamenstelling en soortenrijkdom. Om deze ecologische gradiënten te detecteren, wordt er best afhankelijk van de locatie, gekozen worden voor een aangepaste methode. In deze studie werden twee methodes aangewend voor de opvolging van de vegetatie: permanente proefvlakken en lijntransecten. De vegetatie ter hoogte van de kanaaloever en de vooroever is bemonsterd in 2012, 2014 en 2016; de vegetatie van de kruin in 2012, 2014.

3.2.1.1 Permanente proefvlakken

Het gebruik van permanente proefvlakken (PQ's) is een wijdverbreide methode om de vegetatie langs oevers te karakteriseren (Klosowski, 1993; van Coller et al., 2000). Wanneer de proefvlakken op een lijn loodrecht op de gradiënt worden geplaatst, is het resultaat een 'belt transect'. De abundantiegegevens van de proefvlakken kunnen vervolgens uitgezet worden in histogrammen om visueel een vergelijking te kunnen maken tussen de soortensamenstellingen van de verschillende proefvlakken (Kent & Coker, 1992).

Langs het Kanaal Brussel-Schelde en het Kanaal Brussel-Charleroi werden PQ's afgebakend omdat hier homogene vegetatie-eenheden voorkwamen (Bijlage 2 en 3). De PQ's worden op een raai (transect) geplaatst: twee of drie proefvlakken per raai. Ze liggen achtereenvolgens nabij de waterlijn op de vooroever en/of aan de kanaaloever en/of op de kruin. Indien de homogeniteit van de vegetatie het toelaat, bedraagt de afmeting van de PQ's 4 x 2 m. Waar de vegetatiegordels smaller zijn, worden PQ's uitgezet van 8 x 1 m.

Binnen de proefvlakken werd de vegetatie beschreven door vegetatieopnames: een oplijsting van alle plantensoorten binnen het proefvlak samen met een inschatting van de bedekking en aantallen (Schaminée et al., 1995). De bedekking van een soort wordt gevormd door inschatting van het percentage van het opnameoppervlak, dat door de verticale projectie wordt gevuld. De bedekkingen werden ingeschat volgens een aangepaste Tansleyschaal (Tabel 1), die grotendeels overeenkomt met een Braun-Blanquetschaal.

Tabel 1. Aangepaste Tansleyschaal voor het inschatten van de bedekking van plantensoorten in proefvlakken.

Code	Omschrijving
1	Zeldzaam: minder dan 3 exemplaren en < 5% bedekkend
2	Occasioneel: meer exemplaren en < 5% bedekkend
3	Frequent: groot aantal exemplaren en < 5% bedekkend
4	5 - 25% bedekkend
5	25 - 50% bedekkend
6	50 - 75% bedekkend
7	75 - 100% bedekkend

3.2.1.2 Lijntransecten

Een lijntransectanalyse is een veelgebruikte methode voor de bepaling van de abundantie en densiteit van planten- en diersoorten. Er bestaan veel toepassingen in de literatuur: voor het detecteren van verschillen in soortendensiteit in graslandgemeenschappen onder verschillende beheervormen (Lörentzen et al., 2008), om verschillen in bodemkenmerken ten gevolge van begrazing te onderzoeken (Muscha & Hild, 2006), om vegetatieveranderingen langs begrazingsgradiënten met een verschillende begrazingsdruk te vergelijken (Hoshino et al., 2009), om wegbermgemeenschappen langs omgevingsgradiënten te beschrijven (Arévalo et al., 2005; Karim & Mallik, 2008), bij zonering van oevers van stilstaande waters en kustecosystemen (Keddy 1984; Steinhardt 2009), voor de beschrijving van successiegradiënten (Jerling, 1983), ter evaluatie van het herstel van oevergemeenschappen (Long et al., 2003).

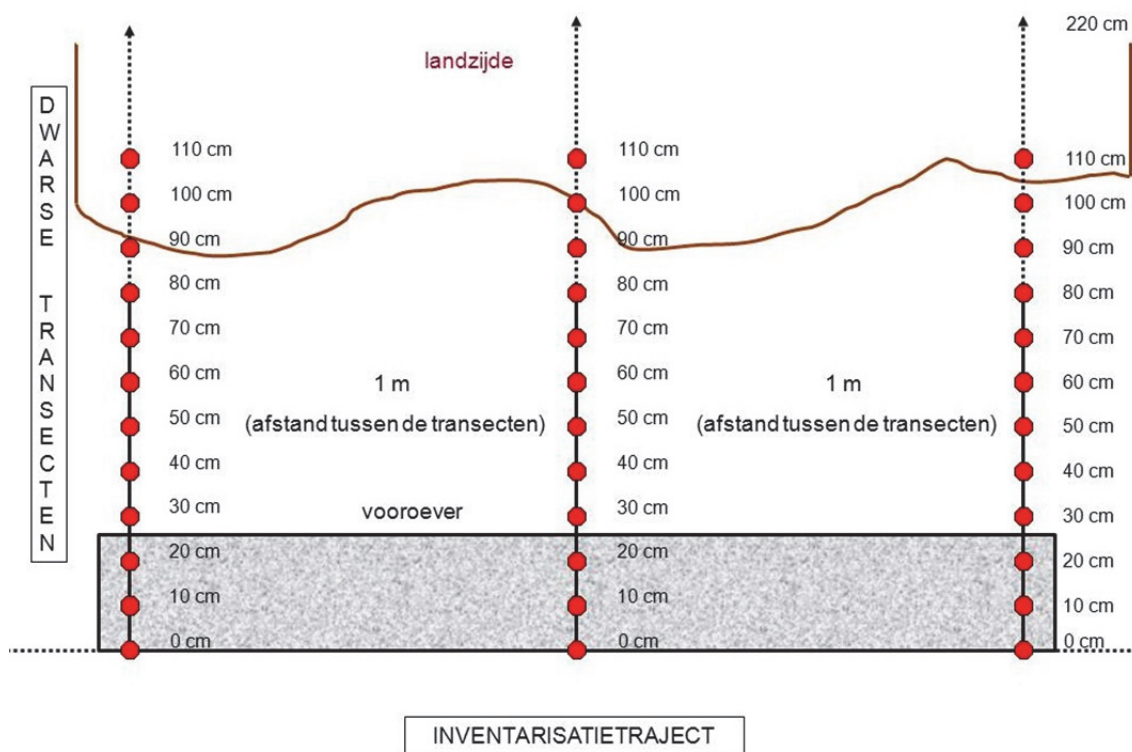
Transecten worden meestal uitgezet langsheen gradiënten waar een snelle omschakeling van soorten verwacht wordt in functie van veranderende standplaatsfactoren. Typische voorbeelden waar transecten worden gebruikt, zijn hellingen, geologische gradiënten, overgangssituaties zoals terrestrische/aquatische/mariene overgangszones (rivier- en meeroevers, zoutmoerassen en duinen) (Kent & Coker, 1992). De belangrijkste doelstellingen bij het gebruik van transecten, is de beschrijving van een maximale variatie over de kortste afstand in een minimum aan tijd.

Voor het Kanaal Dijle-Leuven, varieert de breedte van de overgang land-water tussen 2 en 4 m. Hierbij verandert de zonering in ruimte en tijd zeer snel. Er is dus weinig ruimte om plantengemeenschappen met hun karakteristieke floristische samenstelling te kunnen afbakenen, wat een van de voorwaarden is om gebiedsrepresentatieve opnames te kunnen maken. Daarnaast is op de oevers sprake van een steile gradiënt en een sterke dynamiek, waardoor meerdere vegetatietypes op een kleine oppervlakte of verschillende overgangen tussen de vegetatietypes voorkomen. Langs het Kanaal Leuven-Dijle werden dan ook lijntransecten uitgezet.

Loodrecht op de oever werden lijntransecten opgemeten aan de hand van een meetstok. Deze transecten werden om de meter over het volledige traject van de plasberm uitgezet. Voor de verschillende plasbermen langs het Kanaal Leuven-Dijle werden tussen 44 en 100 transecten aangewend (Tabel 2). Vanuit de kanaalzijde wordt langsheen de dwarse transecten om de 10 cm, de aanwezige plantensoort geïnventariseerd (Figuur 18). Er wordt dus als het ware een soort grid gelegd over het oppervlak.

Tabel 2. *Overzicht van de grootte van de opnamelocaties in de vier plasbermen van het Kanaal Leuven-Dijle voor de verschillende jaren.*

Plasberm	2012	2014	2016
Leuven Aarschotsesteenweg	100 m x 2,5 m	100 m x 2,8 m	100 m x 2,8 m
Herent zwaaiikom	44 m x 3 m	44 m x 5,2 m	41 m x 4,8 m
Boortmeerbeek stroomafwaarts Bieststraat	58 m x 4,8 m	53 m x 6,6 m	51 m x 6 m
Boortmeerbeek stroomopwaarts Bieststraat	54 m x 4,5 m	54 m x 5,7 m	(-)



Figuur 18. Schematische voorstelling van de inventarisatiemethode volgens transecten (in bovenaanzicht).

3.2.2 Verwerking

De vegetatieopnames binnen de proefvlakken werden ingevoerd in INBOVEG. INBOVEG is ontwikkeld voor het opslaan van vegetatieopnames waarbij de betrouwbaarheid van de gegevens wordt gegarandeerd. Ook referenties aangaande bronnen, doel en kwaliteit van de gegevens worden opgeslagen. Invoer en exporteren van de gegevens zijn via een webapplicatie mogelijk (De Bie & Paelinckx, 2013). De vegetatiedata van de transecten werden ingevoerd in Microsoft Access.

3.2.2.1 TWINSPAN

Om op een objectieve manier inzicht te verwerven in de onderlinge verwantschap en verschillen van de vegetatieopnames op basis van de vegetatiesamenstelling en deze te visualiseren, kan gebruik gemaakt worden van classificatiemethoden. In deze studie werd gebruik gemaakt van TWINSPAN.

TWINSPAN (= Two-Way Indicator Species Analysis; Hill, 1979) is een divisieve classificatiemethoden die vertrekt van de totaliteit van de opnames en die verder opsplijt in steeds kleinere groepen, waarbij de opnames die een gelijkaardige samenstelling hebben in dezelfde groep worden geplaatst.

Tijdens de berekeningswijze worden indicatorsoorten en preferentiële soorten bepaald. Indicatorsoorten zijn soorten die een duidelijke voorkeur hebben voor de ene of de andere groep en bijgevolg als indicatief kunnen beschouwd worden voor die groep.

TWINSPAN houdt rekening met kwantitatieve verschillen (bedekkingen) door middel van pseudo-species of schijnsoorten. Hoe hoger de bedekkingsgraad van een soort is in een opname, in hoe meer schijnsoorten ze wordt opgesplitst. Door splitsingsniveaus (zogenaamde cut levels) te definiëren kan bepaald worden in hoeveel schijnsoorten een soort wordt opgesplitst in een opname. De TWINSPAN is uitgevoerd op niet-getransformeerde data waarbij volgende splitsingsniveaus zijn aangewend: 0, 2, 5, 10, 25 en 50. Als bijvoorbeeld soort x een bedekking heeft van 15% dan wordt ze, bij bovenvermelde splitsingsniveaus, opgesplitst in soort x_1 (bedekking 0 - 1,99%), soort x_2 (bedekking tussen 2 - 4,99%), soort x_3 (bedekking tussen 5 - 9,99%) en soort x_4 (bedekking tussen 10 - 24,99%).

Het gebruik van TWINSPAN om vegetatieopnames te ordenen in tabellen, is een methode om de gegevens te structureren en om differentiërende soorten tussen de opnames te bepalen. De TWINSPAN-tabellen kunnen nog op basis van ecologische en taxonomische redenen herschikt worden.

De analyse is uitgevoerd met het programma WinTWINS versie 2.3 (Hill & Šmilauer, 2005).

3.2.2.2 Soortensamenstelling

Voor de vegetatieopnames in PQ's is de soortensamenstelling en -bedekking vanzelfsprekend. In geval van lijntransecten is de bedekking berekend op de volgende manier. Elk punt op het lijntransect (intervallen van 1 m) langsheen afstandsintervallen van 10 cm wordt apart beschouwd. Zo zal een plasberm van 99 m lang (100 lijntransecten) en 280 cm breed (29 intervallen van 10 cm) $100 \times 29 = 290$ punten hebben waar een soort aanwezig kan zijn. Het aantal punten waar de soort aanwezig is, gedeeld door het totale aantal punten is de bedekking van de soort op niveau van de geïnventariseerde plasberm. Een gelijkaardige berekening kan gedaan worden voor een bepaald afstandsinterval t.o.v. de vooroever.

3.2.2.3 Ellenbergwaarden

Ellenberg-indicatorgetallen geven voor een groot aantal plantensoorten een indicatiewaarde voor enkele standplaatsfactoren. Een dergelijke indicatiewaarde is een getal, doorgaans op een ordinale schaal van 1 tot 9, dat de milieuomstandigheden aangeeft waarbij een plant optimaal voorkomt (Ellenberg et al., 1991; Bijlage 4). De waarden zijn gebaseerd op veldonderzoek en de daaruit ontstane databank met meer dan 2700 hogere planten. Ze verwijzen niet naar specifieke omstandigheden op één bepaald moment, maar naar een integratie over de tijd. Het gebruik en de betrouwbaarheid van deze waarden werd nagegaan voor West-Europese regio's en er werd geconcludeerd dat deze waarden een waardevol gegeven zijn voor habitatkalibratie (Schaffers & Šykora, 2000). Het berekenen van gemiddelde indicatorwaarden kan beschouwd worden als een doeltreffende vorm van kalibratie en de brede toepassing ervan werd meermaals aangetoond (Hawkes et al., 1997; Hill & Carey, 1997; Dupré & Diekmann, 1998; Ertsen et al., 1998; Wamelink, 2002). Ellenbergwaarden kunnen als een nuttig instrument beschouwd worden bij vegetatieanalyses om bodemgegevens vanuit de floristische inventarisaties of om de floristische samenstelling in functie van de bodemvariabelen te kunnen inschatten.

Ellenbergwaarden kunnen op indirecte wijze (afgeleid uit de vegetatie) aangeven welke gradiënten aanwezig zijn in de oeverzone. De gemiddelde Ellenbergwaarden werden voor iedere opname bepaald door een gewogen gemiddelde te maken van de Ellenbergwaarden van elke soort die in de opname voorkomt (Dupré & Diekmann, 1998):

$$EW_{jk} = \frac{\sum_{i=1}^n R_{ij} * IW_{ik}}{\sum_{i=1}^n R_{ij}}$$

EW_{jk} = de gemiddelde Ellenbergwaarde voor opname (j)
 R_{ij} = abundantie van soort (i) in opname (j)
 IW_{ik} = de indicatiewaarde van soort (i) voor variabele (k)

Door dit gemiddelde voor iedere plot te berekenen, zowel voor het vocht-, het zuur- als het nutriëntgetal, krijgt men een beeld van de abiotiek die ten grondslag ligt aan de soortensamenstelling van de plot. Het Ellenberggetal van een opname met een lage vegetatiegraad met bv. slechts 1 soort, zal evenwel volledig door die soort bepaald worden. Dit is iets waar rekening mee gehouden moet worden bij de interpretatie van de Ellenberggetallen.

3.2.2.4 Overlevingsstrategieën

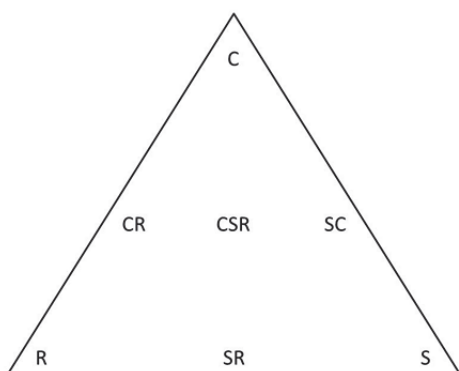
Een indeling van plantensoorten volgens de overlevingsstrategie kan aanvullende informatie opleveren ten opzichte van de Ellenberggetallen. Zulke classificatie is ontwikkeld door Grime (2001), de CSR-classificatie. Deze classificatie vertrekt van het idee dat twee groepen van externe factoren de hoeveelheid dood en levend plantmateriaal in een habitat bepalen: stress en verstoring. Stress bestaat uit factoren die de productiviteit van fotosynthese beperken zoals het gebrek aan licht, water, nutriënten of suboptimale temperaturen. Verstoring houdt het geheel of gedeeltelijk vernietigen van de plantbiomassa in door bijvoorbeeld herbivoren, windschade, vorstschade, ziekteverwekkers, vertrapping, erosie,... (Grime, 2001).

Een verschillend aandeel van deze externe factoren resulteert in een competitieve (bv. grote brandnetel, riet, harig wilgenroosje, akkerdistel), stresstolerante (bv. tongvaren) of ruderaal (bv. spiesmelde, blaartrekkende boterbloem) strategie (Tabel 3). De competitieve strategie (C) treedt op de voorgrond bij lage stress en een lage intensiteit van verstoringen, de stresstolerante strategie (S) bij hoge stress en een gering aantal verstoringen, de ruderaal strategie

(R) onder lage stress en een hoge intensiteit van verstoringen. Door ook rekening te houden met combinaties van deze strategieën onderscheidt Grime (Grime, 2001) uiteindelijk 19 verschillende types. Voor visualisatie ontwikkelde Grime een driehoek waar de verschillende hoofdstrategieën aan de hoeken worden geplaatst en de combinaties van strategieën tussenin (Figuur 19).

Tabel 3. De verschillende overlevingsstrategieën van Grime (2001) volgens de mate van verstoring en stress.

	Lage stress	Hoge stress
Lage verstoring	C: competitieve strategie	S: stresstolerante strategie
Hoge verstoring	R: ruderaal strategie	



Figuur 19. Voorstelling van de verschillende strategieën in een driehoek (Grime 2001).

De verschillende overlevingsstrategieën worden bepaald door combinaties van morfologische (o.a. hoogte, bladgrootte, bladstand) en fysiologische eigenschappen (o.a. groeisnelheid, opname van mineralen, bewaren van syntheseproducten), en volgens de ontwikkelingsgeschiedenis (o.a. groeisnelheid, duur van volwassen stadium, blad- en bloeifysiologie, zaadproductie) (Hodgson *et al.*, 1999; Grime, 2001).

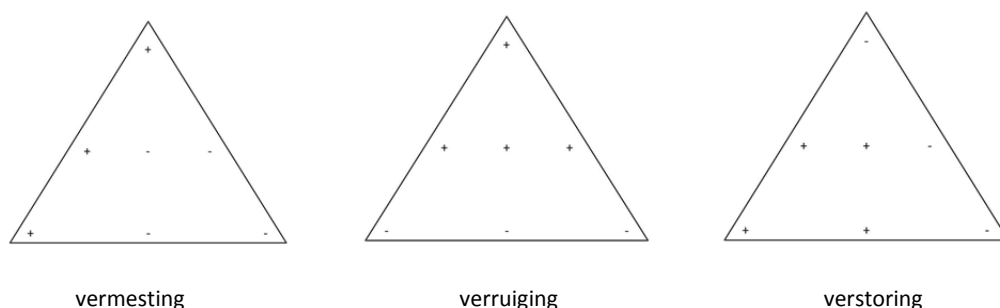
De CSR-classificatie van de verschillende plantensoorten die in deze studie werd aangewend is overgenomen uit Hodgson *et al.* (1995). Een globale waarde voor de verschillende strategieën in een opname werd berekend door een gewogen gemiddelde van de verschillende strategieën die in de opname vertegenwoordigd zijn (Bossuyt & Hermy, 2000). Het C-, S- en R-aandeel werd berekend door rekening te houden met de wegingsfactoren die zijn opgesteld in tabel 4. Deze aandelen worden ook uitgemiddeld naar 100%, waar bij de interpretatie in geval van lage vegetatiegraden rekening mee moet worden gehouden.

Tabel 4. Het C-, S-, R-aandeel bij de verschillende overlevingsstrategieën.

Combinatie	C	S	R	Combinatie	C	S	R
C	1,0000	0,0000	0,0000	R/SR	0,0000	0,2500	0,7500
C/CR	0,7500	0,0000	0,2500	S	0,0000	1,0000	0,0000
C/CSR	0,6667	0,1667	0,1667	S/CSR	0,1667	0,6667	0,1667
C/SC	0,7500	0,2500	0,0000	S/SC	0,2500	0,7500	0,0000
CR	0,5000	0,0000	0,5000	S/SR	0,0000	0,7500	0,2500
CR/CSR	0,4167	0,1667	0,4167	SC	0,5000	0,5000	0,0000
CSR	0,3333	0,3333	0,3333	SC/CSR	0,4167	0,4167	0,1667
R	0,0000	0,0000	1,0000	SR	0,0000	0,5000	0,5000
R/CR	0,2500	0,0000	0,7500	SR/CRS	0,1667	0,4667	0,4667
R/CSR	0,1667	0,1667	0,6667				

Langetermijnstudies geven aan dat de CSR-classificatie een nuttig instrument is voor het inschatten van processen die gepaard gaan met een veranderend landgebruik. Veranderingen in het relatief aandeel van de drie

overlevingsstrategieën (C, R of S) zijn indicatief voor de mate van verstoring, verrijging of vermesting (Figuur 20; Hunt et al., 2004; Bunce et al., 1999; Smart et al., 2005).



Figuur 20. Door veranderingen in abundanties (+ = toename; - = afname) van de CRS-classificatie kunnen oorzaken van veranderingen worden opgespoord (Grime, 2001). De figuur toont de gevolgen bij vermesting, verrijging en verstoring.

3.2.2.5 Ecologische soortengroepen

De ecologische waarde van de oever en de mate waarin hij een beschermende functie kan vervullen kan bepaald worden aan de hand van de bedekking van de oeversoorten. Oeversoorten werden geselecteerd aan de hand van de indeling in ecologische soortengroepen volgens Runhaar et al. (1987) waarbij volgende volgende soortengroepen werden weerhouden (Cuperus & Canters, 1992):

- soortengroepen van het natte deel van de oever met een zeer ondiepe waterstand en van ondiep water met verlandings;
- soortengroepen van brakke, zeer voedselrijke en matig voedselrijke standplaatsen;
- water-, verlandings-, ruigte- en pioniersvegetaties.

Bij de oeversoorten werd er rekening gehouden met een eventuele smalle of brede ecologische amplitude. In deze studie worden kruidige soorten die enkel voorkomen in één of meerdere van de geselecteerde ecologische groepen aangeduid als de 'typische oeversoorten'. De kruidige soorten die daarnaast vooral ook in andere ecologische groepen voorkomen zijn de 'facultatieve oeversoorten' (Duijn, 1994).

3.2.2.6 Multivariate analysemethoden

Om de vegetatie en meer bepaald de clusters bekomen via TWINSpan verder te karakteriseren, werden multivariate analyses uitgevoerd. De soortendiversiteit is zelden het gevolg van een unieke, directe causale factor of proces (Whittaker et al., 2001). Multivariate modellen verklaren daarom veel meer variatie in de diversiteit aan vegetatietypes dan de modellen die gebaseerd zijn op bivariate analyse (Grace, 1999).

DCA (Detrended Correspondence Analysis), een indirecte gradiëntanalyse, werd gebruikt om te evalueren welke belangrijke gradiënten in de huidige data aanwezig zijn en om de verschillen tussen de groepen te kunnen visualiseren (Økland & Eilertsen, 1994; Vermeersch & Dhaluin, 2012). Deze analyse maximaliseert de scheiding tussen de opnames langsheen ordinatie-assen op basis van de soortensamenstelling. Het resultaat is een clustering van gegevens in een driedimensionale ruimte, waarbij de afstand tussen de opnames een maat is voor de similariteit van de soortensamenstelling tussen de opnames: hoe dichter de opnames bij elkaar liggen, hoe groter hun similariteit. De lengte van de eerste DCA-as bedraagt 4 standaarddeviaties wat duidt op een nonlineariteit in de data. Door deze datastructuur werd er als directe gradiëntanalyse gekozen voor een CCA (Canonical Correspondence Analysis; Jongman et al., 1987). In een CCA worden de omgevingsgradiënten op de assen voorgesteld. De verschillende opnames worden in functie van deze gradiënten in de ordinale ruimte gesitueerd (Hill & Gauch 1980).

3.2.2.7 Samenvatting

In Tabel 5 wordt een overzicht gegeven van de berekeningswijzen van de hierboven besproken variabelen, en dit voor zowel vegetatieopnames aan de hand van permanente kwadraten als via lijntransecten.

Tabel 5. Overzicht van de berekende variabelen voor vegetatieopnames die zijn gebeurd aan de hand van PQ's of lijntransecten.

PQ	Lijntransect
Voor elke PQ is de bedekking van de soort gekend.	Voor elk lijntransect is de aan/afwezigheid van een soort gekend op een welbepaalde afstand van de vooroever.
Ellenberg	
Gewogen gemiddelde: Som (Bedekking van de soort * Ellenbergwaarde Delen door totale bedekking)	Voor elke afstand: gemiddelde van de Ellenbergwaarden van (de individuen van) alle soorten die op die afstand voorkomen
Overlevingsstrategie	
Gewogen gemiddelde: Som (Bedekking van de soort * C/S/R waarde Delen door totale bedekking)	Idem
Ecologische groepen	
Bedekking van oeversoorten	Voor elke afstand: aantallen van oeversoorten gedeeld door aantal lijntransecten (%)

3.3 Visgemeenschappen

Om de efficiëntie van de plasbermen te evalueren in relatie tot de aanwezige visgemeenschappen werd grotendeel gebruik gemaakt van de methodiek voorgesteld door Mouton et al. (2009). Bepaalde aspecten werden aangepast in relatie tot de specificiteit van het onderzochte oevertype, nl. plasbermen in kanaalzones.

3.3.1 Beschrijving van de verschillende microhabitats per oevertype

Ter hoogte van iedere plasberm (mesohabitat), werden microhabitats gedefinieerd op basis van de habitatmogelijkheden die ze bieden aan de visgemeenschap. Zes verschillende microhabitattypes werden onderscheiden: riet, moerasvegetaties, grazige begroeiing, kale oevers, breuksteen en afkalvende oevers.

De microhabitat 'riet' wordt gevormd door clonale rietvegetaties die ter hoogte van de kanaaloever aanwezig zijn (Foto 11). De submerse plantendelen van de rietvegetaties bieden schuilhabitat voor vissen en andere aquatische organismen. Ze kunnen eveneens dienst doen als voedings- en paaihabitat. Wanneer de rietstengels echter te dicht bij elkaar staan, daalt de oppervlakte van beschikbare habitat voor vissen. Mogelijks bestaat er dus een optimale rietdensiteit waarbij een evenwicht wordt gevonden tussen schuilmogelijkheden en de oppervlakte aan beschikbare habitat.



Foto 11. Rietvegetaties ter hoogte van de kanaaloever in Wintam.

De microhabitat **'moerasvegetaties'** bestaat grotendeels uit ondergedompelde macrofyten waarbij het hoofdaandeel van soorten niet uit riet bestaat (Foto 12). Hierbij verwacht men een verschillende en in sommige gevallen minder homogene stengeldensiteit dan bij rietvegetaties. Evenals bij de microhabitat 'riet' staat de oppervlakte beschikbare habitat in relatie tot de stengeldensiteit van de macrofyten.



Foto 12. Moerasvegetaties aan de kanaaloever met gele lis en grote kattenstaart in Wintam.

De microhabitat **'houtige begroeiing'** omvat alle habitats waarbij overhangende houtige oevervegetatie aanwezig is (Foto 13). Hierbij is het belangrijk dat een deel van de overhangende vegetatie (wortels en of takken) onder het wateroppervlak zit en zo mogelijks habitatmogelijkheden voor de visgemeenschap biedt.



Foto 13. Houtige begroeiing met struwelen aan de kanaaloever in Grimbergen.

'Grazige begroeiing' omvat alle habitats waar overhangende grazige oevervegetatie aanwezig is die niet wortelt onder het wateroppervlak (Foto 14). Hierbij is het belangrijk dat een deel van de overhangende vegetatie (wortels,

bladeren of stengels) onder het wateroppervlak aanwezig is en zo mogelijks habitatmogelijkheden voor de visgemeenschap biedt.



Foto 14. *Grazige begroeiing ter hoogte van de kanaaloever in Lot.*

'**Afkalvende oevers**' bieden net als kale oevers weinig schuilmogelijkheden onder het wateroppervlak, maar worden gekenmerkt door een submerse structuur gevormd door fijnkorrelig substraat van de afkalvende oevers (Foto 15). Mogelijks vormt dit fijne substraat een geschikt habitat voor enkele vissoorten.



Foto 15. *Afkalvende oevers met oeverwaluwnesten in Grimbergen.*

'**Breuksteenconstructies**' omvatten de habitats waar constructies met breuksteen aanwezig zijn (Foto 16). De holtes tussen de stenen bieden schuilmogelijkheden voor aquatische organismen. Het gabarit van de breukstenen speelt hier ook een rol. De opstapeling van grotere stenen bieden grotere interstiële ruimten.



Foto 16. *Breuksteenoevers in Grimbergen.*

'**Schanskorven**' zijn habitats behorende tot versterkte oevers (Foto 17). Schuilmogelijkheden zijn beperkt aanwezig door de doorgaans kleine gabarit van stenen en de overspanning door metaaldraad.



Foto 17. *Oevers met schanskorven aan de kanaaloever.*

'**Betonoevers**' omvatten habitats waar onder het wateroppervlak geen schuilmogelijkheden voor aquatische organismen aanwezig zijn (Foto 18). Dit habitattype komt enkel voor op alle verticale versterkte oevers.



Foto 18. *Betonoevers in Grimbergen.*

Bijlage 5 geeft een overzicht van de bemonsterde locaties.

3.3.2 Bemonstering van de visgemeenschappen.

3.3.2.1 *Populatiegroepen*

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

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

3.3.2.2 *Bemonsteringsmethoden*

3.3.2.2.1 *Elektrisch vissen*

De visgemeenschap ter hoogte van de verschillende habitats werd bemonsterd aan de hand van elektrische afvissingen.

Elektrisch vissen is een vangstmethode met een vrij lage visefficiëntie (Coeck, 1996). Om dit probleem te compenseren, werden 10 willekeurige punten bemonsterd per microhabitat. Aangezien in dit onderzoek gefocust is op juveniele vissen wordt gekozen om de vangstefficiëntie te verhogen door gebruik te maken van een anode met een kleinere diameter (ca. 10 cm) (Mouton et al., 2009). De gevangen adulte vissen worden op het veld gedetermineerd en gemeten. De juveniele vissen en de individuen waarbij het onderscheid adult/juveniel niet duidelijk waarneembaar is, worden verzameld en in het labo gedetermineerd en gemeten aan de hand van een stereomicroscop. Voor de determinatie van de juveniele individuen wordt een determineersleutel voor juveniele vis gebruikt (Pinder, 2001). De elektrische afvissingen werden maandelijks uitgevoerd tussen juni en september 2014 op het Kanaal Brussel-Schelde en het Kanaal Charleroi-Brussel.

3.3.2.2.2 *Fuikbevissingen*

Ter hoogte van de plasbermen van het Kanaal Brussel-Charleroi werd op het einde van bemonsteringscampagne (september 2014) een eenmalige schietfuikbevissing uitgevoerd om een schatting te maken van de aanwezige visgemeenschap. Schietfuiken bestaan uit cilindrische of kegelvormige zakken met een maaswijdte van 9-13 mm, die op ringen of hoepels bevestigd zijn en die volledig door een netstructuur omgeven zijn. Ze worden in ondiep water gebruikt en op de bodem geplaatst, parallel met de oever (Nédélec & Prado, 1990).

In het Kanaal Leuven-Dijle werden ze niet gebruikt omwille van ruimtegebrek binnen de plasberm en te ondiep water.

3.3.2.2.3 *Voor- en nadelen van de verschillende staalnametechnieken*

Beide methoden bemonsteren zowel bentische als pelagische vissen. De beschreven staalnametechnieken bemonsteren wel verschillende levensstadia binnen het waterecosysteem. Elektrische bevissingen vangen vooral juveniele vissen, terwijl fuiken door hun relatief grote maaswijdte vooral adulte vissen vangen (1+ en ouder). Deze eigenschappen worden bevestigd door de gegevens die tijdens dit onderzoek verzameld werden (Tabel 9 en 7).

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

Bijgevolg kan vergelijking van de totale vangstgegevens met elektrische vangstgegevens een indicatie geven van de schuilmogelijkheden die een habitatype biedt. Wanneer ter hoogte van een bepaald habitatype de meest soorten enkel met fuiken worden gevangen, kan worden verondersteld dat dit habitatype weinig schuilmogelijkheden biedt. Dit veronderstelt dat de gevangen soorten zowel elektrisch als met fuiken kunnen worden gevangen.

3.3.3 *Evaluatie van de visgemeenschappen*

Ter hoogte van de plasbermen en ter hoogte van de verticaal verstevigde oevers in de kanalen werd de visgemeenschap bemonsterd. De toestand van deze gemeenschap kan aan de hand van een aantal criteria worden geëvalueerd. In deze studie worden vijf criteria gebruikt om de toestand van de waargenomen gemeenschap te evalueren: soortenrijkdom, abundantie, dynamiek, functionele organisatie, lengteverdeling. Deze criteria worden hieronder besproken. Tot slot wordt ook de rol van de verschillende habitattypes als paai- en opgroehabitat geanalyseerd. Door de gelijkaardige karakteristieken van het Kanaal Brussel-Schelde en Charleroi-Brussel en het te kleine aantal bemonsteringsplaatsen in het Kanaal Charleroi-Brussel om een coherente analyse te kunnen uitvoeren, werden de gegevens afkomstig van beide kanalen samen verwerkt.

3.3.3.1 *Soortenrijkdom en abundantie*

De soortenrijkdom wordt logischerwijze uitgedrukt door het aantal soorten van een gemeenschap en is positief gecorreleerd met de draagkracht en de natuurwaarde van een gemeenschap. Bij de evaluatie van de visgemeenschappen werd gebruik gemaakt van de waargenomen abundantie van de vissoorten. Aangezien enkel semi-kwantitatieve vangstmethoden werden toegepast in dit onderzoek, zijn de waargenomen abundanties dus strikt genomen eerder probabilistisch² te interpreteren, m.a.w. eerder indicatief dan absoluut. De resultaten zijn bijgevolg eerder gebaseerd op de kans op een bepaalde abundantie (waargenomen aantallen per soort) ter hoogte van een bestudeerd habitat, dan op de absolute abundantie in deze habitat.

² waarschijnlijkheid of kansberekening

3.3.3.2 Dynamiek

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

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

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

waarbij de procentuele gelijkensis van twee gemeenschappen (gescheiden in de tijd) berekend wordt op basis van de relatieve dominantie van een soort. Eerst wordt, op basis van een referentietijdstip, de procentuele verandering van de gemeenschap berekend voor de verschillende bemonsteringstijdstippen. Deze verandering wordt berekend door het aantal gewijzigde soorten (ten opzichte van maand 2) van een habitat in maand 1 te delen door het totaal aantal soorten van deze habitat in maand 1. Vervolgens wordt de veranderingsratio (Z_t) berekend als het gemiddelde van deze procentuele veranderingen. In deze studie wordt de bemonstering van de maand juni de referentie en wordt de veranderingsratio berekend als het gemiddelde van de procentuele gemeenschapsverandering van de maanden juli en augustus.

3.3.3.3 Functionele organisatie

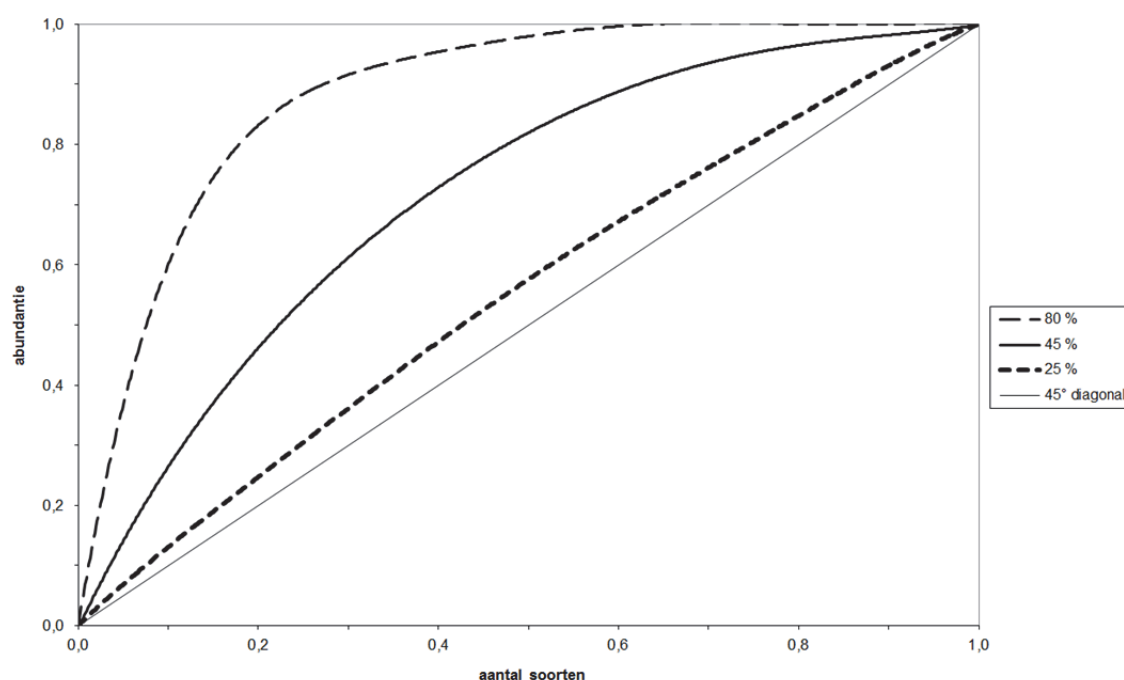
De functionele organisatie F_o is een derde criterium dat de toestand van een visgemeenschap kan beoordelen. Deze organisatie wordt bepaald door de organismen die het best passen in de heersende interactiestructuur tussen organismen en hun omgeving. Hierdoor neigen deze organismen tot dominantie binnen de structuur van de visgemeenschap. De functionele organisatie kan gekwantificeerd worden door de Shannon-Weaver entropie (Shannon & Weaver, 1963). Een andere methode kwantificeert de functionele organisatie op basis van Pareto-Lorenz (PL) curves, die de structuur van een visgemeenschap grafisch kunnen weergeven. Eerst worden de soorten gerangschikt volgens aflopende abundantie, vervolgens wordt het genormaliseerde cumulatief aantal soorten uitgezet in de X-as, en de overeenkomstige genormaliseerde cumulatieve abundantie op de Y-as. Hoe meer de PL curve afwijkt van de 45° diagonaal, hoe kleiner het evenwicht binnen de gemeenschap. Dit betekent dat een kleine fractie van de aanwezige soorten dominant aanwezig is. Dergelijke curves werden al gerelateerd aan de functionaliteit van microbiële gemeenschappen (Dejonghe et al., 2001, Mertens et al., 2005, Marzorati et al., 2008). Fernandez et al. (2000) concludeerden op basis van de studie van microbiële gemeenschappen dat stabiliteit van de functionaliteit niet noodzakelijk stabiliteit van de gemeenschap impliceert.

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

Figuur 21 toont 3 mogelijke PL curves: de 25%, 40% en 80% curve, waarbij deze percentages gebaseerd zijn op de projectie op de Y-as van de snijpunten met de 20% X-as lijn.

De 25% PL curve stelt een gemeenschap voor met een sterk evenwicht. Dergelijke situatie kan wijzen op een gebrek aan selectiedruk en vertegenwoordigt een zwakkere interne structuur op vlak van soortendominantie. Aangezien geen soorten dominant aanwezig zijn, heeft de gemeenschap mogelijks een lange periode nodig om te herstellen van een plotse verstoring. Daarom wordt aangenomen dat deze gemeenschap een lage functionele organisatie heeft.

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



Figuur 21. Pareto-Lorenz curves van 3 hypothetische visgemeenschappen. De 25%, 45% en 80% curves weerspiegelen een gemeenschap met respectievelijk een lage, gemiddelde en hoge functionele organisatie. De 45° diagonaal stelt een gemeenschap in perfect evenwicht voor.

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

3.3.3.4 Lengteverdeling

Door de sterke relatie met de leeftijd kan de lengteverdeling van de gevangen vissoorten een indicatie geven van de kwaliteit van de bemonsterde populaties. Hierbij wordt verondersteld dat gezonde populaties bestaan uit individuen van alle lengteklassen binnen het lengtebereik voor een bepaalde soort. Analoog zullen minder gezonde populaties enkel individuen uit een beperkt aantal lengteklassen bevatten. In dit onderzoek werd enkel de habitat van juvenielen bemonsterd, en kan bijgevolg enkel een uitspraak worden gedaan over de juveniele populaties. Bovendien kunnen enkel populaties worden vergeleken waarvoor de vangstefficiëntie vergelijkbaar is. Om dergelijke artefacten in de gegevens te vermijden, werd in dit luik enkel de gemiddelde lengtescore per oevertype (voor alle waargenomen soorten) berekend.

Om de lengteverdeling van de gevangen vissoorten te kwantificeren, werd per oevertype, maand en soort het lengteverschil tussen het kleinste en het grootste juveniele individu gemeten. Vervolgens werd dit lengtebereik (LB) vergeleken met het lengtebereik van deze soort dat werd waargenomen over het hele staalnamegebied en tijdens

de volledige staalnameperiode (LB_{tot}). Hoe hoger de verhouding tussen beide bereiken (de bereikscore B_s), hoe groter de kans dat een gezonde juveniele populatie aanwezig is ter hoogte van het bemonsterde oevertype.

De bereikscore B_s geeft echter geen informatie over de verdeling van de gevangen individuen over de verschillende lengteklassen binnen het bereik. Wanneer bijvoorbeeld enkel een zeer kleine en een zeer grote vis gevangen worden, zal een hoge B_s worden toegekend aan de populatie van deze soort, terwijl eigenlijk slechts twee lengteklassen voorkomen. De bemonsterde populatie kan dus niet als gezond beschouwd worden aangezien niet alle leeftijdsklassen vertegenwoordigd zijn. Deze situatie kan veroorzaakt worden door chemische waterkwaliteitsdaling of habitatverlies, maar grote individuen kunnen ook kunstmatig in de waterloop voorkomen als gevolg van uitzettingen. Daarom wordt de lengtespreiding van de waargenomen individuen over de verschillende leeftijds-/lengteklassen ook in rekening gebracht bij het beoordelen van de lengteverdeling. De spreidingscore S_s geeft het percentage van de lengteklassen weer die waargenomen worden ter hoogte van een bepaald habitattypen. In dit rapport werden voor elke soort 4 uniforme lengteklassen gedefinieerd op basis van het kleinste en het grootste waargenomen juveniele individu. Wanneer ter hoogte van een bepaald habitat individuen uit 3 lengteklassen worden gevangen, scoort deze habitat een S_s van $3/4 = 0,75$.

Uiteindelijk wordt de finale lengtescore L_s berekend als het product van B_s en S_s . Bijgevolg worden enkel populaties met een hoge B_s en een hoge S_s als gezond beschouwd. Voor de analyse van de lengteverdeling kunnen alle staalnames afzonderlijk worden beschouwd, of kunnen de verschillende bemonsteringen per locatie gegroepeerd worden om het maandeffect uit te sluiten. Boxplotanalyse gaf echter aan dat de staalname maand het meest significant effect heeft op de waargenomen trends in de lengtescore. Bijgevolg werd gekozen voor de laatste aanpak, nl. de groepering van de soorten volgens locatie.

3.3.3.5 Rol van de verschillende habitattypen als paaihabitat

Om de paaihabitat van de vispopulaties in de kanalen Brussel-Schelde, Charleroi-Brussel en Leuven-Dijle te lokaliseren, werd per soort het habitatgebruik geanalyseerd van de juvenielen die maximaal 5% van het totale lengtebereik groter waren dan de minimum waargenomen lengte. Het gaat dus over de jongste juvenielen. Om de paaihabitats met 100% zekerheid te lokaliseren, zouden eigenlijk eieren of larven moeten bemonsterd worden. Dit is praktisch moeilijk haalbaar. We veronderstellen dat de jongste juvenielen slechts over een beperkte afstand migreren in de eerste dagen na hun geboorte en nog verblijven in het paaihabitat.

Om het opgroeihabitat van de vispopulaties in de kanalen te lokaliseren, werd per soort het habitatgebruik geanalyseerd van de juvenielen die minimaal 5% van het totale lengtebereik groter waren dan de minimum waargenomen lengte.

3.4 Statistische verwerking van de gegevens

Voor de statistische analyses worden parametrische testen gebruikt indien de set van gegevens normaal verdeeld is. Als dit niet het geval is, worden niet-parametrische statistische testen gebruikt. Deze testen bieden een conservatieve doch robuuste methode voor het bepalen van de significantie van de resultaten. Ze worden niet beïnvloed door extremen in de gegevens en ze veronderstellen niet dat de gegevens een specifieke probabiliteitsverdeling volgen (Potuin & Rolff, 1993).

Verskillende variabelen werden vooraf getest op een normale verdeling door de Shapiro-Wilk test ($p < 0,01$).

Om significante verschillen ($p < 0,05$) aan te tonen tussen groepen van opnames (bv. bij verschillende TWINSPAN-groepen) dienen naargelang de verdeling van de variabelen andere statistische methoden te worden aangewend. Wanneer een variabele geen normale verdeling bezit werd een Mann-Whitney U test toegepast. Bij een normale verdeling werd een t-test uitgevoerd.

Correlaties tussen verschillende variabelen werden berekend door de Spearman correlatiecoëfficiënt ($p < 0,01$).

Om de spreiding van de vegetatieopnames langsheen de DCA-assen te kunnen interpreteren, is onderzocht of de eerste DCA-as geassocieerd is met veronderstelde invloedrijke abiotische factoren (de berekende gewogen gemiddelde Ellenbergcores en CSR-scores, zie §3.2.2). Deze associaties werden berekend door middel van de Spearman correlatiecoëfficiënt.

Door middel van 'linear mixed-effect models' werd nagegaan of er significante verschillen waren tussen variabelen van verschillende tijdsreeksen van 2012, 2014 en 2016. De vegetatieopnames voor de verschillende jaren binnen eenzelfde PQ zijn niet onafhankelijk van elkaar. 'Mixed models' kunnen met dergelijke herhaalde metingen omgaan (Pinheiro & Bates 2000). Responsvariabelen voor het model zijn de verschillende vegetatievariabelen (bv. kruidlaag

of het Ellenberggetal voor nutriënten), de 'random factor' zijn de PQ's en de 'fixed factor' is het jaar van vegetatieopname (2012, 2014 of 2016). Als blijkt dat de variabele verschilt tussen de jaren, worden de verschillen bepaald door een Tukey post-hoc test. Op dezelfde wijze worden vispopulaties op verschillende tijdstippen in het jaar onderling vergeleken met als responsvariabele het meso- of microhabitat. Deze statistische analyse is verricht via R (R Development Core Team 2011) waarbij gebruik is gemaakt van het nlme pakket (Pinheiro *et al.* 2011) en multcomp pakket (Hothorn *et al.* 2016). Modelassumpties werden niet geverifieerd, dus de resultaten moeten indicatief geïnterpreteerd worden.

4 Resultaten

4.1 Waterkwaliteit

4.1.1 Kanaal Leuven-Dijle

Figuur 22 toont het verschil in temperatuur, pH, elektrische geleidbaarheid, zuurstofgehalte en zuurstofverzadiging (waarde van de plasberm min de waarde in de waterweg) per meetperiode en per locatie langs het Kanaal Leuven-Dijle. Bijlage 6 geeft de meetresultaten weer voor de onderzochte locaties langs het Kanaal Leuven-Dijle.

4.1.1.1 *Temperatuur*

Zoals verwacht wordt in alle locaties een hogere watertemperatuur gemeten in de zomer dan in de lente (Figuur 22).

De watertemperatuur is tot 0,5°C lager in de meeste meetpunten van de plasbermen in vergelijking met de meetpunten in de waterweg in de zomer 2016, lente 2016 en zomer 2016. Voor de plasberm stroomafwaarts de Bieststraat worden de sterkste verschillen waargenomen in de lente 2016.

4.1.1.2 *pH*

De pH-waarden liggen vooral tussen 7,5 en 8,4 (Figuur 22).

Tijdens de zomer 2013 werden de grootste verschillen waargenomen in pH-waarden van de plasberm ten opzichte van de waterweg. Hogere pH-waarden in de plasberm worden waargenomen voor de plasberm aan de Aarschotsesteenweg. Echter, een lagere pH in de plasberm in vergelijking met de waterweg wordt gemeten voor de plasberm te Herent.

4.1.1.3 *Elektrische geleidbaarheid*

De elektrische geleidbaarheid ligt tussen 650 en 870 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Figuur 22). Lagere waarden voor de plasberm in vergelijking met de waterweg worden genoteerd in de lente 2013 aan de Aarschotsesteenweg en te Herent. Hogere waarden in de plasberm ten opzichte van de waterweg worden gemeten tijdens de zomer 2013 voor de plasberm stroomafwaarts de Bieststraat. Eén meetpunt in de plasberm aan de Aarschotsesteenweg kende een hogere elektrische geleidbaarheid dan de waterweg in de lente 2015 en lente 2016.

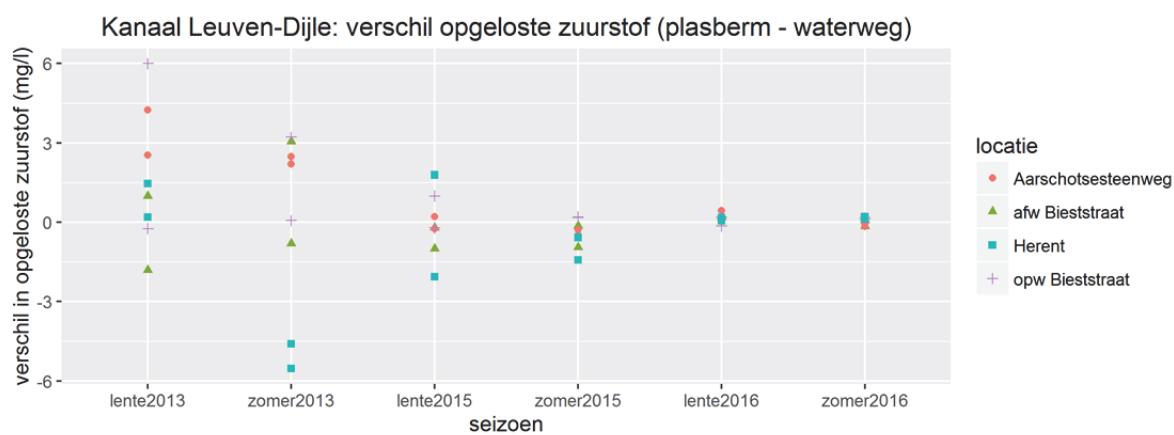
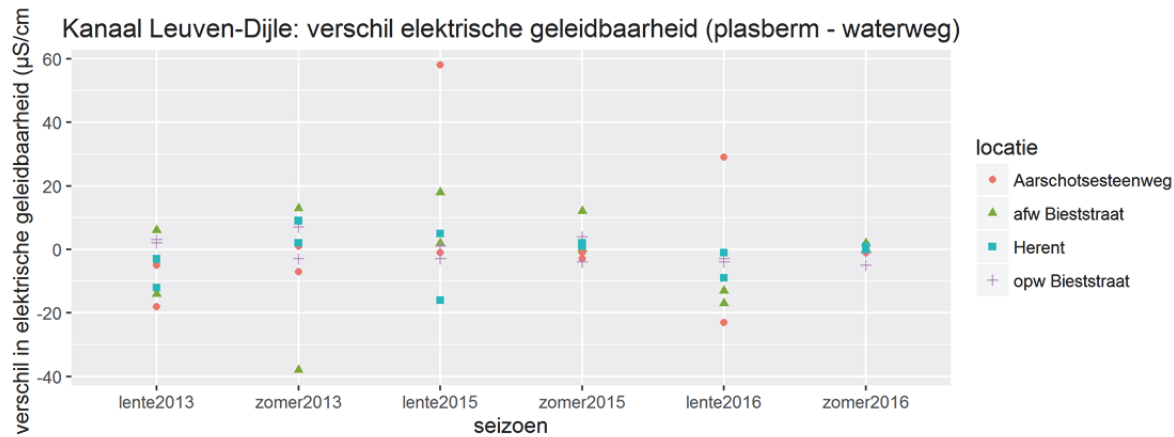
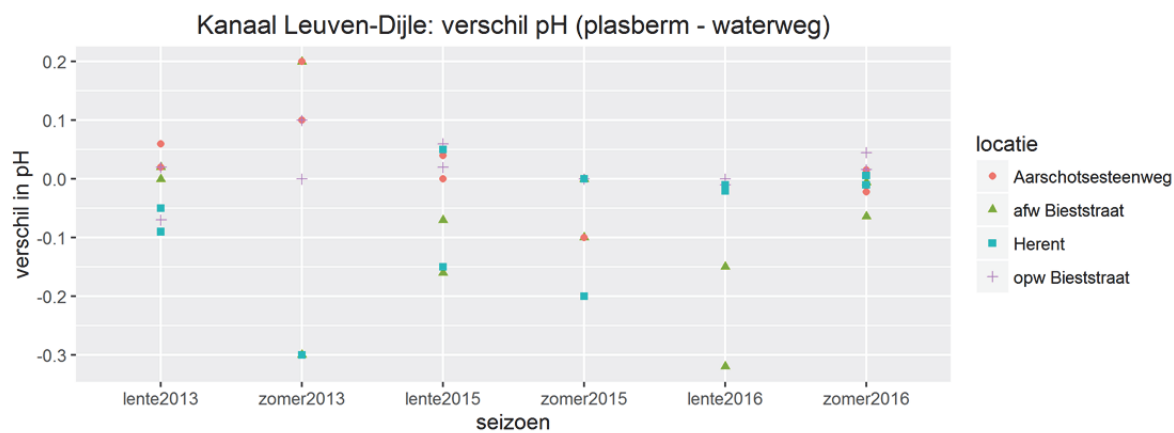
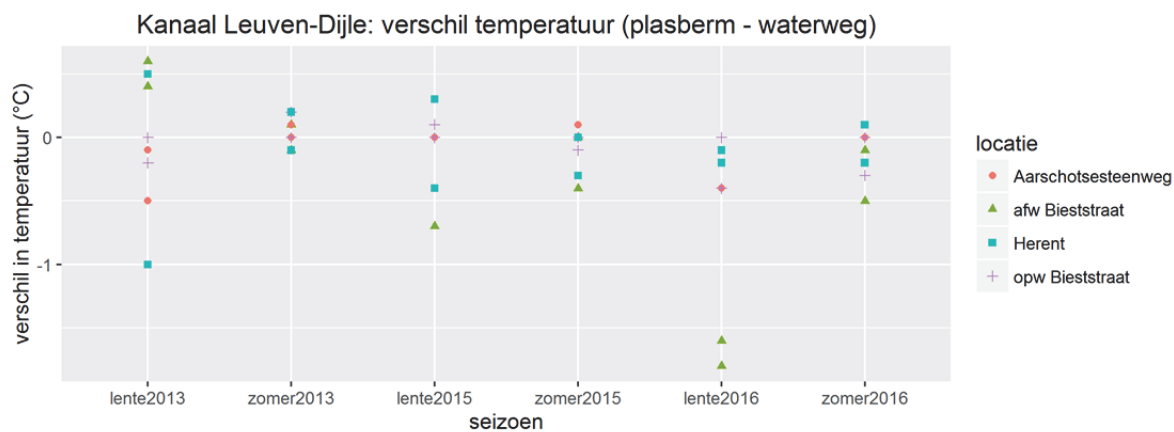
4.1.1.4 *Zuurstof*

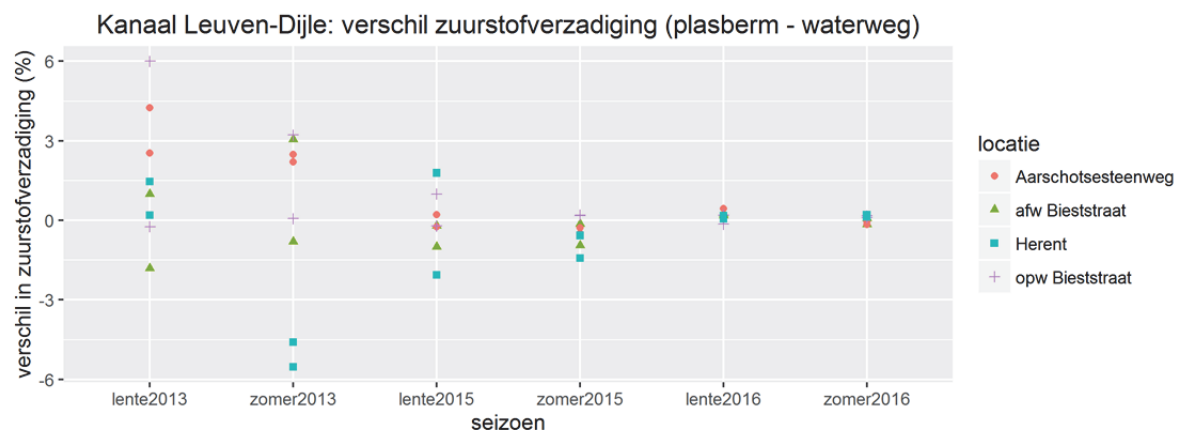
In de lente 2013 worden de hoogste opgeloste zuurstofwaarden gemeten, tussen 10 en 26 mg/l of een zuurstofverzadiging tussen 100 en 220% (Figuur 22). Bij de overige metingen liggen de opgeloste zuurstofwaarden tussen 5 en 15 mg/l of een zuurstofverzadiging tussen 60 en 150%. De gemiddelde opgeloste zuurstofwaarde voor de lente is 12 mg/l en een gemiddelde zuurstofverzadiging van 114%, voor de zomer bedraagt dit 8,6 mg/l en 94%.

Hogere zuurstofwaarden in de plasberm ten opzichte van de waterweg zijn gemeten (Figuur 22):

- in de lente 2013 bij de locatie aan de Aarschotsesteenweg,
- in de zomer 2013 bij de locatie aan de Aarschotsesteenweg en stroomopwaarts de Bieststraat.

Lagere zuurstofwaarden voor de plasberm in vergelijking met de waterweg komen voor in de zomer 2015 te Herent. De metingen van de lente en zomer 2016 tonen gelijkaardige zuurstofwaarden voor de meetpunten in de plasbermen en in de waterwegen.





Figuur 22. Het verschil in temperatuur, pH, elektrische geleidbaarheid, zuurstofgehalte en zuurstofverzadiging (waarde van de plasberm min de waarde in de waterweg) per meetperiode en per locatie langs het Kanaal Leuven-Dijle.

4.1.2 Kanaal Brussel-Schelde

Figuur 23 toont het verschil in temperatuur, pH, elektrische geleidbaarheid, zuurstofgehalte en zuurstofverzadiging (waarde van de plasberm min de waarde in de waterweg) per meetperiode en per locatie langs het Kanaal Brussel-Schelde. Bijlage 6 geeft de meetresultaten weer voor de onderzochte locaties langs het Kanaal Brussel-Schelde.

4.1.2.1 Temperatuur

Zoals verwacht wordt in alle locaties een hogere watertemperatuur gemeten tijdens de zomer dan in de lente (Figuur 23).

Lagere temperaturen in de plasberm in vergelijking met de waterweg worden waargenomen:

- in de zomer 2015 op alle onderzochte locaties;
- in de lente 2015 in alle plasbermen te Grimbergen, soms met verschillen van meer dan 1,5°C voor één meetpunt in zone 4a en één meetpunt in zone 4b;
- in de zomer 2016 voor alle plasbermen behalve zone 2.

Hogere temperaturen in de plasberm ten opzichte van de waterweg komen voor in de lente 2013 in zone 1 en zone 2 en in de zomer 2016 voor zone 2.

4.1.2.2 pH

De waarden van pH liggen vooral tussen 7,5 en 8,3. pH-waarden hoger dan 8 worden gemeten in alle locaties tijdens de lente 2013 en lente 2016 met uitzondering van de locatie te Wintam (Figuur 23).

Verschillen in pH-waarden tussen meetplaatsen in de plasberm en meetplaatsen in de waterweg zijn over het algemeen klein (<0,1). Enkel in de lente 2015 voor één meetpunt in zone 2 en in de zomer 2013 voor één meetpunt in Wintam werden grote verschillen gevonden met lagere waarden in de plasbermen.

4.1.2.3 Elektrische geleidbaarheid

In alle meetperiodes liggen de metingen te Wintam steeds hoger dan bij de overige locaties (Figuur 23). De hoogste waarden te Wintam, tussen 1100 en 1200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ worden gemeten in de zomer 2013. De laagste waarden te Wintam, tussen 750 en 900 $\mu\text{S}/\text{cm}$ worden gevonden in de lente 2016.

In de locaties te Grimbergen werden de hoogste waarden, rond 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, gemeten in de lente 2013. De laagste waarden, rond 650 $\mu\text{S}/\text{cm}$ zijn gemeten in de zomer 2016. Voor de zomer 2013, lente 2015 en lente 2016 liggen de waarden tussen 800 en 850 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Verschillen in elektrische geleidbaarheid tussen meetplaatsen in de plasberm en meetplaatsen in de waterweg zijn over het algemeen klein (<50 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Enkel te Wintam werden in de zomer 2016 grotere verschillen gevonden: op

twee meetpunten was de elektrische geleidbaarheid in de plasberm hoger (verschillen van 109 en 113 $\mu\text{S}/\text{cm}$) dan in de waterweg, op één meetpunt lager (verschil van 127 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

4.1.2.4 Zuurstof

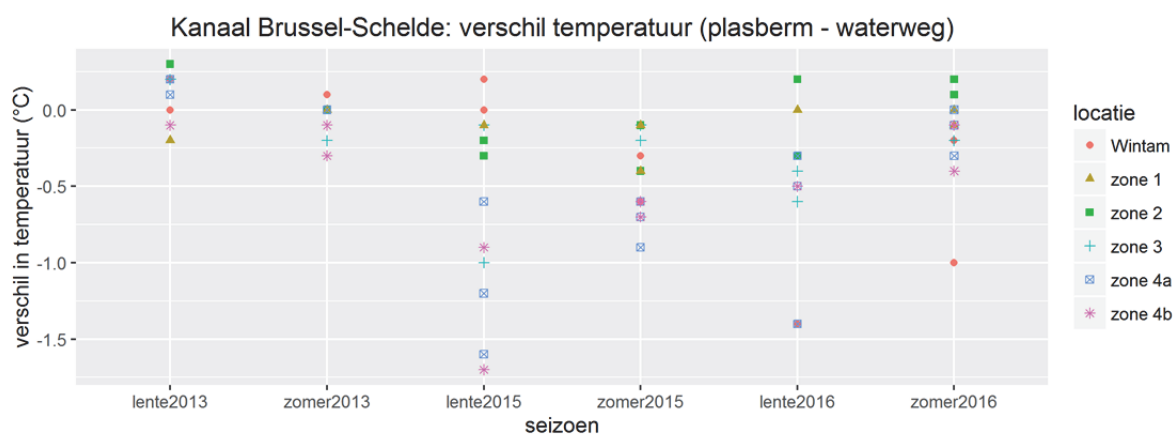
De hoogste zuurstofwaarden komen voor tijdens de lente 2013 (opgeloste zuurstof tussen 11 en 14 mg/l en een zuurstofverzadiging tussen 105 en 140%) en zomer 2016 (opgeloste zuurstof tussen 9,6 en 10,7 mg/l en een zuurstofverzadiging tussen 83 en 99%). Tijdens de overige metingen ligt het opgeloste zuurstofgehalte veelal tussen 3,5 en 8,0 mg/l en de zuurstofverzadiging tussen 35 en 90%. De gemiddelde zuurstofwaarden voor de lente zijn 9,6 mg/l en 90%, voor de zomer 6,0 mg/l en 67%.

Tijdens de zomer 2013, lente 2015 en zomer 2015 liggen de zuurstofconcentratie en de zuurstofverzadiging hoger te Wintam ten opzichte van de andere locaties.

Lagere zuurstofwaarden in de plasberm ten opzichte van de waterweg zijn gemeten (Figuur 23):

- in de zomer 2015 op alle locaties met de grootste verschillen (tussen 1 en 2 mg/l) voor twee meetpunten van zone 4b en één meetpunt van zone 4a,
- in de zomer 2016, vooral voor zone 2, één meetpunt in zone 4b en één meetpunt in zone 4a maar de verschillen bleven onder 1 mg/l,
- in de lente 2015, vooral in zone 4b en 2 meetpunten in zone 4a, met de hoogste verschillen tussen 1 en 1,5 mg/l voor één meetpunt in zone 4a en één meetpunt in zone 4b,
- in de zomer 2013, vooral in zone 4b en één meetpunt van zone 4a.

Hogere zuurstofwaarden voor de plasberm in vergelijking met de waterweg worden genoteerd tijdens de lente 2013 in zone 2, zone 4a en zone 4b, in de lente 2016 voor zone 1 en zone 2 en in de zomer 2016 voor twee meetpunten in zone 4a en één meetpunt in zone 4b.



Kanaal Brussel-Schelde: verschil pH (plasberm - waterweg)

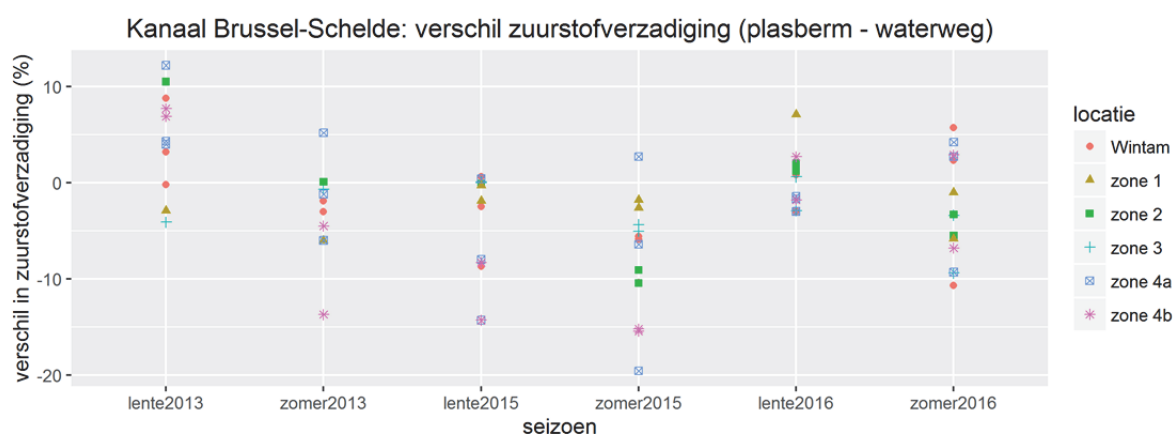


Kanaal Brussel-Schelde: verschil elektrische geleidbaarheid (plasberm - waterweg)



Kanaal Brussel-Schelde: verschil opgeloste zuurstof (plasberm - waterweg)





Figuur 23. Het verschil in temperatuur, pH, elektrische geleidbaarheid, zuurstofgehalte en zuurstofverzadiging (waarde van de plasberm min de waarde in de waterweg) per meetperiode en per locatie langs het Kanaal Brussel-Schelde.

4.1.3 Kanaal Charleroi-Brussel

Figuur 24 toont het verschil (de waarde van de plasberm min de waarde in de waterweg) in temperatuur, pH, elektrische geleidbaarheid, zuurstofgehalte en zuurstofverzadiging in de lente en zomer 2017 te Lot langs het Kanaal Brussel-Schelde. Bijlage 6 geeft de meetresultaten weer.

4.1.3.1 Temperatuur

Er worden gelijkaardige of iets lagere temperaturen gemeten in de plasberm in vergelijking met de waterweg. In de lente is er een maximaal verschil van 1,3°C. In de zomer bedraagt het maximaal verschil 0,5°C.

4.1.3.2 pH

De waarden van pH liggen tussen 7,1 en 8,1 met een mediaanwaarde van 8,0. Verschillen in de pH tussen meetplaatsen in de plasberm en meetplaatsen in de waterweg zijn klein in de lente (<0,05, Figuur 24). In de zomer ligt de pH voor één meetplaats 0,9 lager in de plasberm dan in de waterweg (Figuur 24).

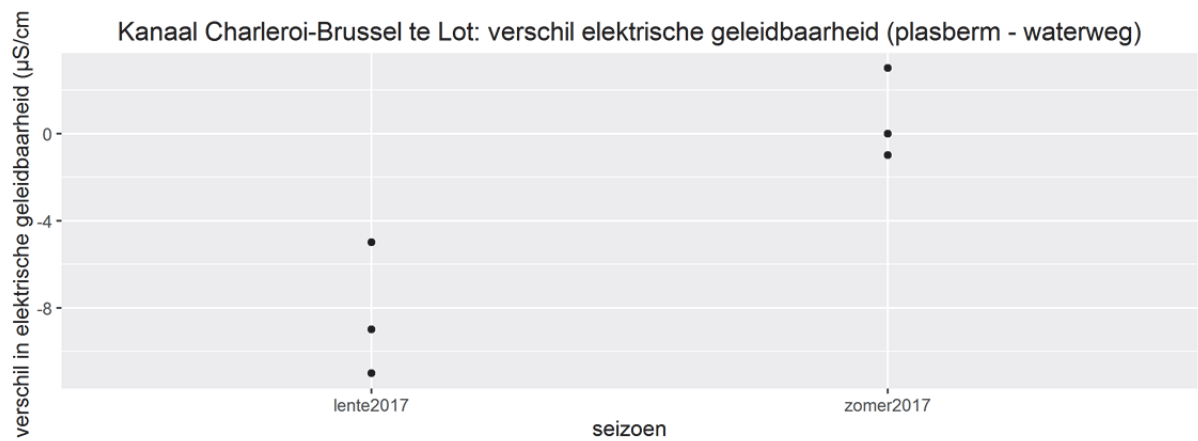
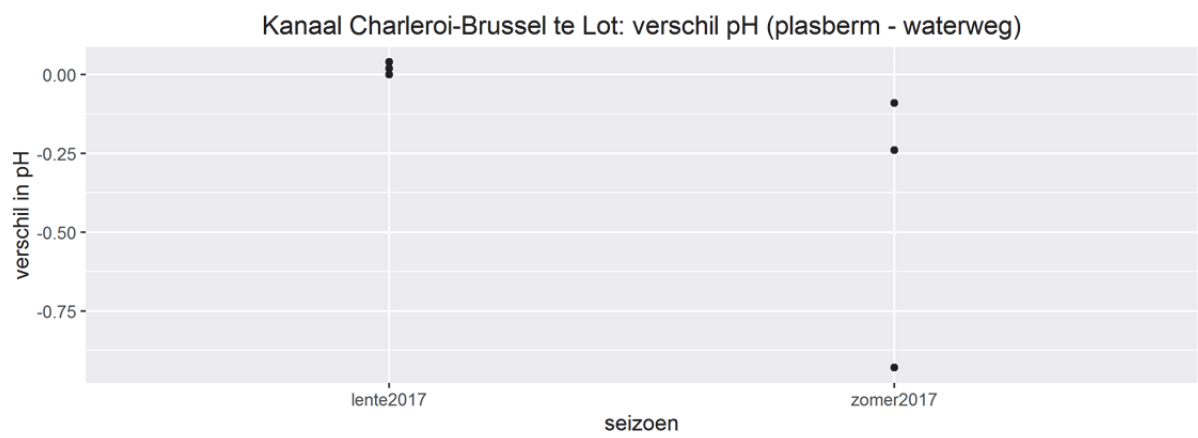
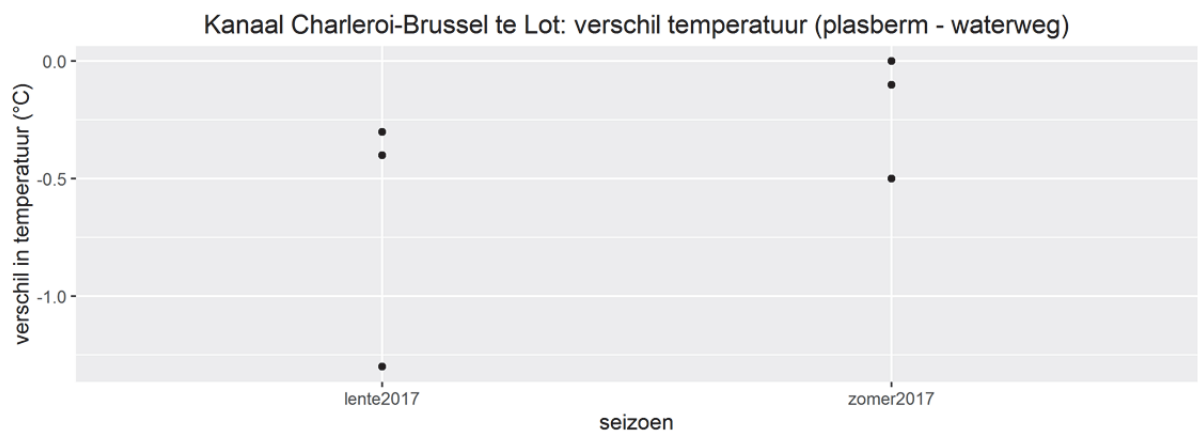
4.1.3.3 Elektrische geleidbaarheid

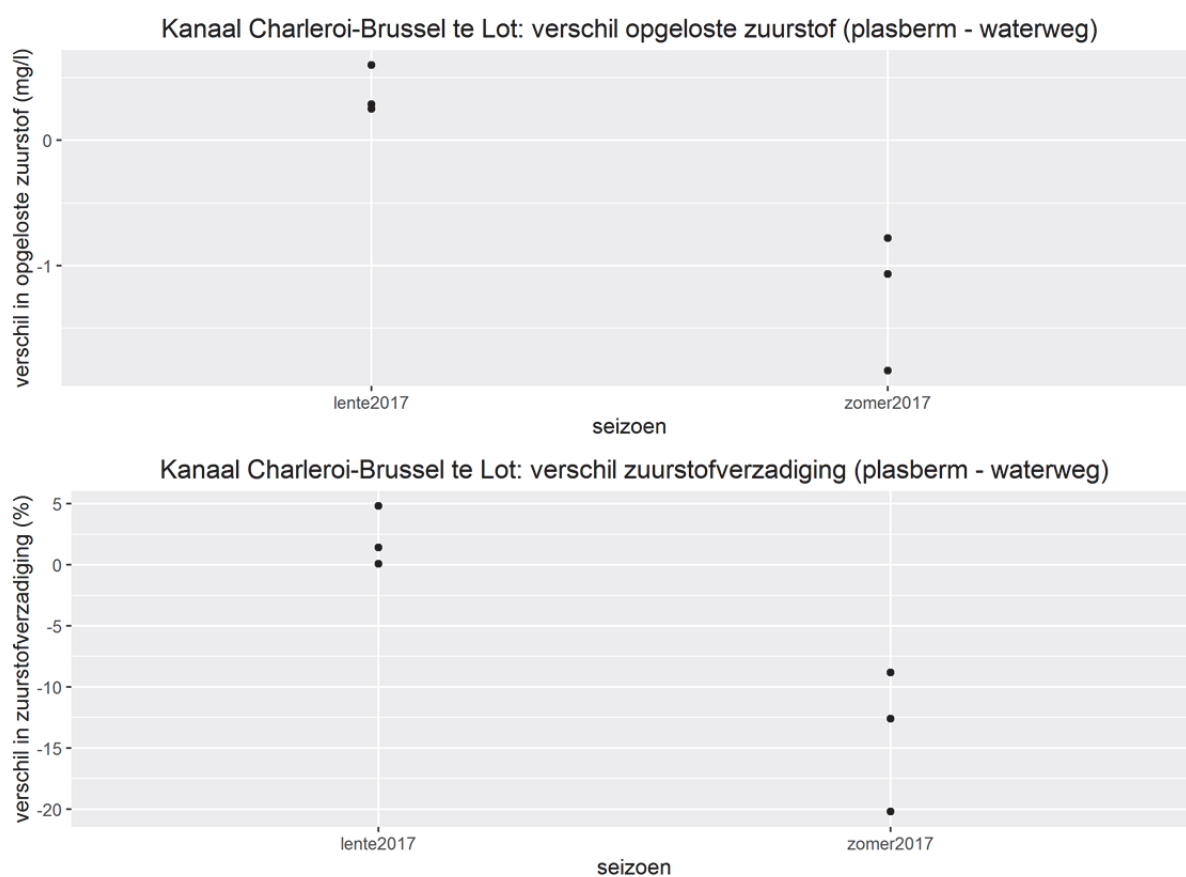
De elektrische geleidbaarheid is het hoogst in de lente met waarden tussen 954 en 968 $\mu\text{S}/\text{cm}$. In de zomer bedragen de waarden voor elektrische geleidbaarheid tussen 833 en 837 $\mu\text{S}/\text{cm}$. De verschillen tussen meetplaatsen in de plasberm en meetplaatsen in de waterweg zijn klein (maximaal 11 $\mu\text{S}/\text{cm}$; Figuur 24).

4.1.3.4 Zuurstof

In de lente worden hogere zuurstofwaarden gemeten dan in de zomer. De mediaanwaarden tijdens de lente zijn 10 mg/l (opgeloste zuurstof) en 92% (zuurstofverzadiging), terwijl in de zomer de mediaanwaarden 7 mg/l en 75% bedragen.

In de lente worden gelijkaardige of iets hogere zuurstofwaarden gevonden in de plasberm in vergelijking met de waterweg. In de zomer worden lagere zuurstofwaarden gevonden in de plasberm in vergelijking met de waterweg. Voor twee meetlocaties bedragen de verschillen rond 1 mg/l opgeloste zuurstof en 10% zuurstofverzadiging. Op één locatie is er een verschil van 1,8 mg/l en 20% (Figuur 24).





Figuur 24. Het verschil in temperatuur, pH, elektrische geleidbaarheid, zuurstofgehalte en zuurstofverzadiging (waarde van de plasberm min de waarde in de waterweg) per meetperiode en per locatie langs het Kanaal Charleroi-Brussel te Lot.

4.2 Vegetaties

4.2.1 Kanaal Leuven-Dijle

De vegetatie ter hoogte van de kanaaloever en de vooroever is bemonsterd in 2012, 2014 en 2016; de vegetatie van de kruin in 2012, 2014. In de plasberm stroomopwaarts de Bieststraat konden in 2016 geen vegetatieopnames verricht worden vermits geen oevervegetatie aanwezig was als gevolg van inrichtingswerken in 2015 (Tabel 6, Foto 4).

Tabel 6. Overzicht van de grootte van de opnamelocaties in de vier plasbermen van het Kanaal Leuven-Dijle voor de verschillende jaren.

Plasberm	2012	2014	2016
Leuven Aarschotsesteenweg	100 m x 2,5 m	100 m x 2,8 m	100 m x 2,8 m
Herent zwaaiikom	44 m x 3 m	44 m x 5,2 m	41 m x 4,8 m
Boortmeerbeek stroomafwaarts Bieststraat	58 m x 4,8 m	53 m x 6,6 m	51 m x 6 m
Boortmeerbeek stroomopwaarts Bieststraat	54 m x 4,5 m	54 m x 5,7 m	(-)

4.2.1.1 Soortensamenstelling

4.2.1.1.1 Aarschotsesteenweg

Als we de plasberm als geheel beschouwen, dan is de totale vegetatiebedekking toegenomen van 79% in 2012 naar 90% in 2014 en 92% in 2016; de rest is open water (of grond).

Bij het onderzochte traject van de plasberm ter hoogte van de Aarschotsesteenweg is in alle jaren zo goed als over de gehele breedte van de plasberm een rietkraag aanwezig. In 2012 was riet aanwezig in 6% van de transecten tussen vooroever en 280 cm van de vooroever, in 2014 was dit reeds in 82 tot 88% van de transecten tussen de vooroever en 280 cm van de vooroever, en in 2016 was dit reeds tussen 87 en 94% (met een totale bedekking van de plasberm van 91%).

De abundantie van wolfspoot is afgenomen; in 2012 kwam de soort voor tot in 14% van de transecten tot op 1 m van de vooroever, in 2014 was dit nog in max. 11% van de transecten binnen 1 m van de vooroever en in 2016 was dit slechts 3% van de transecten binnen eenzelfde afstand.

Andere soorten kwamen voor in slechts lage bedekkingen. In 2012 waren dit fioringras, glanshaver, veerdelig tandzaad, kropaar, harig wilgenroosje (bedekking 2%), rietzwenkgras, watermunt, waterzuring, gevleugeld helmkruid en blauw glikkruid, allen met een totale bedekking $\leq 1\%$. In 2014 was het soortenaantal verder afgenomen, met als andere soorten zwart tandzaad, harig wilgenroosje, rietzwenkgras, gele waterkers, waterzuring, gevleugeld helmkruid en moerasandoorn (bedekking $\leq 1\%$), terwijl in 2016 enkel nog zwart tandzaad, harig wilgenroosje en gevleugeld helmkruid aanwezig waren (bedekking $\leq 1\%$).



Foto 19. Overzichtsfoto van de plasberm te Leuven in 2012 (boven) en 2016 (onder).

4.2.1.1.2 Herent

In 2012 bedroeg de totale vegetatiebedekking 66% over de gehele plasberm, in 2014 was dit nog 52%, maar in 2016 was deze gestegen tot 75%.

In 2012 waren vooral witte waterlelie (21%), grote lisdodde (14%), riet (11%) en oeverzegge (10%) dominant. Witte waterlelie kwam vooral voor tussen 0,5 en 2,5 m van de vooroever (tot 32% van de transecten). Oeverzegge kwam vooral voor tussen 2,5 en 3 m van de vooroever (tot 80% van de transecten). In 2014 waren riet (15%), oeverzegge (11%) en grote lisdodde (8%) dominant. Riet bereikte de hoogste bedekkingen tussen 1 en 3 m van de vooroever (tot 33% van de transecten). In 2016 bleven grote lisdodde (19%), riet (16%) en oeverzegge (16%) dominant. Grote lisdodde bereikte de hoogste bedekkingen tussen 1 en 3,5 m van de vooroever (tot 37% van de transecten). Riet kende de hoogste bedekkingen tot 2 m van de vooroever (in 22% van alle transecten). Oeverzegge kwam vooral voor tussen 3 en 4,5 m van de vooroever (tot 66% van alle transecten). Andere soorten die in 2016 voorkwamen zijn smalle weegbree (8%), witte waterlelie (6%), geoord helmkruid, smeerwortel en wolfspoot (allen 2%). Soorten die voorkomen aan een bedekking kleiner of gelijk aan 1% zijn gewone engelwortel, fluitenkruid, glanshaver, scherpe zegge, moesdistel, klein streepzaad, peen, koninginnenkruid, hondsdraf, gewone berenklauw, margriet, watermunt, kruipende boterbloem, waterzuring, gevleugeld helmkruid, grote egelskop en rode klaver.

Tot 1 m van de vooroever, is riet dominant (22%), gevolgd door grote lisdodde (9%) en wolfspoot (7%). Andere soorten die er voorkomen zijn waterzuring (3%), gevleugeld helmkruid (2%) en gewone engelwortel (0,4%). In 2014 kwamen vooral waterzuring, harig wilgenroosje, zwart tandzaad en wolfspoot voor. Wolfspoot, waterzuring en gevleugeld helmkruid komen enkel voor in dit bereik. Riet groeit vooral in het deel van de plasberm tussen 30 en 40 m, en dit nagenoeg over het gehele bereik tot de vooroever.

Tussen 1 en 3 m van de vooroever is grote lisdodde dominant (30%), gevolgd door riet (18%) en witte waterlelie (13%). Andere soorten die er voorkomen zijn oeverzegge (7%), smalle weegbree (1%), geoord helmkruid (0,5%) en watermunt (0,2%). Witte waterlelie komt enkel voor in de transecten tussen 13 en 20 m, en binnen dit afstandsbereik van de vooroever. Oeverzegge komt aaneengesloten voor in de transecten tot 26 m, maar komt pas voor vanaf 1 m afstand tot de vooroever. Grote lisdodde komt vooral voor in de transecten tussen 18 en 37 m maar overwegend tussen 0,9 en 4 m van de vooroever.

Tussen 3 en 4 m is oeverzegge dominant (45%), gevolgd door grote lisdodde (25%) en riet (13%). Daarnaast komen volgende soorten nog voor: smalle weegbree (4%), grote egelskop (3%), gewone smeerwortel (2%), scherpe zegge (1%), watermunt (1%) en koninginnenkruid (0,2%). Dit geeft een totale vegetatiebedekking van 96%. Ook in 2014 groeide oeverzegge vooral in deze zone met hoogste aantallen (in 50% van de transecten op 3,9 m afstand van de vooroever).

Tussen 4 en 4,8 m, dus op het talud van de kanaalberm, is smalle weegbree dominant (41%), gevolgd door oeverzegge (25%) en gewone smeerwortel (10%). Minder bedekkende soorten zijn glanshaver (6%), peen (5%), koninginnenkruid (2%), riet (2%), moesdistel (2%) en nog een aantal andere soorten met een bedekking kleiner dan of gelijk aan 1% (o.a. fluitenkruid, klein streepzaad, rode klaver en gewone berenklauw). In 2014 groeiden vooral peen, witte en rode klaver, rood zwenkgras, gewone smeerwortel, gestreepte witbol, hondsdraf en kruipende boterbloem in deze zone.



Foto 20. *Overzichtsfoto van de plasberm te Herent in 2012 (boven), 2014 (midden) en 2016 (onder).*

4.2.1.1.3 *Boortmeerbeek stroomafwaarts Bieststraat*

Als we de plasberm als geheel beschouwen (53 m op 6,6 m) dan werd de vegetatiesamenstelling in 2014 gedomineerd door bitterzoet (24%), gevolgd door grote egelskop (13%) en glanshaver (13%). Kleine en grote lisdodde hebben een bedekking van 9% en 7% respectievelijk. In 2016 werd een oppervlakte van 51 m op 6 m geïnventariseerd. Daarbinnen werd de vegetatiesamenstelling gedomineerd door glanshaver (22%), gevolgd door grote lisdodde (17%) en kleine lisdodde (11%). Grote egelskop en bitterzoet hebben nog een bedekking van 3% en 1% respectievelijk.

Grote en kleine lisdodde groeien tussen de vooroever en tot zo'n 5 m afstand van de vooroever, met hoogste abundanties tussen zo'n 0,5 en 2 m afstand van de vooroever voor grote lisdodde (tot 37% van de transecten) en tussen 1,5 en 3 m voor kleine lisdodde (tot 25% van de transecten). Grote egelskop komt discontinu voor tussen 0,5 m en 4 m van de vooroever, met de hoogste aantallen tussen 3,5 en 4 m afstand van de vooroever (tot 18% van de transecten). In 2014 kwam de soort nog voor tot 5,5 m van de vooroever, terwijl ook de hoogste aantallen tussen 3,5 en 5 m van de vooroever voorkwamen (tot 40% van de transecten). De sterkste terugval wordt opgetekend voor bitterzoet. Deze soort groeide in 2014 in het bereik tot 6 m van de vooroever, met maximale abundanties tot 1 m van de vooroever (tot 53% van de transecten) en tussen 1 en 2,5 m afstand van de vooroever (tot 43% van de transecten). In 2016 komt de soort nog heel discontinu voor tot 5 m van de vooroever, veelal slechts in 1 transect (= 2% van de transecten) op een bepaalde afstand. Hoogste abundanties worden nog aangetroffen tot 0,5 m van de vooroever (8% van de transecten). Glanshaver kent hoge abundanties vanaf 4,5 m afstand van de vooroever (tot 76% van de transecten), in 2014 was dit nog vanaf 5 m van de vooroever.

Op grote en kleine lisdodde en grote egelskop groeiden geregeld haagwinde en bitterzoet, dewelke niet in de bedekking werden opgenomen. Andere soorten zijn mannetjesvaren (5%), haagwinde (5%), wolfspoot (3%), grote brandnetel (2%), moerasandoorn (2%) en smalle weegbree (2%). Mannetjesvaren komt enkel voor tussen 4 en 6 m van de vooroever. Wolfspoot komt discontinu voor tot 4,5 m van de vooroever met een maximale abundantie tot 0,5 m van de vooroever (12% van de transecten).

De meeste soorten hebben een bedekking kleiner dan of gelijk aan 1%: duizendblad, zwarte els, zwart tandzaad, knoepkruid, klein streepzaad, peen, harig wilgenroosje, heermoes, koninginnenkruid, gewone berenklauw, gestreepte witbol, gele lis, margriet, moeras-vergeet-mij-nietje, zomereik, kruipende boterbloem, waterzuring, gevleugeld helmkruid, jakobskruid, bitterzoet, gewone smeewortel, boerenwormkruid, paardenbloem en rode klaver. Ook in 2014 had het merendeel van deze soorten een bedekking kleiner dan 1%.

4.2.1.1.4 *Boortmeerbeek stroomopwaarts Bieststraat*

In 2012 lag de vegetatiebedekking van de gehele plasberm erg laag met een totale bedekking van slechts 20%; in 2014 was dit verdubbeld tot 40%.

In 2012 bereikte grote egelskop de hoogste bedekking (4%); deze kwam in lage aantallen voor over het gehele afstandsbereik tot de vooroever (max. 9% van de transecten). Braam had een bedekking van 3% en kwam enkel voor vanaf 4 m van de vooroever (op de talud, max. 22% van de transecten). Bitterzoet kende een bedekking van 2% en kwam vooral voor tot 1 m van de vooroever, en tussen 4 en 4,5 m van de vooroever. Zwarte els had een bedekking van 2% en kwam vooral voor op de talud (vanaf 4 m van de vooroever, in max. 19% van de transecten). Andere soorten hadden een totale bedekking van kleiner dan of gelijk aan 1%: grote engelwortel, gewone engelwortel, glanshaver, zwart tandzaad, oeverzegge, knoepkruid, groot streepzaad, mannetjesvaren, kweek, harig wilgenroosje, gele lis, pitrus, wolfspoot, grote kattenstaart, moeras-vergeet-me-nietje, waterzuring, ridderzuring, boswilg, mattenbies, gevleugeld helmkruid, blauw glidkruid, moeraszegge, valse salie, grote lisdodde en grote brandnetel.

In 2014 kende knoepkruid de hoogste bedekking op niveau van de plasberm (7%); de soort kwam vooral voor vanaf 5 m van de vooroever (tot 54% van de transecten). Bitterzoet en glanshaver volgden met een bedekking van 4%. Terwijl bitterzoet de hoogste bedekking had tot 1 m van de vooroever (max. 11% van de transecten), was dit voor glanshaver vooral tussen 4,5 en 5 m van de vooroever (tot 19% van de transecten). Grote egelskop, gevleugeld helmkruid en mannetjesvaren hadden een bedekking van 3%; vooral tussen respectievelijk 1 en 2 m van de vooroever (tot 9% van de transecten), 4 en 5 m van de vooroever (tot 17% van de transecten) en 4 en 5 m van de vooroever (tot 19% van de transecten).

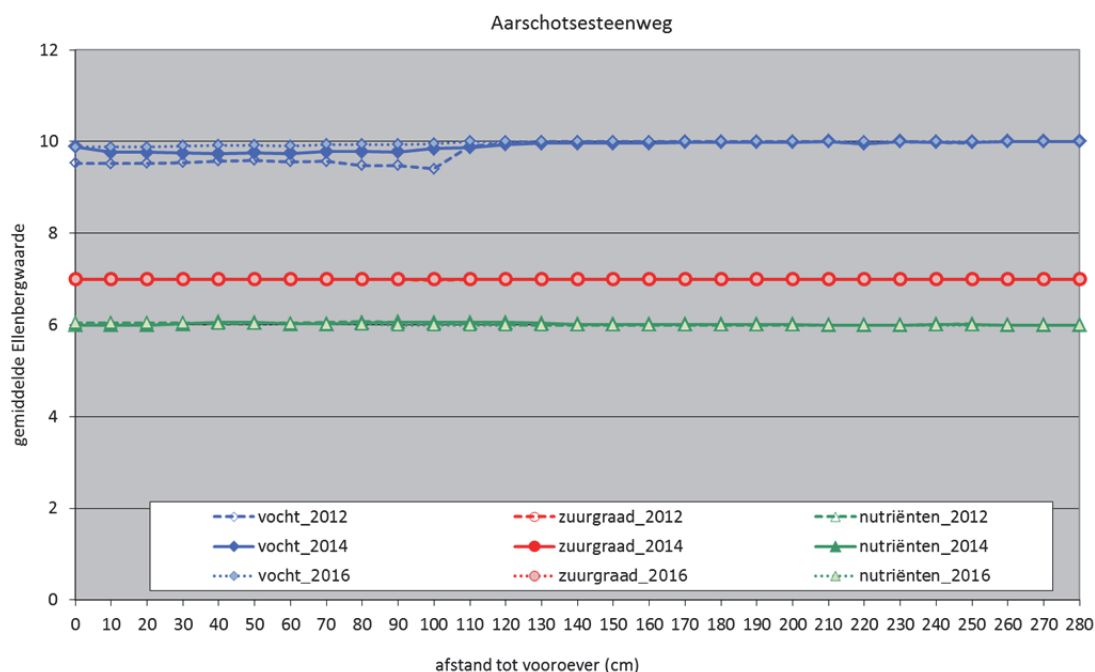
4.2.1.2 Gemiddelde Ellenbergwaarden

Voor de vier verschillende locaties langsheen het Kanaal Leuven-Dijle zijn de gemiddelde Ellenbergwaarden voor zuurgraad, vocht en nutriënten berekend, voor de velddata van 2012, 2014 en 2016 (Figuur 25, Figuur 26, Figuur 27 en Figuur 28).

De Ellenbergwaarde voor het vocht blijkt, zoals verwacht, de variabele te zijn die het meest varieert in functie van de afstand tot de vooroever. Veelal ligt deze iets lager op de verhoogde vooroever en vanaf de talud. Op alle vier locaties treedt er weinig variatie op voor de Ellenbergwaarde voor zuurgraad en voor de Ellenbergwaarde voor nutriënten, zowel in functie van afstand tot de vooroever als in de tijd (2012-2016).

4.2.1.2.1 Aarschotsesteenweg

Voor de oever aan de Aarschotsesteenweg is er geen variatie in de Ellenbergwaarden voor zuurgraad met waarden gelijk aan 7 (Figuur 25). Ook voor nutriënten en vocht is er nauwelijks variatie over de gehele breedte van de plasberm met waarden rond 6 en 10 respectievelijk. De abundante rietkraag ligt aan de grondslag hiervan. Door bijmenging van wolfspoot tussen de vooroever en tot op 1 m afstand van de vooroever lag het vochtgetal in 2012 en 2014 iets lager.



Figuur 25. Gemiddelde Ellenbergwaarden voor het traject aan de Aarschotsesteenweg (Leuven).

4.2.1.2.2 Herent

Voor de plasberm te Herent werden duidelijke verschillen in de Ellenbergwaarde voor vocht bekomen (Figuur 26). De waarde ligt tussen 8 en 10 voor de vegetatie tussen de vooroever en tot op 60 cm afstand van de vooroever tot 2014. In 2016 verloopt de stijging van het vochtgetal meer gradueel en ligt deze pas vanaf 110 cm rond 10; vanaf deze afstand komt oeverzegge voor en neemt de bedekking van grote lisdodde toe. In dit afstandsbereik vertonen de waarden een daling tussen 2012 en 2016. Op een afstand van 2,2-2,4 m van de vooroever zet zich in alle jaren een daling in van het vochtgetal, hoewel deze in 2012 uitgesproken scherp is en in 2014 en 2016 eerder gradueel. In 2012 neemt de bedekking van witte waterlelie af vanaf deze afstand. Vergelijking voor afstanden verder dan 3 m van de vooroever is echter niet mogelijk. Verder van de vooroever daalt de Ellenbergwaarde voor vocht naar waarden tussen 5 en 6. Tussen 4,20 m en 4,40 m afstand tot de vooroever is in 2016 een tweede scherpe daling van het vochtgetal waarneembaar, waarbij de waarden vervolgens onder deze van 2014 blijven. Dit kan verklaard worden door de afname van oeverzegge en toename van smalle weegbree in deze zone. Met uitzondering van de eerste 50 cm vanaf de vooroever liggen de waarden voor 2016 continu iets lager dan deze voor 2014. Het grillige verloop van de Ellenbergwaarden tussen 4,8 m en 5,2 m van de vooroever is te wijten aan de beperkte

vegetatiebedekking in deze zone, waardoor één of een beperkt aantal soorten (zoals kruipende boterbloem en smalle weegbree) het Ellenberggetal bepalen.

Verschillen tussen de Ellenbergwaarden voor nutriënten zijn minder uitgesproken. Tot een afstand van om en bij de 3 m van de vooroever fluctueren de waarden voor alle jaren tussen 6 en 7, vooral bepaald door riet, grote lisdodde en witte waterlelie. De waarden voor 2012 lijken het meest verschillend, met in de eerste meter van de vooroever iets lagere waarden dan de andere jaren en vanaf zo'n 2,4 m een toename in waarden tot 7 (door bijmenging van oeverzegge). Voor de jaren 2014 en 2016 wordt pas een lichte toename in Ellenbergwaarden waargenomen vanaf 3 m van de oever (eveneens door een toename van oeverzegge), waarna de waarden licht fluctueren rond 6,7. Vanaf 4,3 m beginnen ze weer te dalen; voor 2016 scherper dan voor 2014, tot een waarde van 4, allicht door de toename in bedekking van smalle weegbree. Ver van de vooroever worden dezelfde fluctuaties waargenomen als voor het vochtgetal.

Voor zuurgraad zijn de verschillen tussen de jaren en tussen de afstanden van de vooroever het minst uitgesproken, en fluctueren ze rond 7. Wel wordt een lichte daling waargenomen vanaf zo'n 4,2 m van de vooroever tot een waarde van 6.

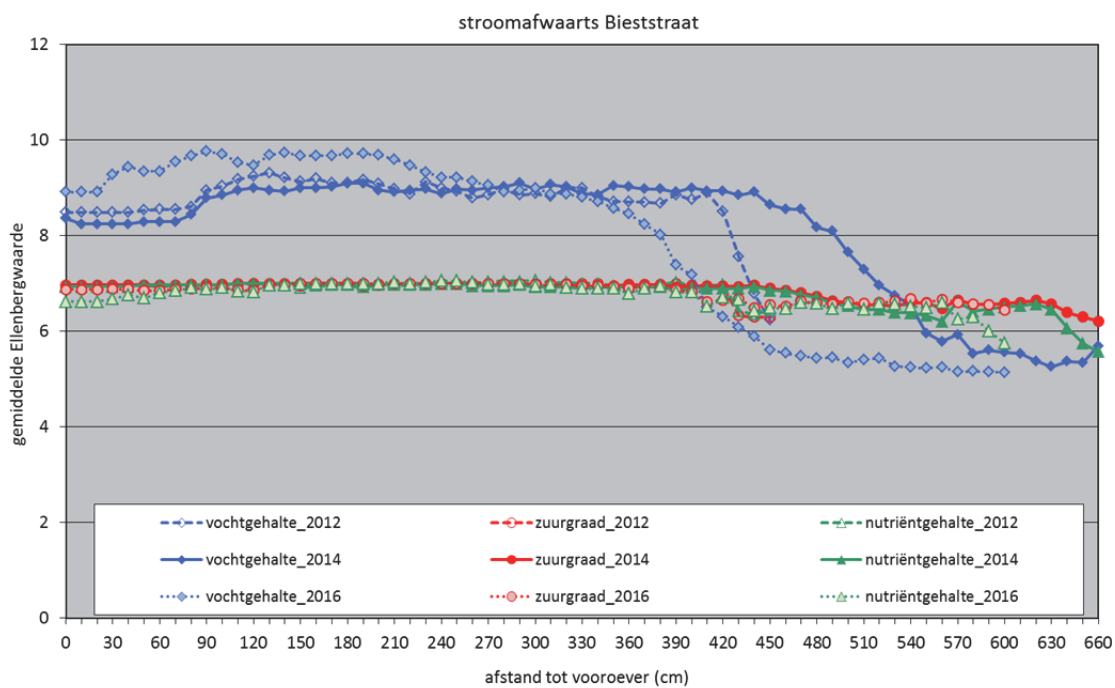


Figuur 26. Gemiddelde Ellenbergwaarden voor het traject in Herent.

4.2.1.2.3 Boortmeerbeek stroomafwaarts Bieststraat

Ook in de plasberm gelegen stroomafwaarts de Bieststraat vertoonden de Ellenbergwaarden voor vocht de sterkste fluctuaties. In 2012 en 2014 lagen deze iets boven 8 voor de vegetatie vanaf de vooroever tot op 0,7 m afstand van de vooroever (Figuur 27). In 2016 stijgt het vochtgetal binnen deze afstand reeds tot een waarde tussen 9 en 10, door bijmenging van grote en kleine lisdodde en grote egelskop. Vanaf 80 cm afstand van de vooroever stijgen de berekende waarden voor 2012 en 2014 licht en schommelen ze rond 9 voor de vegetaties tussen 1,1 en 4,2 m afstand van de vooroever. Voor 2016 blijft de waarde fluctueren tussen 9 en 10 tot zo'n 2,4 m van de vooroever waarna de waarden eveneens rond 9 schommelen tot 3,3 m van de vooroever, nogmaals door de abundantie van grote en kleine lisdodde, grote egelskop en bitterzoet. Vervolgens zet zich een eerder scherpe daling in over een afstand van 1,3 m gevolgd door een geleidelijke stagnatie rond een waarde van 5. Deze lagere waarden worden verklaard door de hoge abundanties van glanshaver, smalle weegbree en mannetjesvaren. Voor de voorgaande jaren dalen de waarden reeds vanaf 4,2 m afstand van de vooroever tot een minimum van 5,5 op 6 m van de oever voor 2014, waarbij voor 2012 een scherpe daling tot zo'n 6,5 op 4,5 m van de oever. Deze verschuiving kan verklaard worden door het voorkomen van glanshaver dicht bij de vooroever.

De berekende Ellenbergwaarden voor nutriënten en voor zuurgraad liggen rond 7 voor de vegetaties tussen de vooroever en tot op 4,2 m afstand van de vooroever. De verkregen waarden voor zuurgraad liggen tussen 6 en 7 na 4,2 m afstand van de vooroever. De Ellenbergwaarden voor nutriënten dalen ook vanaf hier en liggen tot onder 6 voor de vegetaties vanaf 6 m afstand van de vooroever. Deze daling zet zich in 2016 in op een kortere afstand van de vooroever dan in 2014.



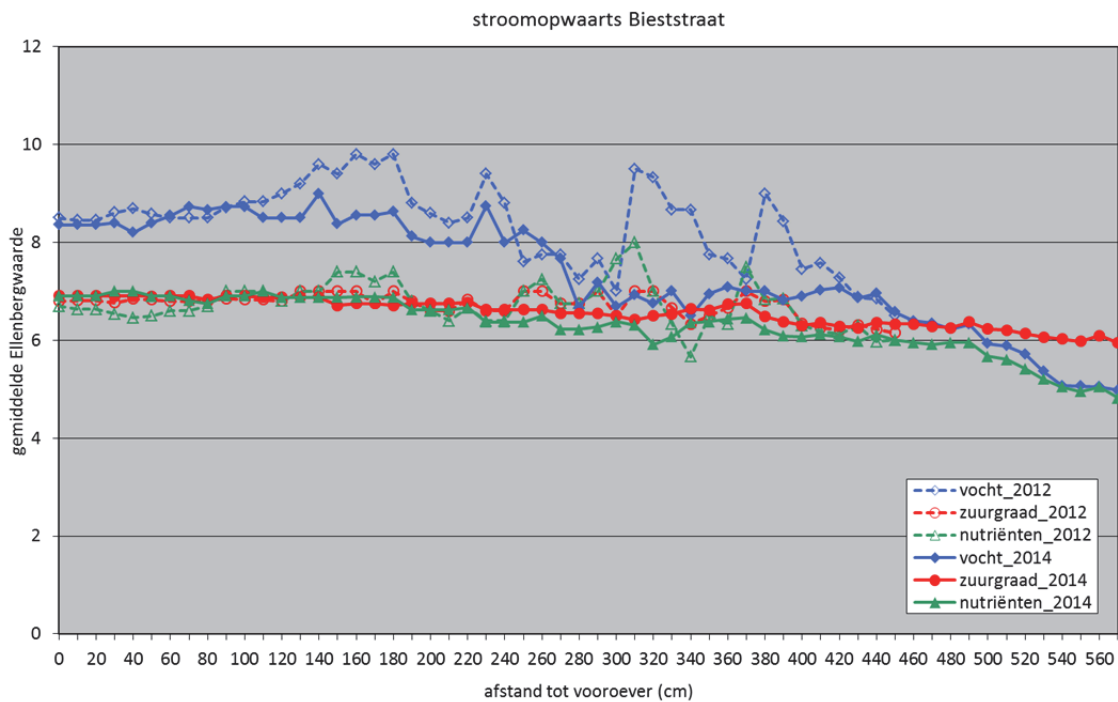
Figuur 27. Gemiddelde Ellenbergwaarden voor het traject stroomafwaarts de Bieststraat (Boortmeerbeek).

4.2.1.2.4 Boortmeerbeek stroomopwaarts Bieststraat

In de plasberm gelegen stroomopwaarts de Bieststraat worden in 2014 voor de vegetatie tussen de vooroever en tot op 2,6 m afstand van de vooroever Ellenbergwaarden voor vocht tussen 8 en 9 bekomen, voornamelijk bepaald door bitterzoet en grote egelskop (Figuur 28). Op verdere afstand van de vooroever, tot op 4,5 m, verkrijgen we Ellenbergwaarden voor vocht tussen 6,5 en 8 door wisselende bedekkingen van meerdere soorten zoals bitterzoet, glanshaver, gevleugeld helmkruid, etc. Na 4,5 m afstand van de vooroever dalen de Ellenbergwaarden voor vocht nog verder, o.a. door de aanwezigheid van knoopkruid, rood zwenkgras en margriet. Tussen 1,4 en 2,4 m en tussen 3,1 en 4,1 m afstand van de vooroever liggen de Ellenbergwaarden voor vocht lager in 2014 dan in 2012. Deze zones werden in 2012 gedomineerd door respectievelijk grote egelskop, terwijl er in 2014 veel bijmenging was van andere soorten zoals respectievelijk zwart tandzaad en gestreepte witbol, en glanshaver, knoopkruid, bitterzoet,...

De verkregen Ellenbergwaarden voor nutriënten dalen lichtjes in functie van de afstand tot de vooroever. Voor de vegetatie tussen de vooroever en tot op 5 m afstand van de vooroever ligt de waarde tussen 6 en 7; na 5 m afstand van de vooroever dalen de Ellenbergwaarden voor nutriënten naar waarden rond 5. Deze zone ligt op de talud.

Ook de berekende Ellenbergwaarden voor zuurgraad dalen licht bij toenemende afstand van de vooroever.



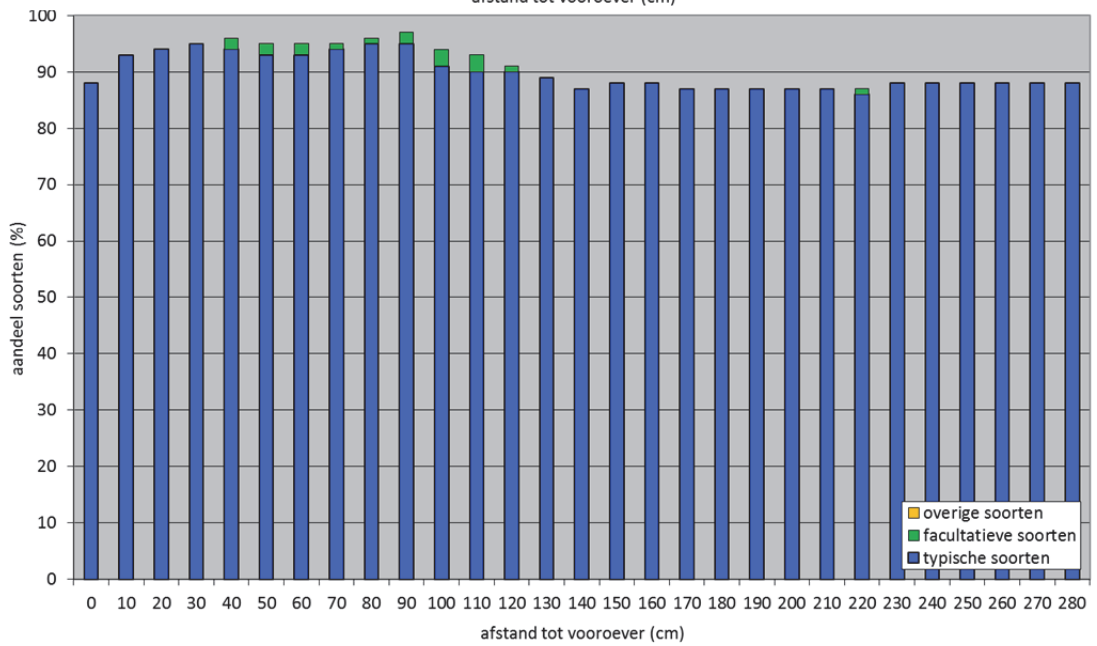
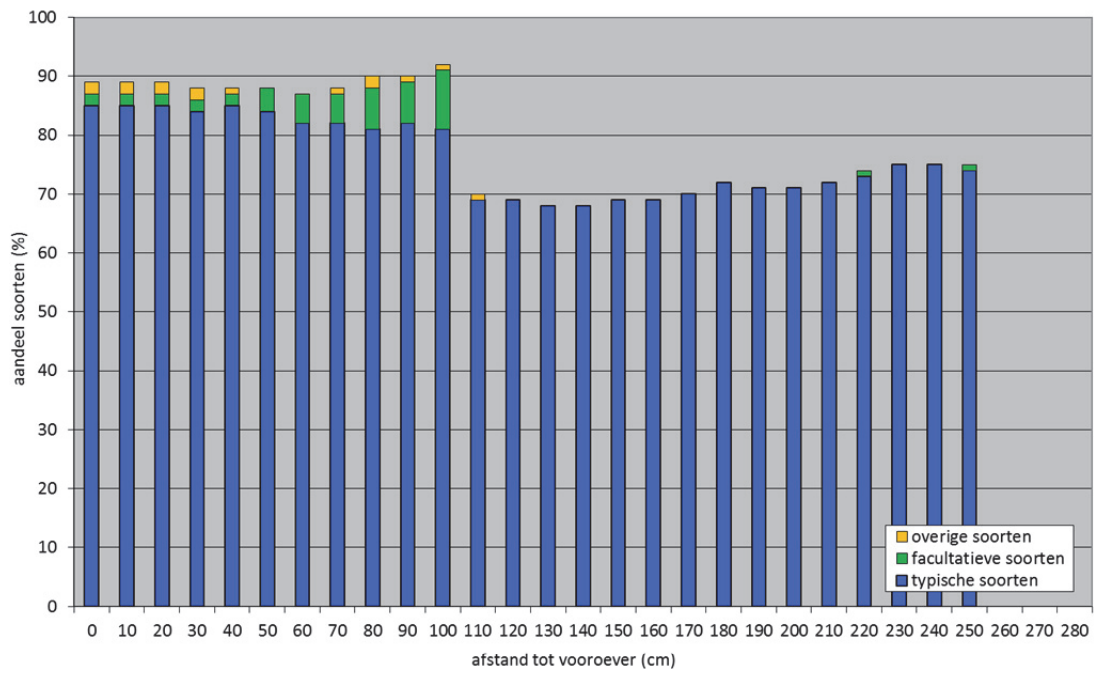
Figuur 28. Gemiddelde Ellenbergwaarden voor het traject stroomopwaarts de Bieststraat (Boortmeerbeek).

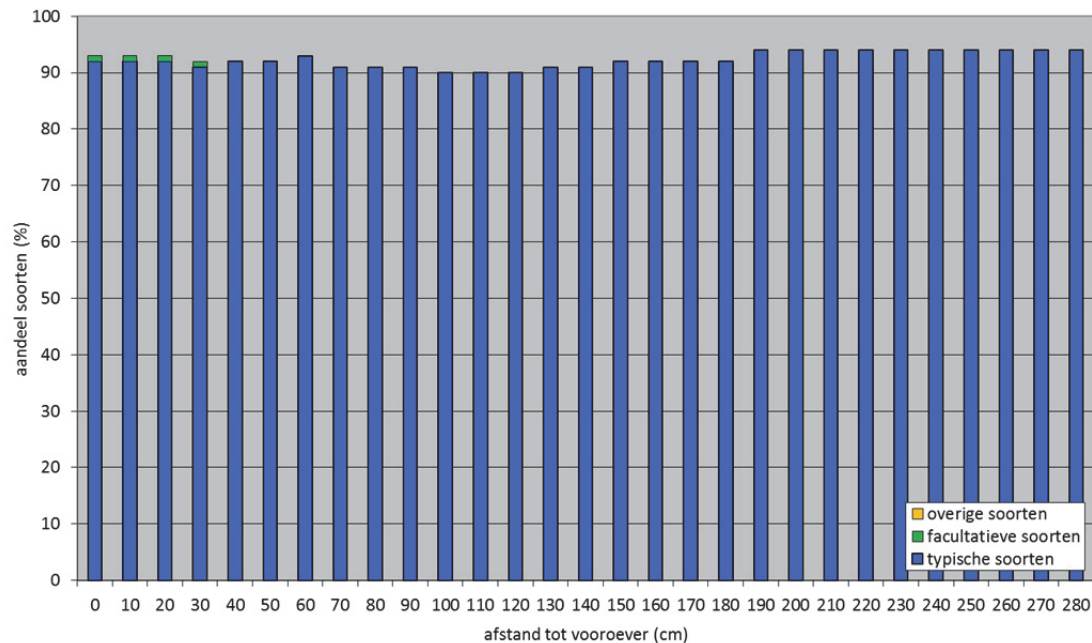
4.2.1.3 Ecologische groepen

Hieronder bespreken we de resultaten van de vier bestudeerde plasbermen van het Kanaal Leuven-Dijle wat betreft het voorkomen van typische en facultatieve oeversoorten versus overige soorten. In de grafieken wordt het procentueel aandeel van deze soortgroepen en een groep 'overige' uitgezet voor de drie inventarisatiejaren. Concreet wil dit zeggen dat als in 8 van de 10 transecten riet groeit op een bepaalde afstand van de vooroever, dit in grafiekvorm wordt weergegeven als 80% 'typische soorten' voor deze afstand. Het resterende gehalte is open water (of grond).

4.2.1.3.1 Aarschotsesteenweg

Sinds de eerste inventarisatie in 2012 is het aandeel typische oeversoorten toegenomen tot meer dan 90% over de gehele breedte van de plasberm (Figuur 29). Tussen 2012 en 2014 zijn de overige soorten die tot 1,1 m van de vooroever voorkwamen verdwenen, waarbij ook het aandeel facultatieve oeversoorten is afgenomen. Dit aandeel nam nog meer af tussen 2014 en 2016. Het grote aandeel typische oeversoorten is volledig toe te schrijven aan de rietkraag die groeit over de gehele breedte van de plasberm.



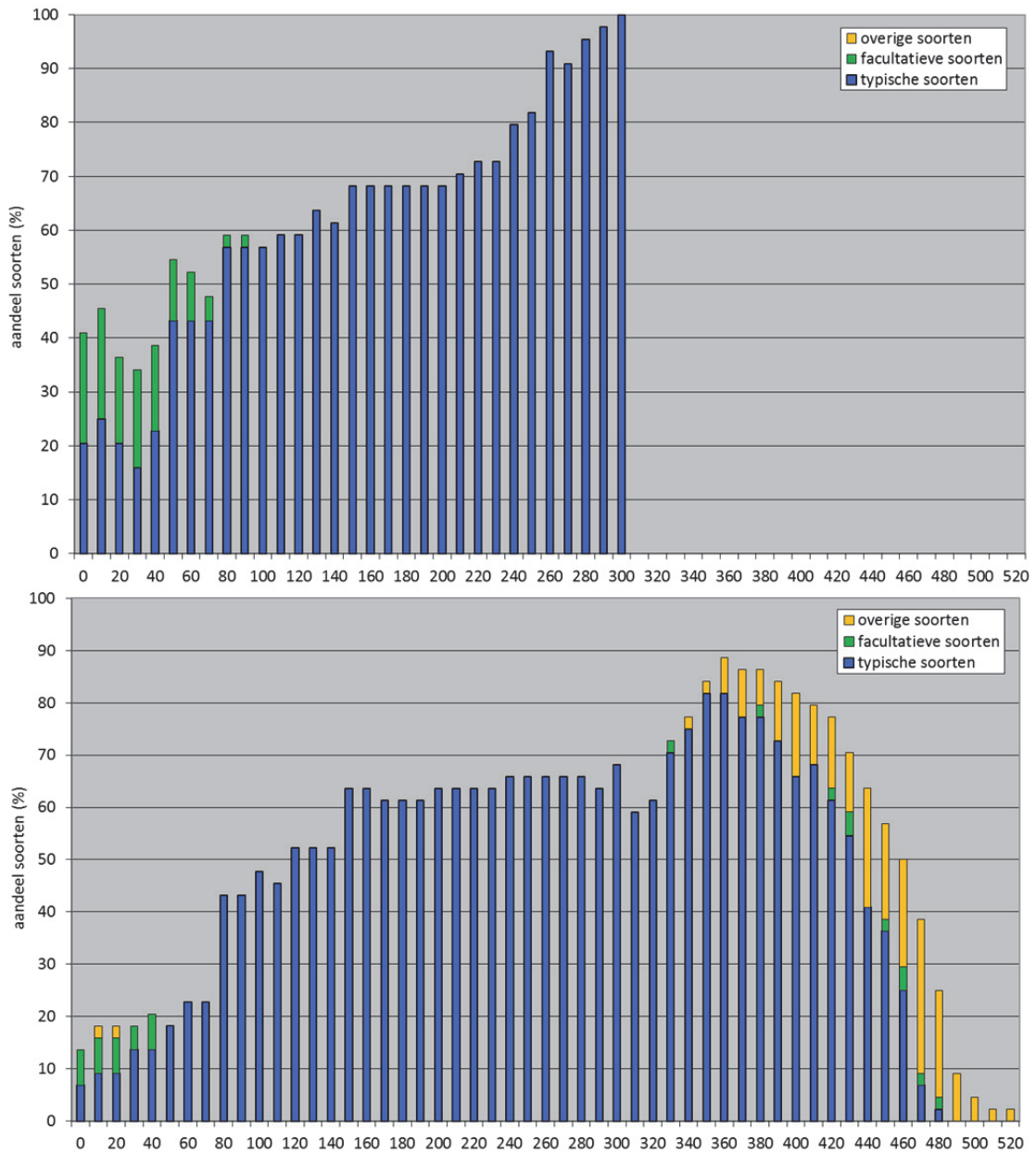


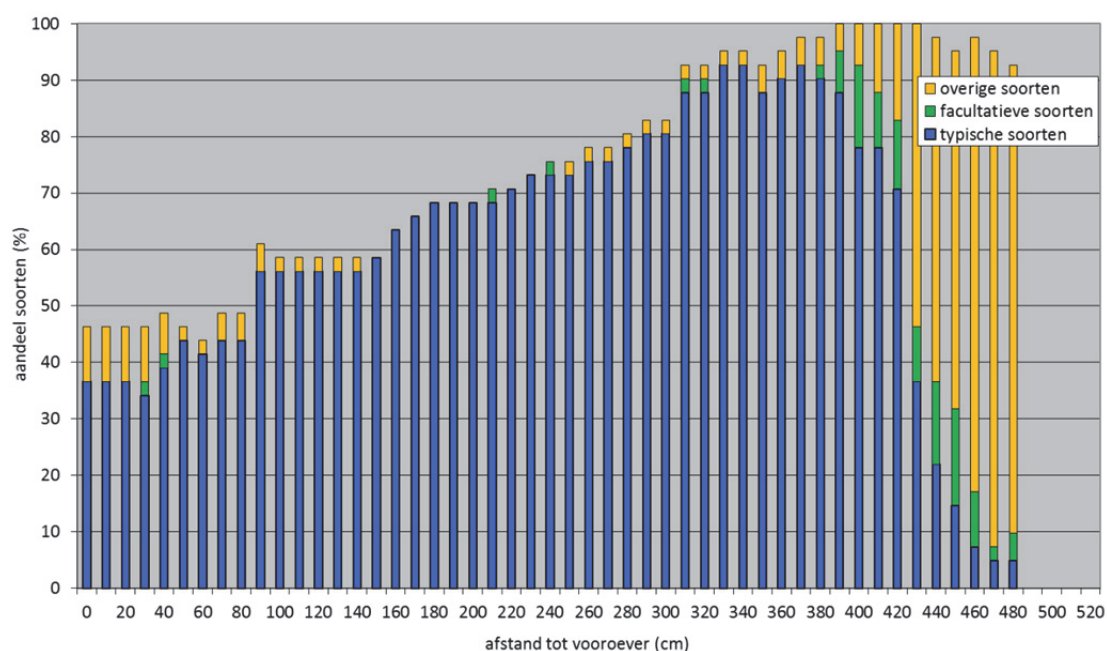
Figuur 29. Procentueel aandeel van de ecologische groepen voor het traject aan de Aarschotsesteenweg (Leuven) voor de jaren 2012 (boven), 2014 (midden) en 2016 (onder).

4.2.1.3.2 Herent

De aandelen typische oeversoorten nemen in 2016 geleidelijk toe van zo'n 35% in de eerste 40 cm vanaf de vooroever tot rond 90% tussen 3,1 m en 3,9 m van de vooroever, waar oeverzegge en grote lisdodde abundant voorkomen (Figuur 30). Tussen 3,9 m en 4,2 m neemt dit aandeel af, waarbij het aandeel facultatieve oeversoorten toeneemt tot 10-15%, maar vanaf 4,2 m afstand van de vooroever is er een sterke daling van het aandeel aan typische oeversoorten, waarbij hoge aandelen van overige soorten (waaronder smalle weegbree, peen, glanshaver, smeewortel) tot meer dan 80% bereikt worden. Rond deze afstand is de oever bereikt. Bovendien ligt de vegetatiegraad tot 1 m van de vooroever in 2016 rond 50%, na een daling in 2014.

In 2012 en 2014 kwamen hogere aandelen facultatieve oeversoorten voor tot 50 cm vanaf de vooroever in vergelijking met 2016. Bovendien werden in 2012 geen overige soorten aangetroffen, maar er werd slechts geïnventariseerd tot 3 m van de vooroever, waar voornamelijk riet, grote lisdodde en witte waterlelie voorkwamen. Tussen 2,6 m en 3 m van de vooroever werden in 2012 aandelen typische oeversoorten van meer dan 90% aangetroffen (Figuur 30).

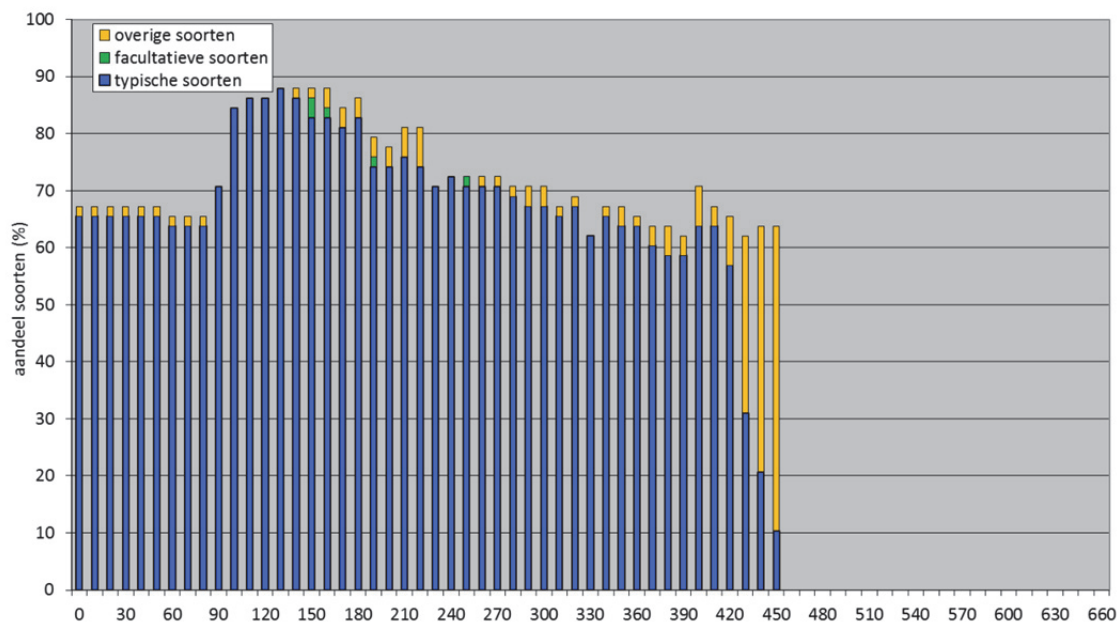


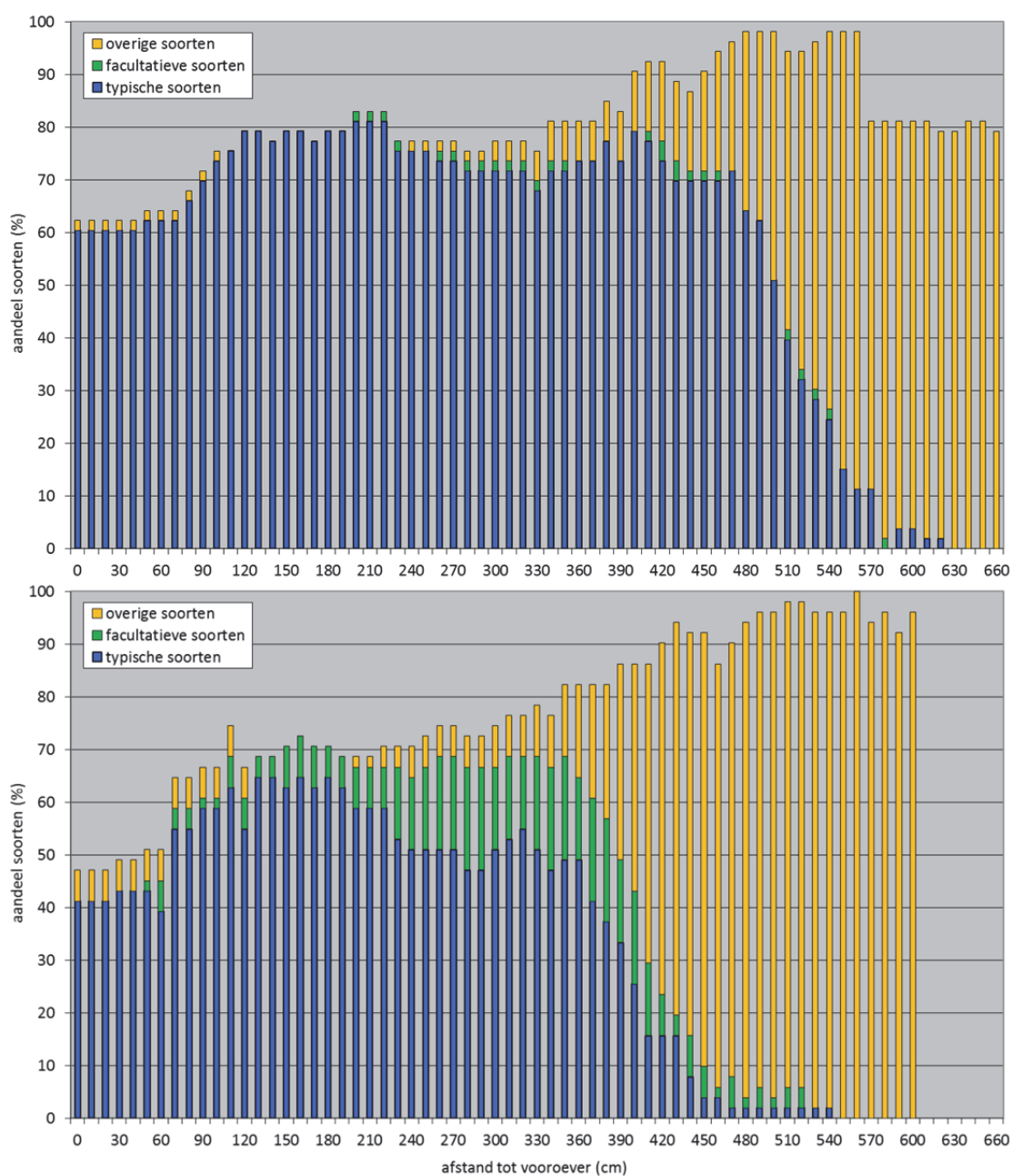


Figuur 30. Procentueel aandeel van de ecologische groepen voor het traject in Herent voor de jaren 2012 (boven), 2014 (midden) en 2016 (onder).

4.2.1.3.3 Boortmeerbeek stroomafwaarts Bieststraat

De aandelen van lagen in 2012 en 2014 tussen 60% en 70% tussen de vooroever tot op 90 cm afstand van de vooroever. In 2016 ligt het aandeel van typische oeversoorten tussen 40-60% tot 90 cm afstand van de vooroever. Tussen 2012 en 2014 zijn de aandelen typische oeversoorten toegenomen tussen 1 m en 4,5 m van de vooroever. Het aandeel typische oeversoorten ligt in 2014 tussen 70% en 80% op 1 m tot 4,8 m van de vooroever. In 2016 ligt het aandeel typische oeversoorten tussen 1 m en 4 m tussen 50% en 60%. Het aandeel facultatieve oeversoorten ligt in 2016 hoger tussen 1,5 m en 4 m van de vooroever ten opzichte van 2012 en 2014. Het aandeel overige soorten is opvallend toegenomen in 2016 vanaf 4 m van de vooroever (Figuur 31). Vanaf 4,4 m van de vooroever komen minder dan 10% typische oeversoorten voor.



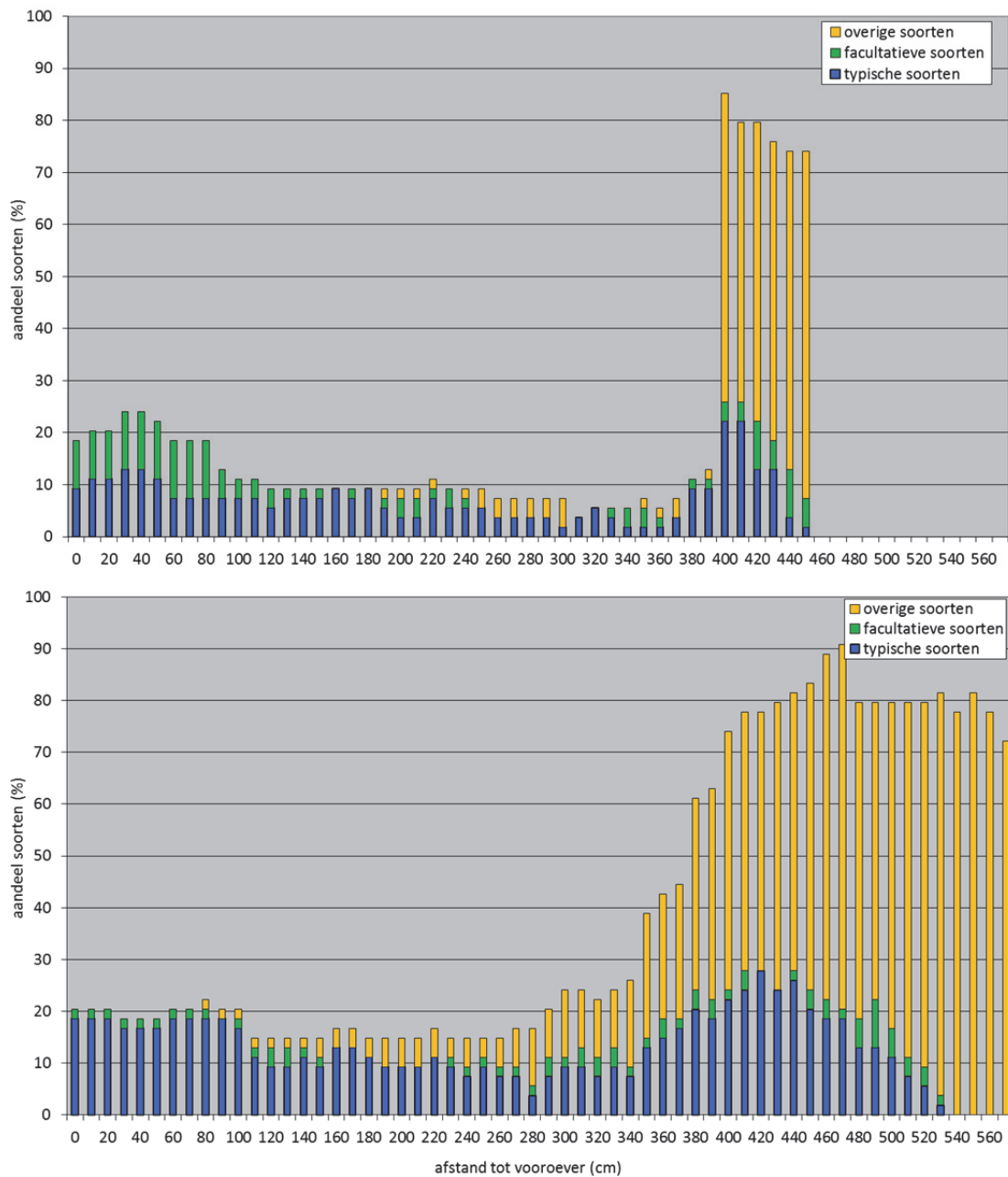


Figuur 31. Procentueel aandeel van de ecologische groepen voor het traject stroomafwaarts de Bieststraat (Boortmeerbeek) voor de jaren 2012 (boven), 2014 (midden) en 2016 (onder).

4.2.1.3.4 Boortmeerbeek stroomopwaarts Bieststraat

In de plasberm stroomopwaarts de Bieststraat bereiken typische oeversoorten in 2014 een aandeel tussen 17% en 19% tussen de vooroever en 1 m afstand van de vooroever (Figuur 32). Tussen 1,1 en 3,4 m van de vooroever ligt dit aandeel rond 10%. Tussen 4 en 4,5 m afstand van de vooroever zijn meer dan 20% van de aanwezige soorten typische oeversoorten, met een maximum van zo'n 28% op 4,2 m afstand van de vooroever. Van 5,2 tot 5,7 m van de vooroever komen geen typische oeversoorten meer voor en bereiken overige soorten hoge aandelen, tussen 40% en 60%. In deze zone ligt de kanaalberm.

In 2014 worden hogere aandelen aan typische oeversoorten gevonden in vergelijking met 2012, vooral tussen de vooroever en tot op 1 m afstand van de vooroever (Figuur 32). In 2012 is het aandeel van de overige soorten hoger tussen 4 en 4,5 m afstand van de vooroever ten opzichte van 2014.



Figuur 32. Procentueel aandeel van de ecologische groepen voor het traject stroomopwaarts de Bieststraat (Boortmeerbeek) voor de jaren 2012 (boven) en 2014 (onder).

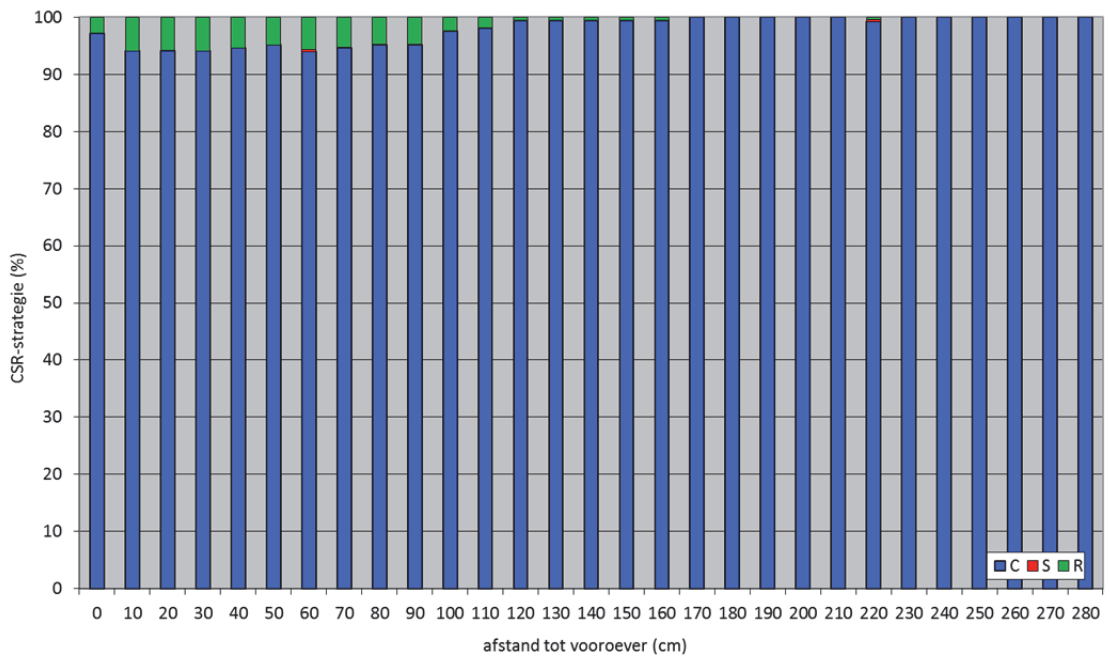
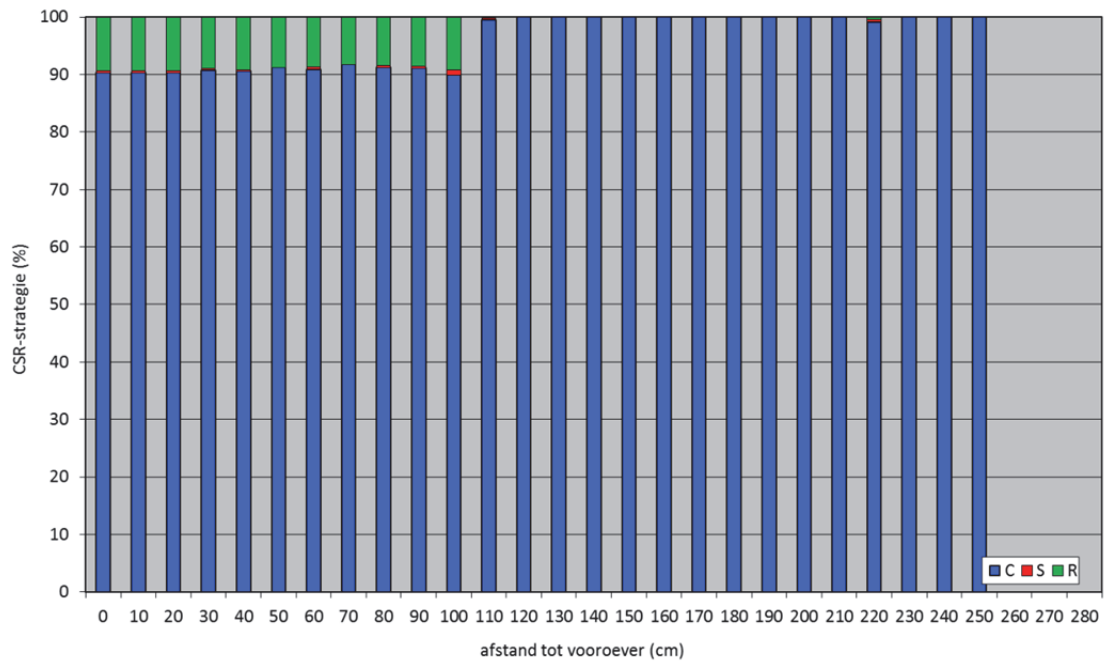
4.2.1.4 Overlevingsstrategie

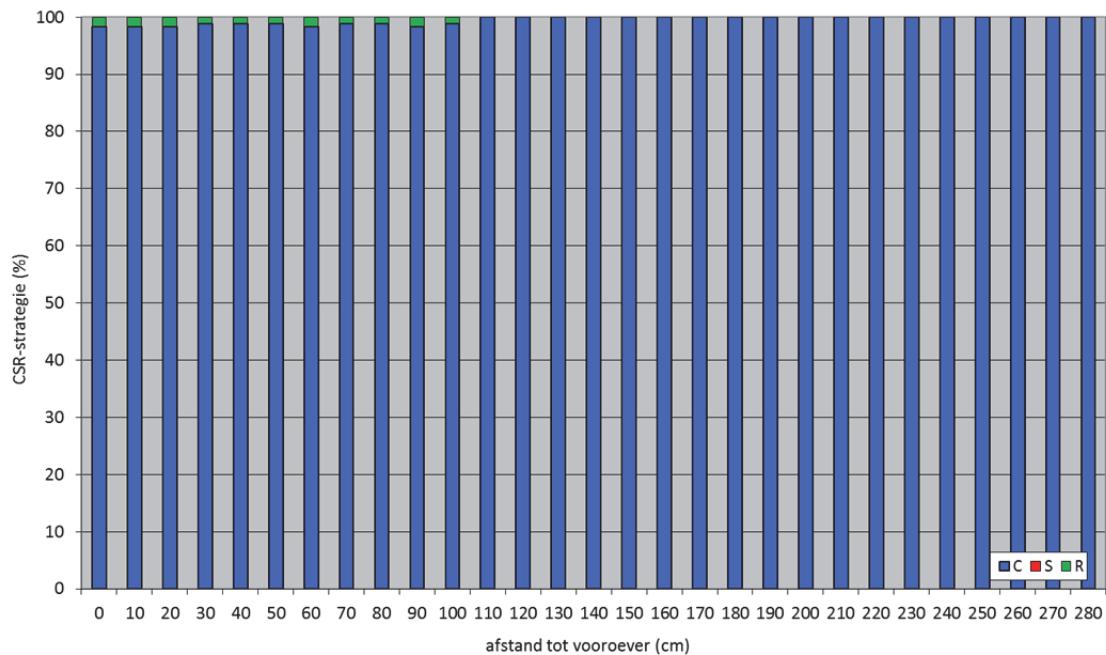
Hieronder geven we de aandelen van de overlevingsstrategie van plantensoorten (Grime CSR-classificatie) voor de vier plasbermen. Algemeen kan gesteld worden dat soorten met een competitieve overlevingsstrategie in alle plasbermen de grootste bijdrage leveren. Er wordt geen rekening gehouden met de aanwezigheid van open water (som van verschillende aandelen altijd 100%).

4.2.1.4.1 Aarschotsesteenweg

Voor de plasberm aan de Aarschotsesteenweg blijft het competitief aandeel tussen 90 en 100% over de ganse breedte van de plasberm (Figuur 33). Tussen 2014 en 2016 is dit aandeel binnen 1 m van de vooroever nog toegenomen en vanaf 1,1 m afstand van de vooroever is dit inmiddels 100%. Tussen de vooroever en tot op 1,1 m afstand van de vooroever bedraagt het ruderaal aandeel 2% tot 6%. Stresstolerante soorten werden aanvankelijk

nauwelijks waargenomen en komen inmiddels niet meer voor. De verschillen worden verklaard door de toename van riet.



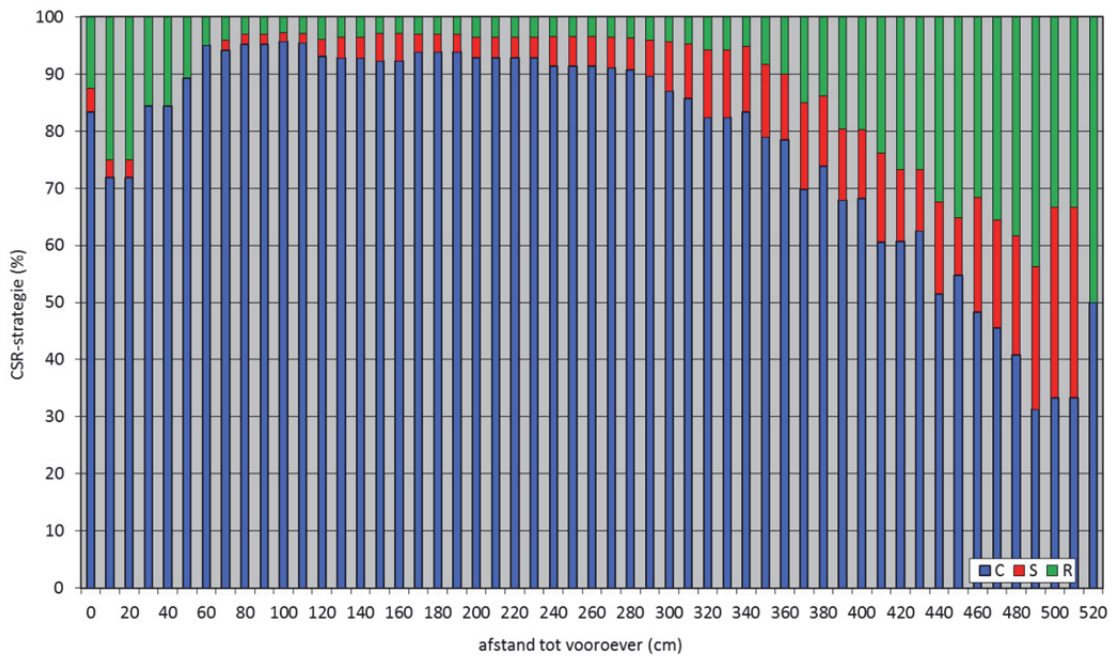
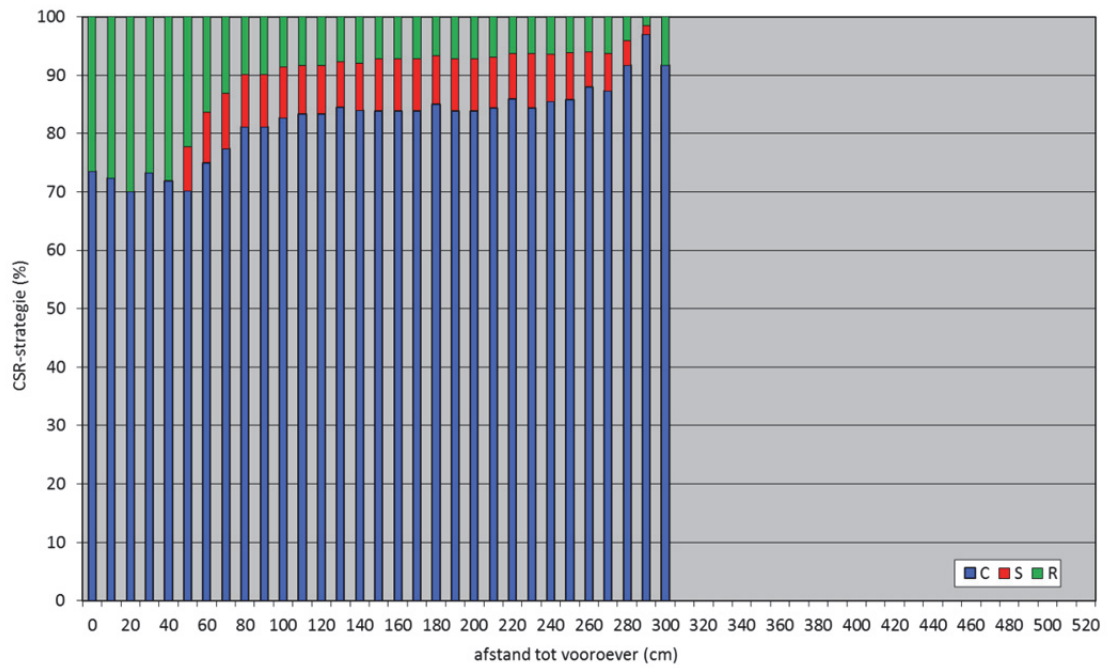


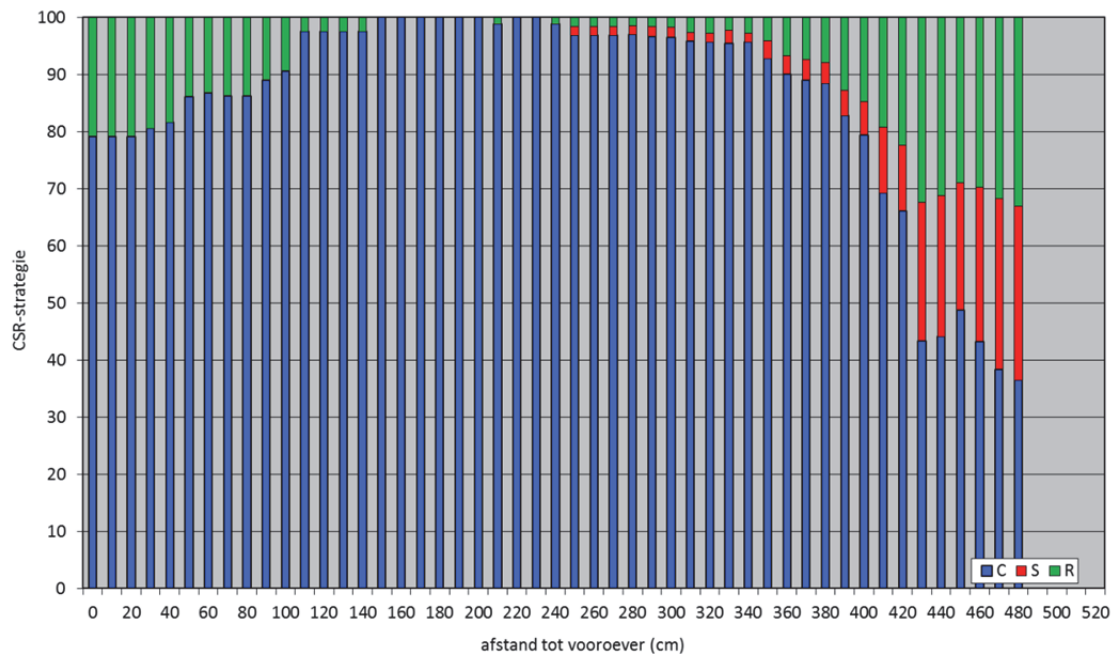
Figuur 33. CSR-classificatie voor het traject aan de Aarschotsesteenweg (Leuven) voor de jaren 2012 (boven), 2014 (midden) en 2016 (onder).

4.2.1.4.2 Herent

In 2012 komen in de eerste 0,5 m vanaf de vooroever geen stresstolerante soorten voor en neemt het aandeel competitieve en ruderaal soorten respectievelijk toe en af verder dan 0,5 m van de vooroever. Het stresstolerante aandeel is maximaal tussen 0,5 en 2,5 m met een waarde rond 8-9% (Figuur 34).

Een omgekeerde trend wordt waargenomen in de jaren 2014 en 2016, waarbij in 2014 aanvankelijk nog stresstolerante soorten aanwezig zijn op vrijwel alle afstanden van de vooroever maar met een toenemend aandeel op grotere afstand van de vooroever. In 2016 zijn de aandelen op de grootste afstanden van de vooroever nog verder toegenomen t.o.v. 2014, maar tot 2,5 m van de vooroever komen geen stresstolerante soorten meer voor. Bij de opnamen van 2014 zijn er in de verste 10 cm immers geen stresstolerante soorten meer aanwezig. Voor 2012 is echter niet geweten welke aandelen van de verschillende strategieën aanwezig waren op een afstand > 3 m van de vooroever. Tussen 2012 en 2014 neemt het aandeel competitieve soorten toe over vrijwel het ganse afstandsgebied tot de vooroever. In 2016 bedroeg het competitief aandeel meer dan 90% tussen 1 m tot 3,5 m afstand van de vooroever. Het aandeel ruderaal soorten lijkt eenzelfde patroon te vertonen over de drie jaren met maximale waarden nabij de vooroever, gevolgd door een stabiel laag aandeel en opnieuw een toename vanaf zo'n 3,5 m van de vooroever. Voor 2012 zijn deze gegevens niet bekend.

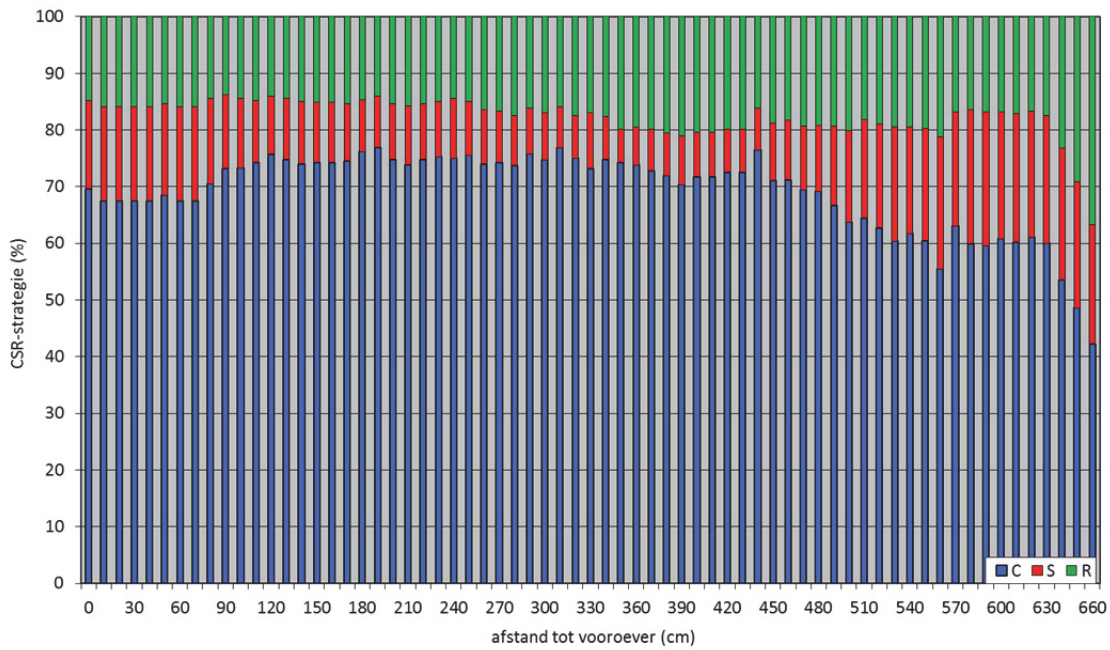
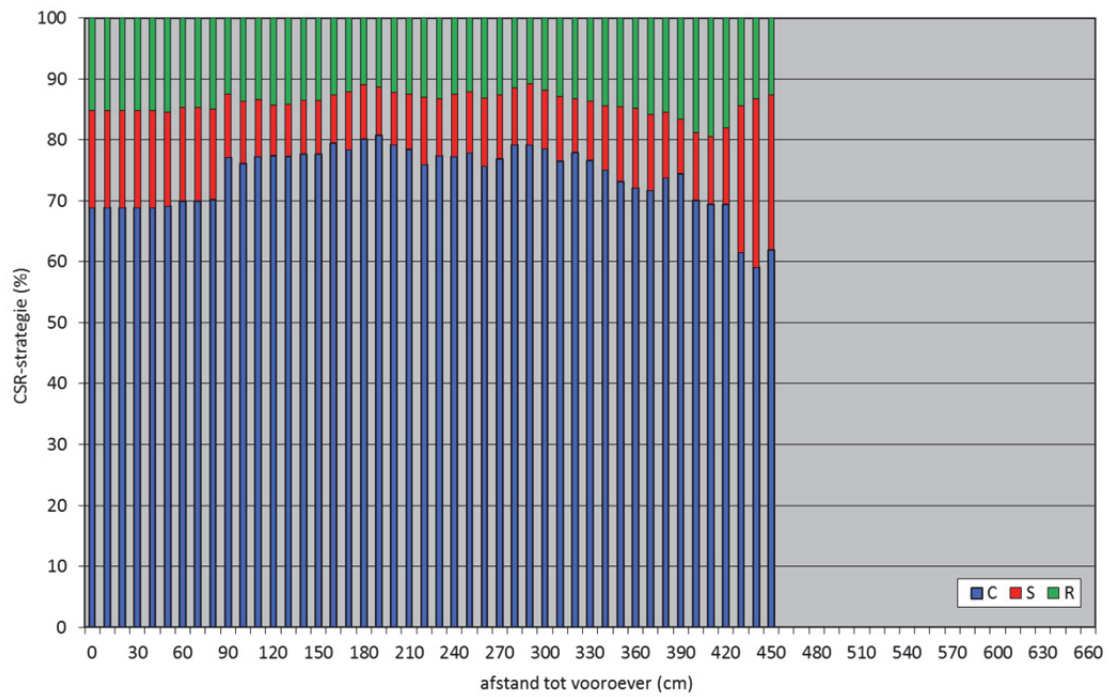


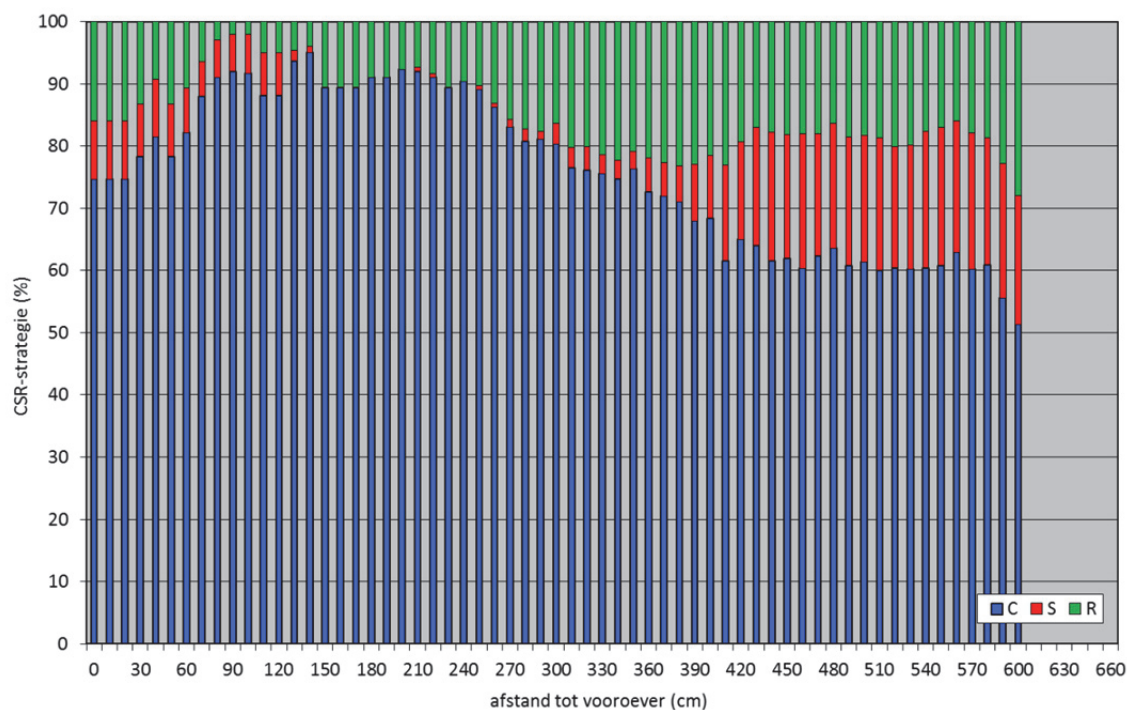


Figuur 34. CSR-classificatie voor het traject in Herent voor de jaren 2012 (boven), 2014 (midden) en 2016 (onder).

4.2.1.4.3 Boortmeerbeek stroomafwaarts Bieststraat

In vergelijking met voorgaande jaren is er in 2016 een groter contrast tussen de zone dicht bij de vooroever en verder van de vooroever, waarbij tussen 1,3 en 2,9 m van de vooroever geen of nauwelijks stresstolerante soorten worden aangetroffen. Het stresstolerant aandeel varieert tussen 0% en iets meer dan 20%, waarbij de hoogste aandelen vanaf 4,3 m van de vooroever worden aangetroffen. Tussen 2014 en 2016 is het aandeel competitieve soorten toegenomen, tussen de vooroever en zo'n 3,5 m van de vooroever. Het competitief aandeel neemt in 2016 toe van zo'n 75% aan de vooroever tot zo'n 90% op 0,8 cm van de vooroever. Tot 2,5 m van de vooroever blijft het aandeel competitieve soorten fluctueren rond 90%, waarna het opnieuw daalt tot zo'n 60% vanaf 4 m afstand. Tussen 5,8 en 6 m daalt het aandeel verder tot 50% (Figuur 35). Het ruderaal aandeel ligt bijna overal tussen 10 en 20%, enkel tussen 0,8 en 1,5 m worden er lagere aandelen aangetroffen, en tussen 3,2 en 4,1 m worden iets hogere aandelen aangetroffen, net als de laatste 0,2 m.

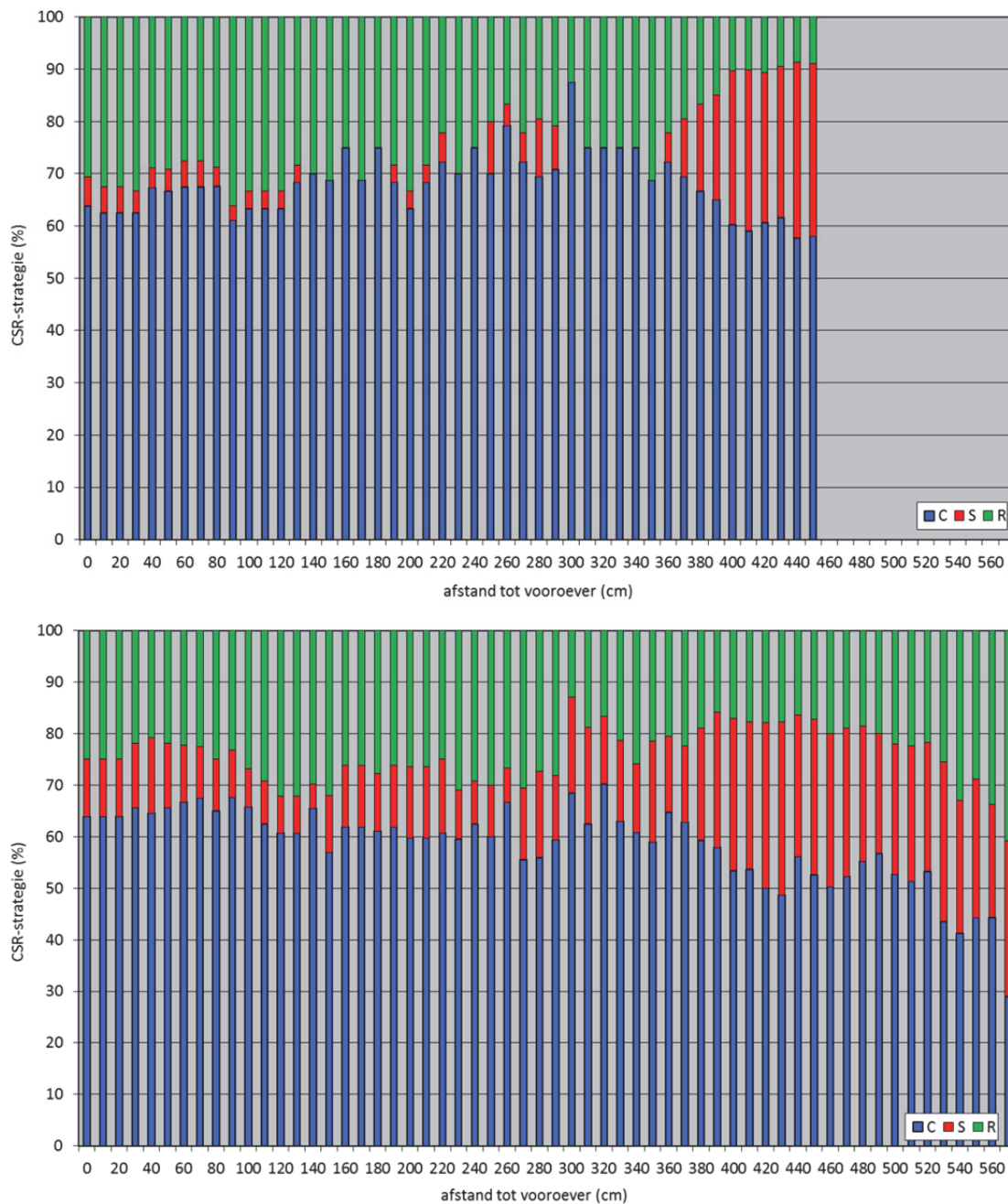




Figuur 35. CSR-classificatie voor het traject stroomafwaarts de Bieststraat (Boortmeerbeek) voor de jaren 2012 (boven), 2014 (midden) en 2016 (onder).

4.2.1.4.4 Boortmeerbeek stroomopwaarts Bieststraat

In 2014 ligt het competitief aandeel tussen 60 en 70% vanaf de vooroever tot op 3,7 m afstand van de vooroever (Figuur 36). Tussen 3,7 en 5,2 m van de vooroever bedraagt dit aandeel tussen 50% en 60% en verder van de vooroever daalt het competitief aandeel tot een minimum van 30% op 5,7 m afstand van de vooroever. Het stresstolerant aandeel bedraagt rond 20-30% vanaf 3,8 m van de vooroever. Het ruderaal aandeel ligt tussen 20 en 30% tussen de vooroever en 3 m van de vooroever. Tussen 3 en 4,8 m afstand van de vooroever zakt dit aandeel tot onder 20%, maar vanaf 4,9 m afstand van de vooroever stijgt het aandeel tot 40% op 5,7 m van de vooroever. Tussen de vooroever en 4 m van de vooroever is het aandeel stresstolerante soorten tussen 2012 en 2014, terwijl in hetzelfde het competitieve en ruderaal aandeel overwegend licht zijn afgenomen.



Figuur 36. CSR-classificatie voor het traject stroomopwaarts de Bieststraat (Boortmeerbeek) voor de jaren 2012 (boven) en 2014 (onder).

4.2.2 Kanaal Brussel-Schelde en Kanaal Charleroi-Brussel

In §4.2.2.1 wordt de vegetatie gekarakteriseerd op basis van de t0-situatie in 2012. Er wordt een TWINSPAN-classificatie uitgevoerd, en via een DCA- en CCA-analyse worden de bekomen vegetatiegroepen gekoppeld aan de waargenomen gradiënten. Vanaf §4.2.2.2 wordt de evolutie besproken van de soortensamenstelling, de Ellenbergwaarden, de overlevingsstrategieën en de ecologische groepen over de jaren 2012, 2014 en 2016.

Te Wintam werden in 10 PQ's opnames van de vegetaties gemaakt: vier op de vooroever, vier aan de kanaaloever en twee op de kruin. Het beperkt aantal vegetatieopnames laat niet toe om via een 'linear mixed-effect model' statistisch onderbouwde vergelijkingen te maken, of significante verschillen te berekenen tussen de resultaten van 2012, 2014 en 2016.

Te Grimbergen werden 28 vegetatieopnames gemaakt op 15 locaties verspreid over vier zones; 13 aan de kanaaloever en 15 op de kruin. Voor deze locatie werden significante verschillen berekend voor de verschillende variabelen tussen de jaren 2012, 2014 en 2016 via een 'linear mixed-effect model'. Er werd geen vergelijking gemaakt tussen de kruin en de kanaaloever.

Te Lot werden op 2 locaties 3 vegetatieopnames gemaakt: op de vooroever, aan de kanaaloever en op de kruin. Het beperkt aantal vegetatieopnames laat niet toe om via een 'linear mixed-effect model' statistisch onderbouwde vergelijkingen te maken, of significante verschillen te berekenen tussen de resultaten van 2012, 2014 en 2016.

Een overzicht van alle PQ's is weergegeven in bijlage 1.

4.2.2.1 *Karakterisatie van de vegetaties*

4.2.2.1.1 *Classificatie van vegetaties (TWINSPAN)*

Om de vegetaties te kenmerken werd met de gegevens uit 2012 een TWINSPAN analyse uitgevoerd. Hierbij werd een onderscheid gemaakt tussen de opnames langs de vooroever, de kanaaloever, het talud en de kruin (Figuur 37).

Een afwijkende vegetatie is terug te vinden ter hoogte van de vooroevers van Wintam. Deze locatie wordt gekenmerkt door een typische vochtminnende pioniersvegetatie. De indicatorsoort die aan de grondslag ligt van de afsplitsing met de andere plots, is blaartrekkende boterbloem. Andere kenmerkende soorten voor de locatie zijn grote kattenstaart, bitterzoet en grauwe wilg (1).

De volgende afsplitsing betreft een plot aan de kanaaloever ter hoogte van Wintam (00). Zwarte els ligt in dit geval aan de basis van de afsplitsing en andere kenmerkende soorten zijn haagwinde, gewone smeerwortel, ruw beemdgras en boswilg.

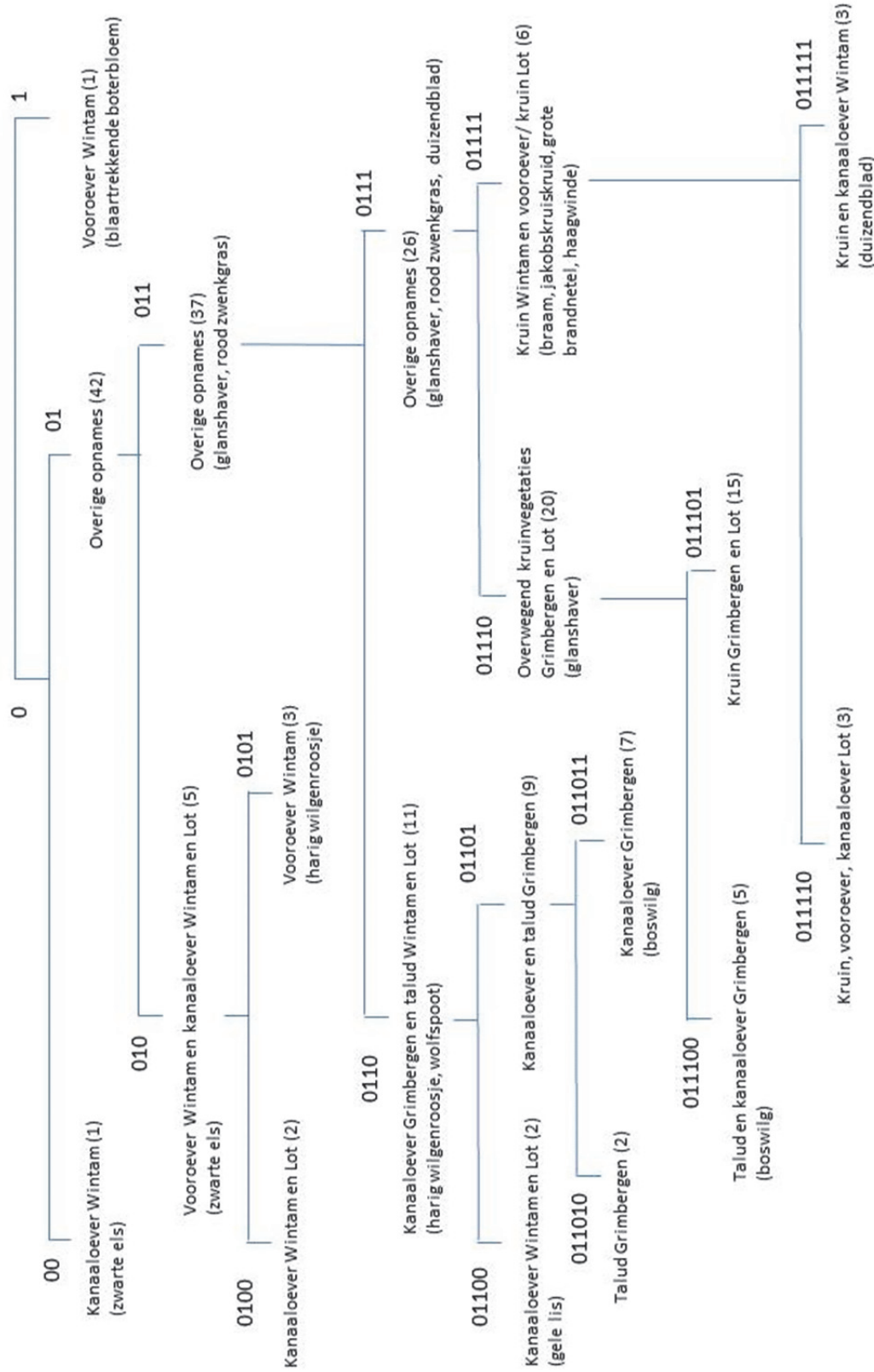
De grote groep met de overige opnames (01) ondergaat een nat/droog opsplitsing. De groep die gekenmerkt wordt door het hoge vochtgehalte bestaat uit de resterende vooroever van Wintam en kanaaloevervegetaties van Wintam en Lot (010). Ook hier is zwarte els de meest typische soort. Andere kenmerkende soorten zijn onder andere zwart tandzaad, haagwinde, harig wilgenroosje, koninginnenkruid, wolfspoot, riet, gele waterkers, schietwilg, heelblaadjes.

Een verdere opsplitsing van die groep maakt een onderscheid tussen de plots die gelegen zijn op de vooroever (0101) en de plots die aan de kanaaloever gelegen zijn (0100). Op de vooroever staan soorten zoals riet, zwart tandzaad, haagwinde, braam, moerasandoorn, heelblaadjes, bindwilg, klein hoefblad en akkerdistel. Langs de kanaaloever groeit vooral harig wilgenroosje met begeleidende soorten zoals gele waterkers, kroppaar, koninginnenkruid, schietwilg.

De overige 37 plots (011) vormen nog steeds een heterogene groep waarin glanshaver en rood zwenkgras als kenmerkende soorten optreden. Hiervan splitst zich een groep af met nitrofiële oevervegetaties waarvan harig wilgenroosje en wolfspoot het meest kenmerkend zijn (0110). Vanuit deze groep treedt er een volgende opsplitsing op met overwegend kruinvegetaties van Grimbergen en Lot (01100). Deze onderscheidt zich van een meer heterogene groep met hoofdzakelijk nitrofiële vegetaties (01101). De kruinvegetaties kunnen grotendeels als glanshavergraslanden getypeerd worden. Het uitzicht wordt bepaald door soorten zoals knooppkruid, bijvoet, klein streepzaad, kruipende boterbloem, gestreepte witbol, boerenwormkruid, rode en witte klaver.

Verder in de classificatie worden deze glanshavergraslanden opgesplitst in de vegetaties met enkele vochtminnende soorten die lager op de oever gelegen zijn en de droge glanshavergraslanden van de kruin (011011). De aanwezigheid van boswilg benadrukt het eerder vochtminnend karakter van de eerste groep. Deze groep omvat soorten zoals heermoes, gewone rolklaver, vogelwikke, kroppaar, schietwilg, grauwe wilg, gestreepte witbol en wolfspoot en wordt onderscheiden van de drogere vegetaties van het talud (011010).

Alle overige opnames omvatten grotendeels kruinvegetaties (0111). Bij een verdere opsplitsing wordt een onderscheid gemaakt tussen voedselarmere vegetaties (01110), die op hun beurt in een vochtige/droge variant worden opgesplitst (resp. 011100 en 011101), en voedselarmere plots (01111). Hier treden soorten zoals braam, jakobskruid, duizendblad en haagwinde als indicatoren in de verdere opdeling naar voor. Dit gaat ook gepaard met een herschikking van de plots volgens hun locatie. Zo vormt groep 011110 een samenstelling van plots uit Lot en groep 011111 stelt de resterende opnames voor van Wintam.

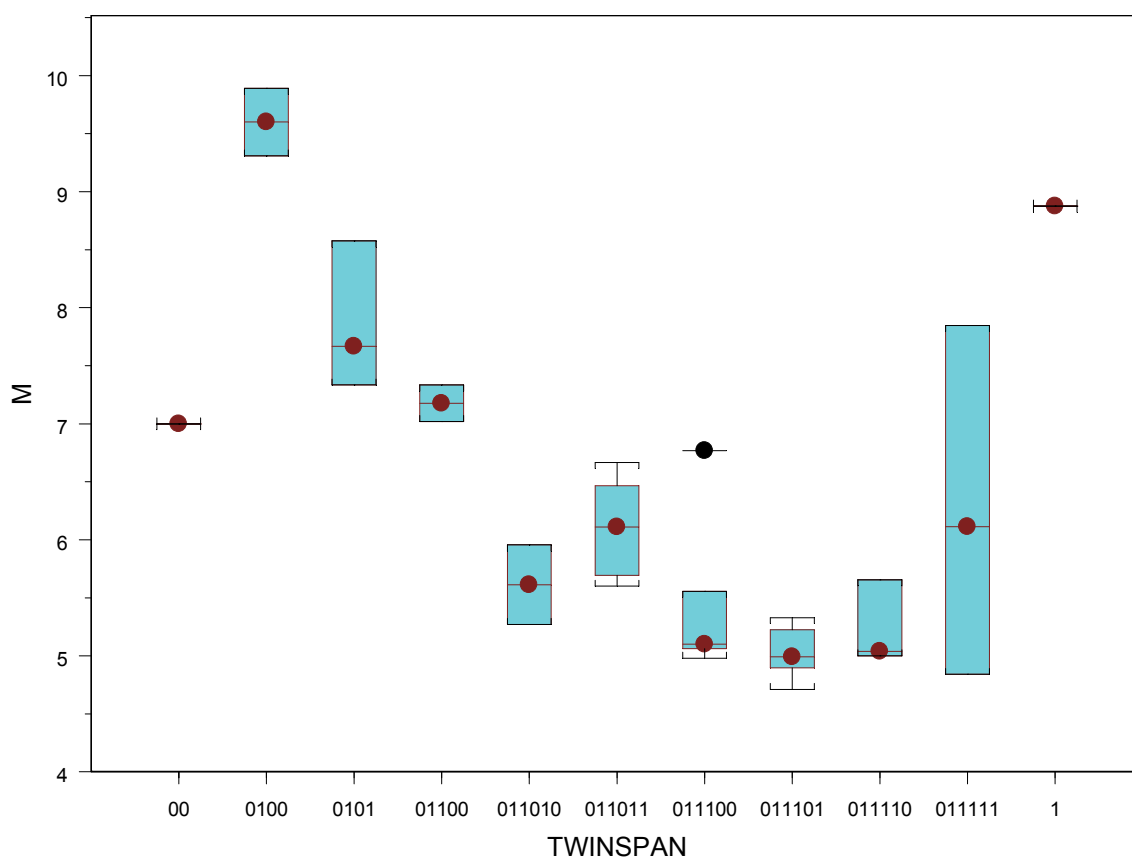


Figuur 37. TWINSpan analyse voor de vegetaties langs het Kanaal Brussel-Schelde en het Kanaal Charleroi-Brussel. Tussen haakjes wordt het aantal plots aangegeven die zich binnen de groep bevinden, samen met de indicatorsoorten.

4.2.2.1.2 Ellenbergwaarden

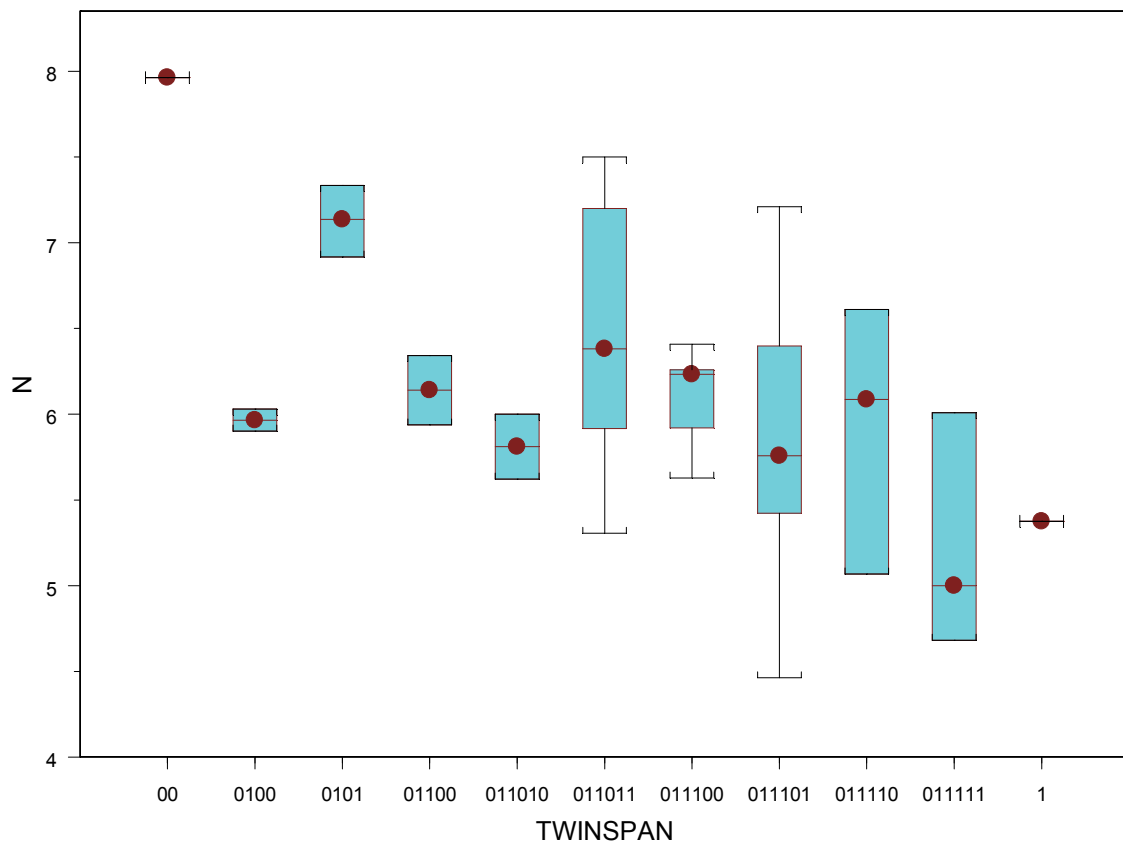
Wintam en Lot zijn de locaties waar de meest vochtminnende vegetaties aanwezig zijn (Figuur 38; groep 0100, 0101, 01100). De mediaanwaarden van het Ellenberggetal voor vocht -respectievelijk 9.6, 7.9 en 7.2- liggen beduidend hoger dan de waarden voor de vegetaties in Grimbergen en de overige kruin- en taludvegetaties (tussen 5 en 6.1). De typische oeversoorten zijn koninginnenkruid, riet, wolfspoot, zwart tandzaad, gele waterkers, moeraszegge, oeverzegge, grote kattenstaart, gele lis, bitterzoet, blaartrekkende boterbloem. Aanvullend hierop treft men ook facultatieve oeversoorten aan: haagwinde, gewone engelwortel, gewone smeerwortel, harig wilgenroosje, watermunt, beklierde basterdwederik, moerasandoorn.

De vegetaties langs de kanaaloever in Grimbergen verschillen over het algemeen weinig van de vegetaties langs het talud of de kruin. Enkel de aanwezigheid van een aantal vochtminnende soorten, meestal met een lage bedekkingsgraad, geeft een indicatie voor een vochtminnend karakter. In zone 3 (Grimbergen) komen langs de kanaaloever slechts een beperkt aantal typische oeversoorten voor (wolfspoot en zwart tandzaad). In zone 4 zijn er meer typische oeversoorten aanwezig (wolfspoot, zwart tandzaad, koninginnenkruid) en zijn ze uitgebreid met facultatieve oeversoorten die tot op de kruin voorkomen: gewone smeerwortel, harig wilgenroosje, haagwinde.



Figuur 38. Boxplots (met mediaanwaarden, 1^e en 3^e kwartiel, minimum, maximum en outliers) voor de verschillende vegetatiegroepen in functie van het vochtgetal M.

De plots met het grootste stikstofgetal zijn de nutriëntrijke oevervegetaties met een hoge bedekkingsgraad van harig wilgenroosje en koninginnenkruid (0101) en de vegetaties met zwarte els, gewone smeerwortel en braam (00) (Figuur 39). Aan de andere kant van het spectrum bevinden zich de droge, schrale vegetaties met onder andere soorten zoals Sint-Janskruid, duizendblad, rood zwenkgras, gewimperd langbaardgras, dwergviltkruid, duizendguldenkruid en hazenpootje (mediaanwaarde 5). Ook aan de vooroever van Wintam zijn vochtminnende nutriëntarmere vegetaties aanwezig, meer bepaald op plaatsen met een hoge bedekkingsgraad van bitterzoet, grote kattenstaart en de aanwezigheid van blaartrekkende boterbloem.

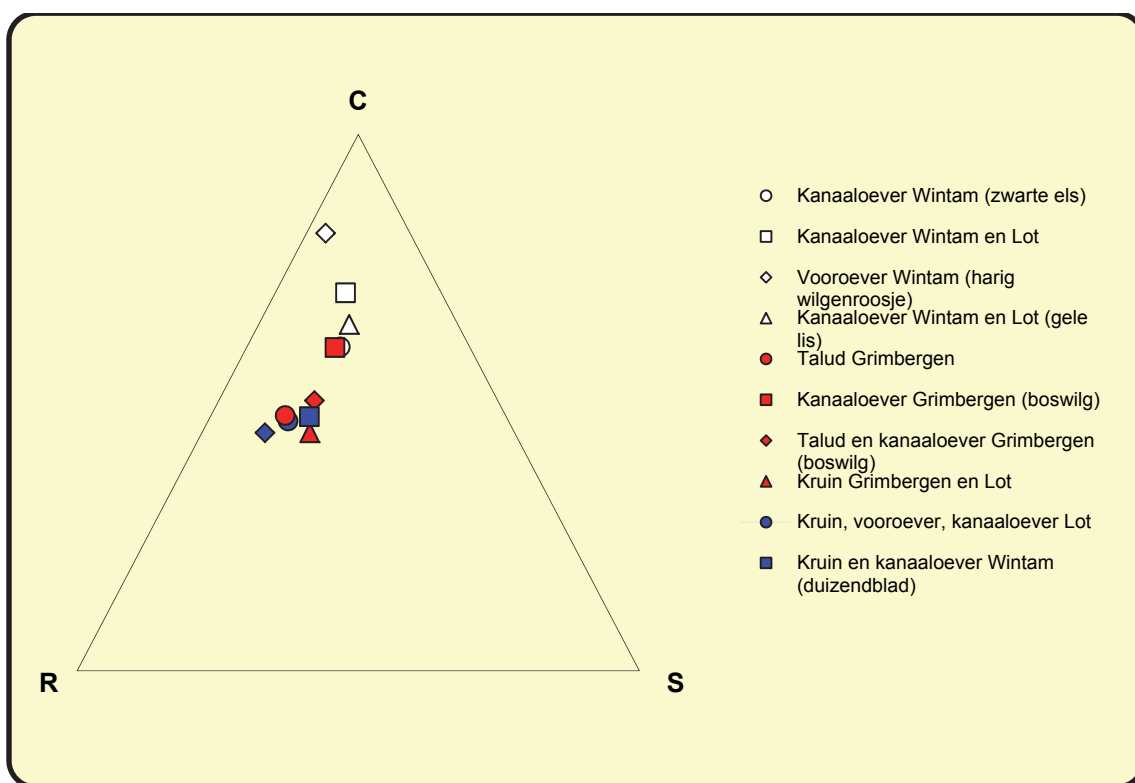


Figuur 39. Boxplots (met mediaanwaarden, 1^e en 3^e kwartiel, minimum, maximum en outliers) voor de verschillende vegetatiegroepen in functie van het nutriëntgetal N.

Wat betreft het ellenberggetal voor zuurtegraad kon geen duidelijk verschil in de standplaatsen worden vastgesteld.

4.2.2.1.3 Overlevingsstrategieën

De analyse van de vegetaties die zich ontwikkelen langs het Kanaal Charleroi-Brussel en het Kanaal Brussel-Schelde duidt op plantensoorten die onder lage stress en lage verstoring groeien (Figuur 40). Deze C-overlevingsstrategie komt tot uiting in voedselrijke omstandigheden en resulteert in productievere en soortenarmere vegetaties. Stress-tolerante plantensoorten zijn een weerspiegeling van voedselarmere milieus. Op de kruin komen vegetaties voor met dwergviltkruid en langs de kanaaloever heeft men een gevarieerde vegetatiestructuur met soorten zoals grote kattenstaart, gele waterkers, bitterzoet en verschillende zeggensoorten.



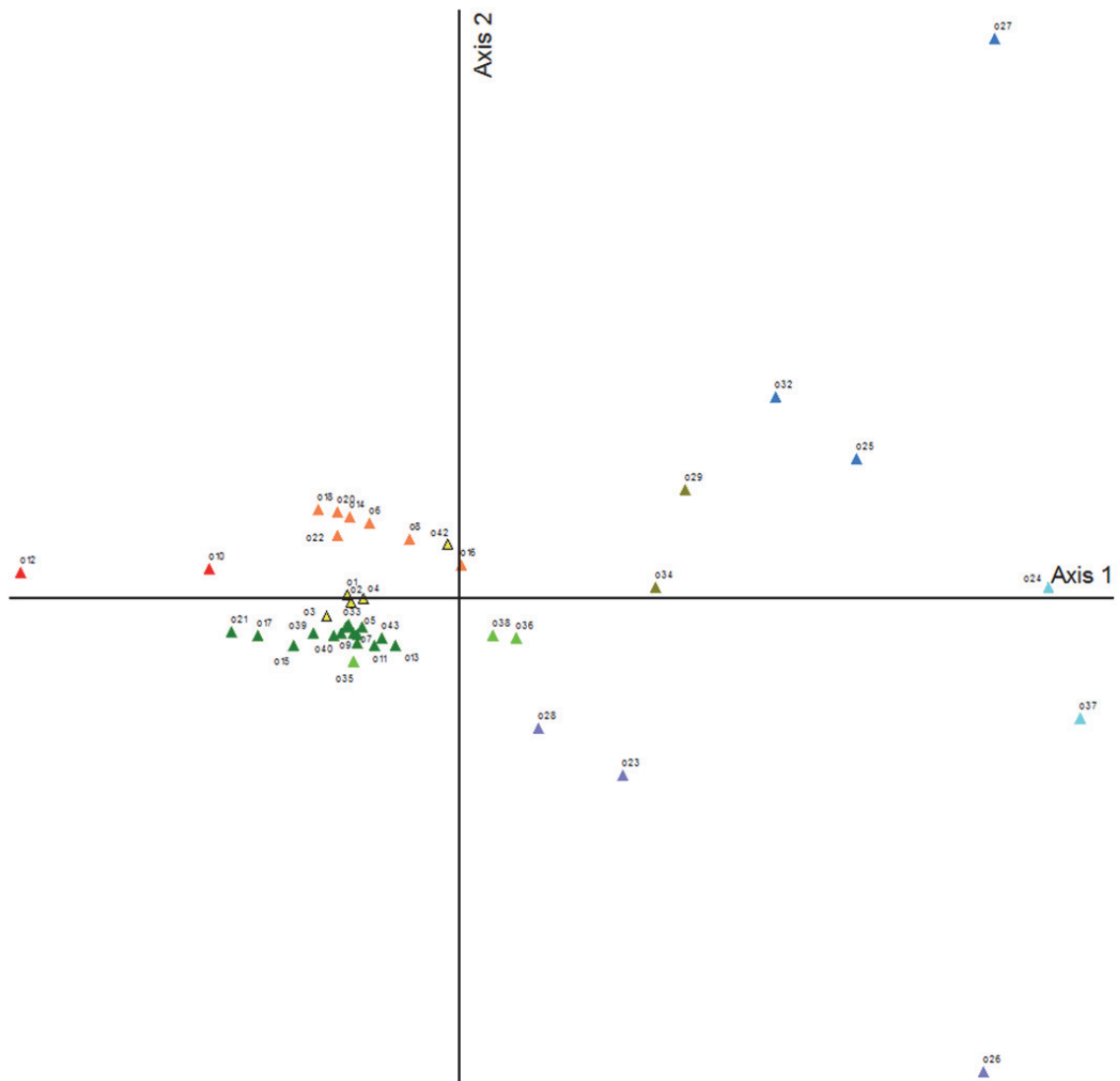
Figuur 40. De gemiddelde waarde van de verschillende overlevingsstrategieën voor de verschillende TWINSpan groepen.

4.2.2.1.4 Indirecte gradiëntanalyse (DCA)

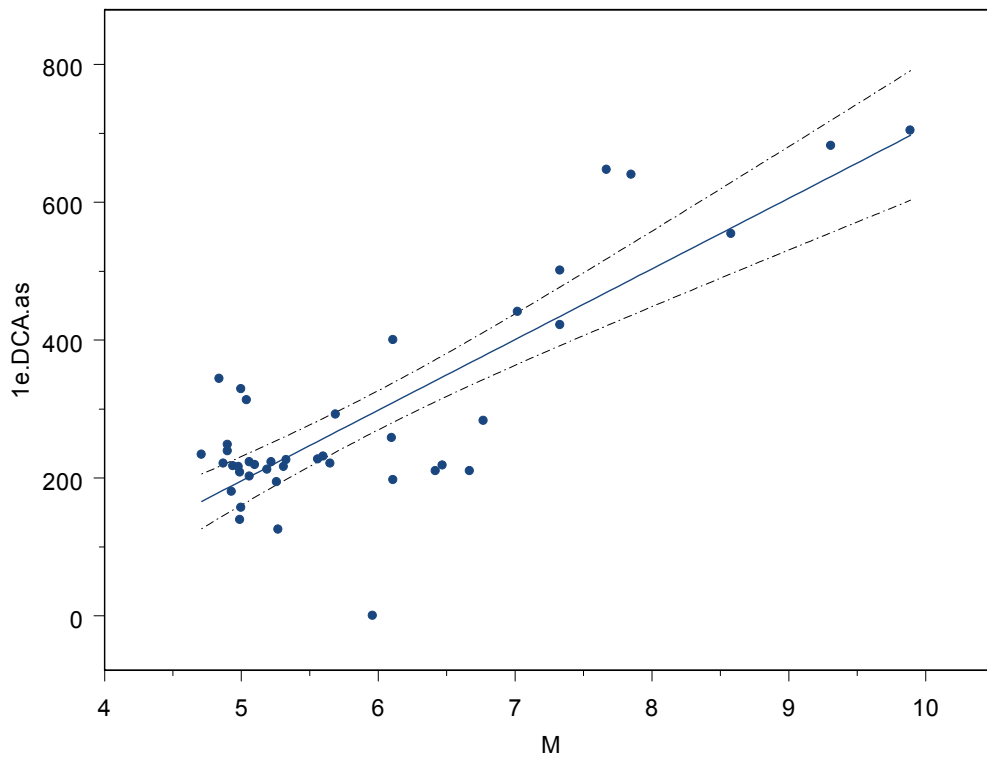
De DCA-analyse wijst op een vochtgradiënt in de vegetatiestructuur (Figuur 41). Centraal in de grafiek bevindt zich een grote groep glanshavergraslanden die de overgang vormen tussen enerzijds de waterminnende vegetaties aan de kanaaloever samen met de meer nitrofiële oevervegetaties en anderzijds de drogere varianten van glanshavergraslanden waarbij soorten zitten als akkerdistel, vlinderstruik, robertskruid en bezemkruid.

De rangschikking van de opnames op de eerste DCA-as duiden op een duidelijke correlatie met de Ellenberg vochtgetallen (Pearson's correlatie coëfficiënt $r = 0,82$), wat dus overeenkomt met de vochtgradiënt in de dataset. Figuur 42 geeft de lineaire regressie weer tussen de waarden van de 1^{ste} DCA as met de gewogen gemiddelden voor het vochtgetal M.

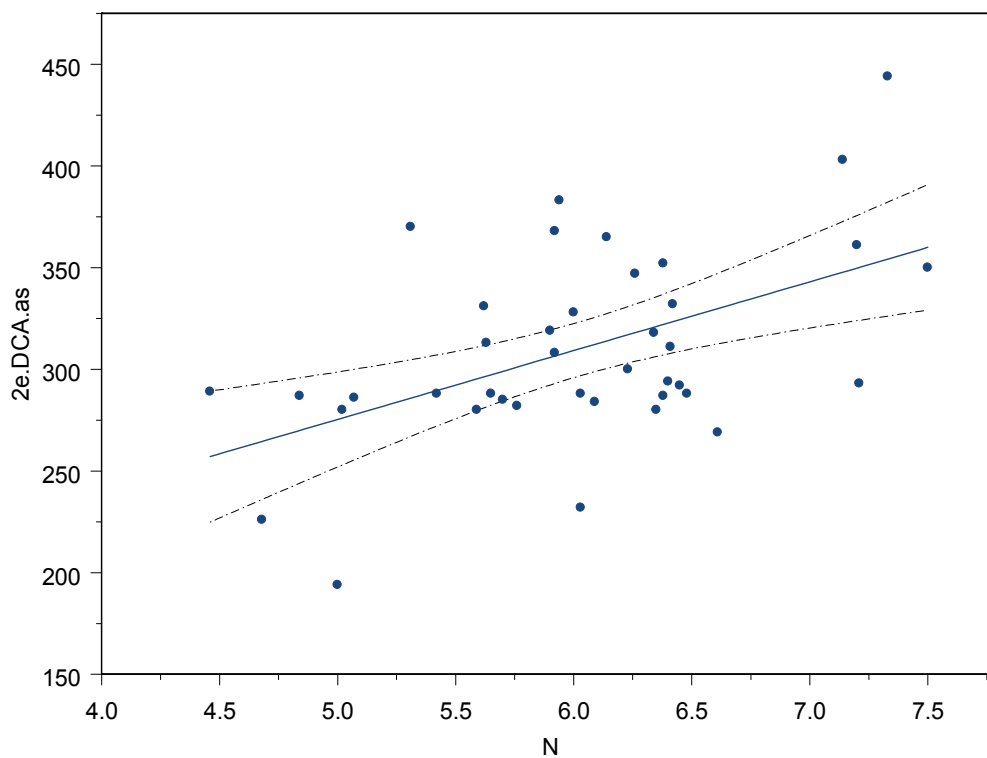
Ook langs de tweede DCA-as is een gradiënt waarneembaar. De hogere waarden van de as komen overeen met vochtminnende en voedselrijke vegetaties. De negatieve waarden komen overeen met droge, voedselarme vegetaties. De waarden van de 2^{de} DCA-as zijn gecorreleerd met de gewogen waarden voor het stikstofgetal (Pearson's correlatiecoëfficiënt $r = 0,51$). Figuur 43 geeft de lineaire regressie weer tussen de waarden van de 2^{de} DCA-as met de gewogen gemiddelden voor het stikstofgetal N.



Figuur 41. DCA analyse zonder outliers met 42 opnames en 104 soorten. Eigenwaarden as 1= 0.89; as 2= 0.79; as 3= 0.67. De opnames werden ingekleurd volgens de TWINSpan groepen (011010= rood; 011011= oranje; 011100= geel; 011101= donkergroen; 011111= paars; 01100= olijfgroen; 0101= donkerblauw; 0100= lichtblauw).



Figuur 42. Lineaire regressie tussen de waarden van de 1^{ste} DCA as en gewogen Ellenbergwaarden voor M ($R^2=0.67$).



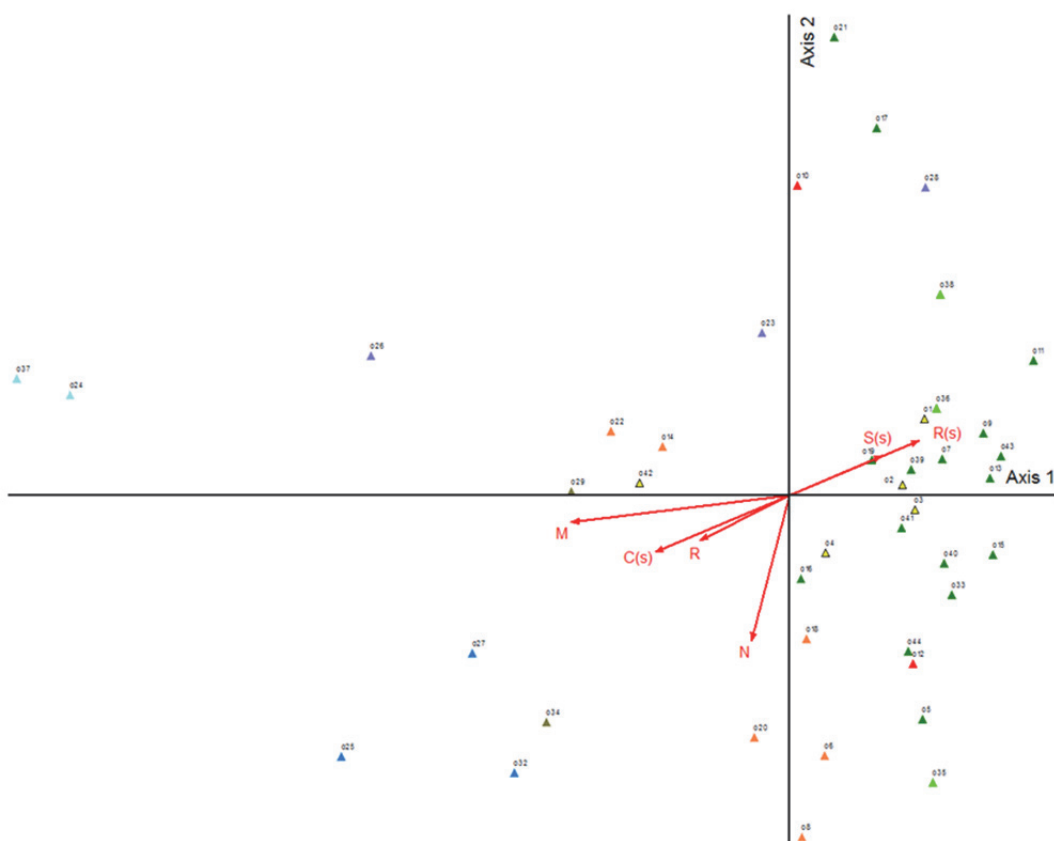
Figuur 43. Lineaire regressie tussen de waarden van de 2^{de} DCA as en gewogen Ellenbergwaarden voor N ($R^2=0.24$).

4.2.2.1.5 Directe gradiëntanalyse (CCA)

De directe gradiëntanalyse CCA werd gebruikt om een set van verklarende variabelen (Ellenbergwaarden en CSR waarden) uit te testen en te kwantificeren (Borcard et al., 1992).

Het aandeel van de variantie in de data dat aan de hand van de eerste drie CCA-assen kan verklaard worden bedraagt slechts 16%. Veel van de niet-verklaarde variatie in de variabelen is te wijten aan een niet volledig passende respons van de data ten aanzien van het model. Een literatuurstudie toont aan dat dit varieert tussen 50 tot 85% (Økland, 1999). Dit betekent dat de variabelen die verantwoordelijk zijn voor de distributie van de plantensoorten binnen de opnames niet in rekening werden gebracht. De Ellenbergwaarden en de CSR waarden blijken onvoldoende de variatie in de data te verklaren. Dit kan te wijten zijn aan het feit dat standplaatsgegevens (bodemvariabelen) de variantie in de data beter verklaren.

De eerste CCA-as is het sterkst en negatief geassocieerd met het vochtgetal. De correlatiecoëfficiënt bedraagt -0,978. De tweede CCA-as is sterk en negatief gecorreleerd met het stikstofgetal ($r = -0,835$, Figuur 44).



Figuur 44. CCA analyse zonder outliers met 42 opnames en 104 soorten. Eigenwaarden as 1= 0.79; as 2= 0.47; as 3= 0.39. De opnames werden ingekleurd volgens de TWINSPAN groepen (011010= rood; 011011= oranje; 011100= geel; 011101= donkergroen; 011111= paars; 01100= olijfgroen; 0101= donkerblauw; 0100= lichtblauw). De variabelen zijn Ellenbergwaarden (M, R, N) en de waarden voor overlevingsstrategieën (C(s), S(s), R(s)).

4.2.2.2 Soortensamenstelling

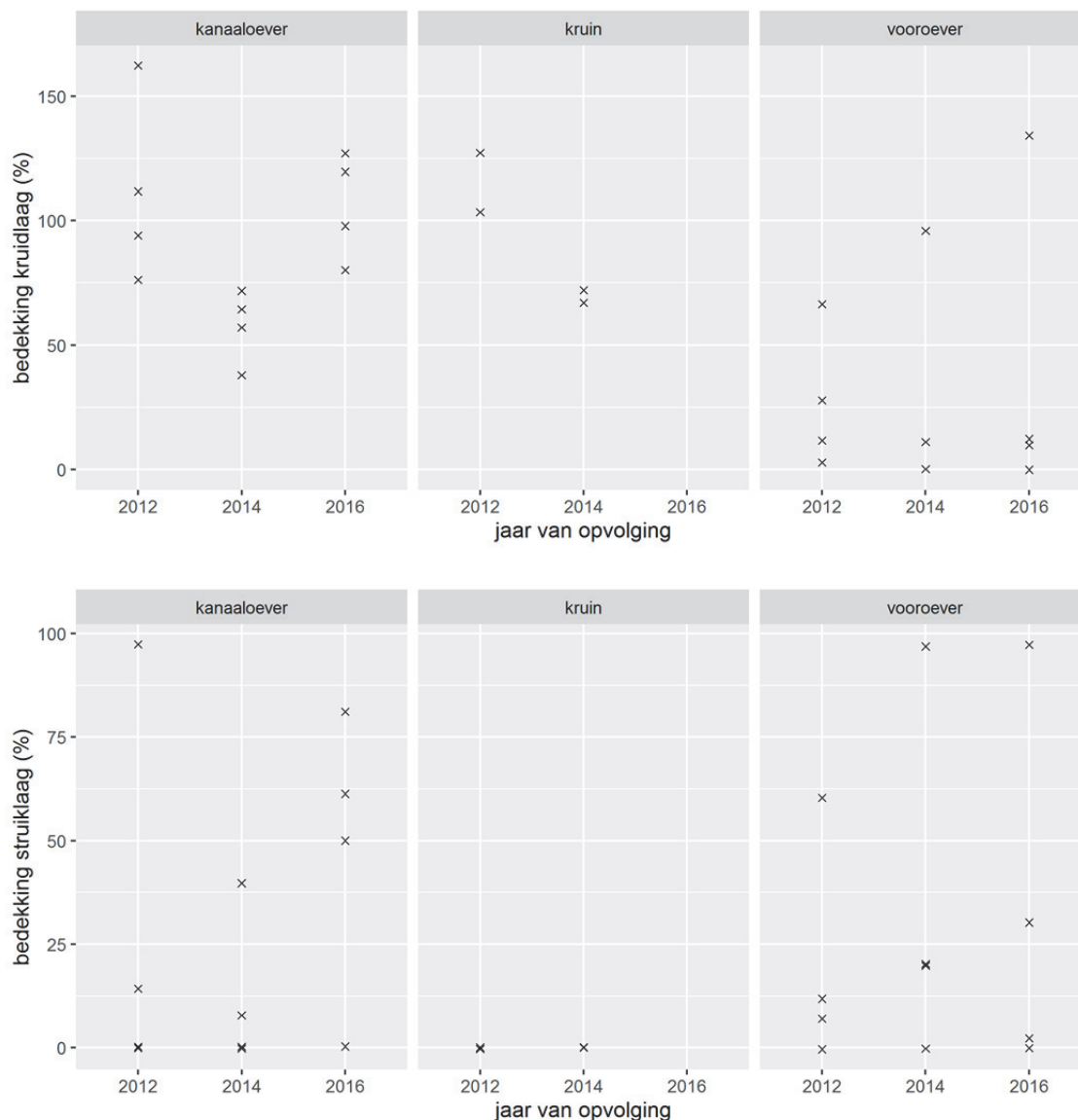
Bedekkingen van minder dan 1% worden niet vermeld in de bespreking.

4.2.2.2.1 Wintam

De opnames in de vooroever zijn sterk verschillend qua vegetatiesamenstelling. Eén proefvlak kent 97% bedekking van wilg in de struiklaag en heeft geen kruidlaag, waarmee de situatie nagenoeg hetzelfde blijft als in 2014. Een ander proefvlak dat in 2014 nog een bedekking door moeraszegge van 80% had, heeft nu nog een bedekking van 40% door moeraszegge en een even grote bedekking door oranje springzaad en riet. Ook koninginnenkruid heeft

een bedekking van 10%. Verder komen gele lis en gevleugeld helmkruid voor aan een bedekking van 2%. De bedekking van wilg in de struiklaag van 20% in 2014 is afgenomen naar een bedekking van slechts 2%, zonder dat er andere soorten in de struiklaag zijn bijgekomen. In een ander locatie komt wilg voor met bedekkingen van 30% (t.o.v. 20% in 2014), maar terwijl in 2014 de kruidlaag volledig ontbrak, is deze nu nauwelijks ontwikkeld (grote brandnetel 4%, tandzaad en waterzuring 2%, gele lis en bezemkruid 1%). In het vierde proefvlak kwam in 2014 enkel grote brandnetel (7%) en gele lis (4%) voor, maar in 2016 zijn deze soorten vervangen door ganzenvoet (2%) en waterzuring (10%), waarmee de kruidbedekking nagenoeg gelijk blijft. Een struiklaag blijft afwezig.

De mediaanwaarde voor de bedekking van de kruidlaag is toegenomen van 6% in 2014 naar 11% in 2016, en voor de bedekking van de struiklaag afgenomen van 20% in 2014 naar 16% in 2016 (Figuur 45).



Figuur 45. De bedekking van de kruidlaag en de struiklaag in 2012, 2014 en 2016 voor alle opnames te Wintam (opnames ter hoogte van de vooroever, aan de kanaaloever en op de kruin). x: waarde van de verschillende opnames.

De opnames ter hoogte van de kanaaloever kennen eveneens sterke verschillen in vegetatiesamenstelling. In 2014 was er een locatie waar oeverzegge de hoogste bedekking had (30%), terwijl in 2016 moeraszegge dominant is geworden (90%). Andere bedekkingen in de kruidlaag blijven laag, waaronder voor koninginnenkruid, oranje springzaad en smeerwortel (allen 2%). Terwijl in 2014 de struiklaag bestond uit 7% braam, 4% wilg en 4% ruwe berk, is de bedekking in 2016 verviervoudigd met 30% zwarte els, 30% berk en 1% braam. Dit proefvlak maakt deel uit van

hetzelfde transect als het proefvlak aan de kanaaloever waar oranje springzaad een bedekking van 40% bereikte. Dit is het enige transect waar de soort voorkomt te Wintam.

Een tweede locatie wordt eveneens gekenmerkt door een dominantie van moeraszegge (80%) en riet (40%). De bedekking van de struiklaag is verder toegenomen. Terwijl in 2014 grauwe wilg (40%) en braam (20%) de struiklaag domineerden, heeft wilg in 2016 een bedekking van 60%, gevolgd door els (20%) en braam (1%).

Een andere locatie kende in 2014 een hoge bedekking van braam (40%) die is afgenomen naar 10% in 2016. Riet is nu de dominante soort in de kruidlaag met een bedekking van 60%, gevolgd door moeraszegge (20%) die daarmee de volledige soortensamenstelling uitmaken. Glanshaver had in 2014 de tweede hoogste bedekking (7%), maar komt nu niet meer voor. Tevens kent wilg 40% bedekking en braam 10% bedekking.

Een vierde locatie had in 2014 een hoge bedekking van hazenpootje (30%), terwijl deze in 2012 nog niet voorkwam. De bedekking is teruggeslagen naar 2% in 2016. Liggende klaver is uit het proefvlak verdwenen (7% in 2014). Dominante soort in de kruidlaag is nu scherpe zegge (40%), gevolgd door heelblaadjes (30%), grote kattenstaart en gele lis (beiden 20%). Andere soorten zijn grote brandnetel, wolfspoot, moeraspirea, rood zwenkgras, kropbaar en gewone engelwortel (allen 2%).

De mediaan bedekking van de struiklaag is toegenomen van 8% in 2014 naar 56% in 2016. Ook de mediaan bedekking van de kruidlaag is toegenomen van 60% in 2014 naar 109% in 2016 (Figuur 45).

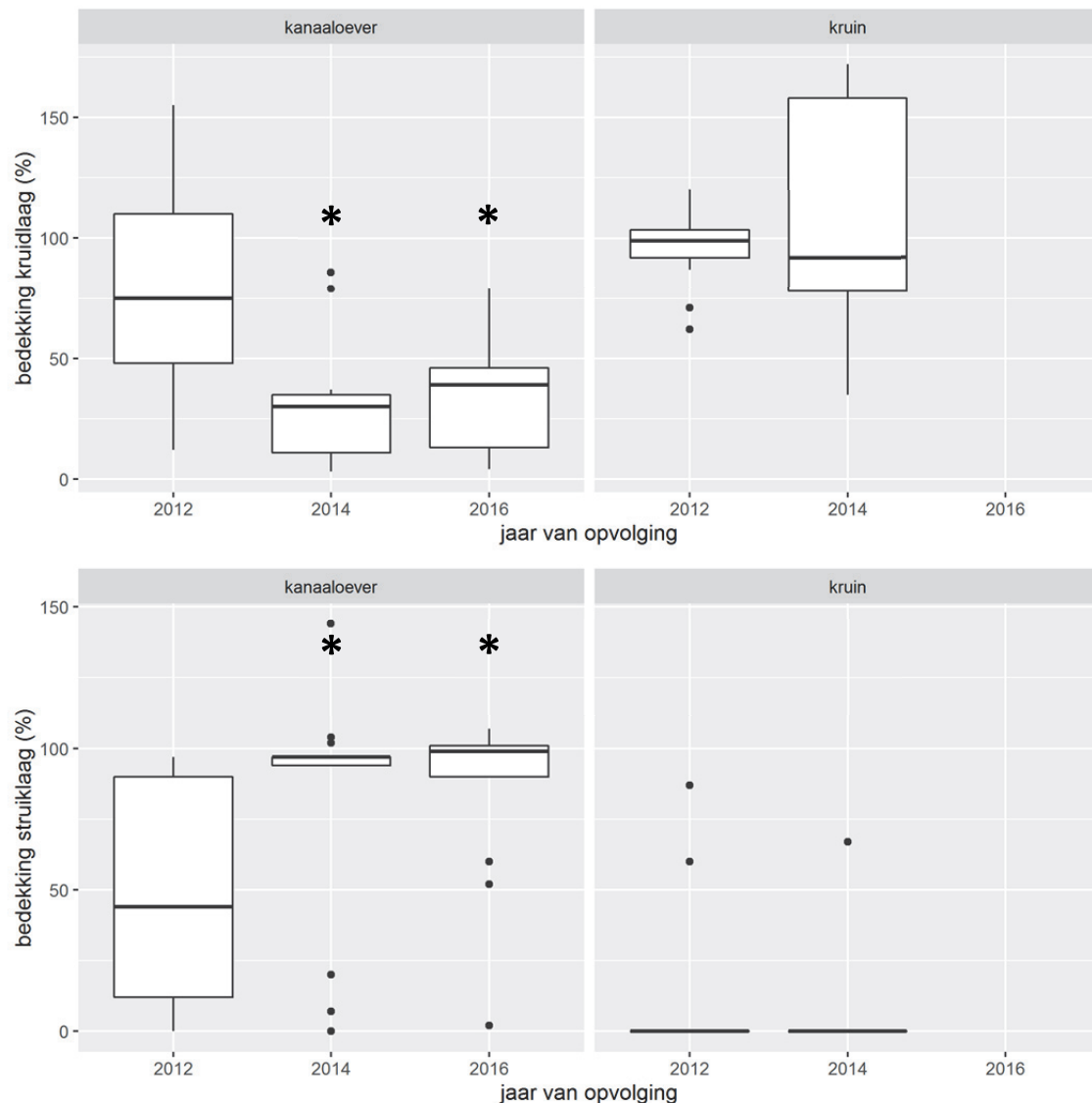
Op de kruin groeiden in 2014 vooral liggende klaver (30%), hazenpootje (11%) en rood zwenkgras (6%). De mediaanwaarde voor de bedekking van de kruidlaag was 70% (Figuur 45). Er groeiden geen struwelen.

4.2.2.2 Grimbergen

De proefvlakken aan de kanaaloever kennen in 2016 nog steeds hoge bedekkingen van struwelen met een mediaanwaarde van 99% (Figuur 46). Wilgensoorten groeien er het meest abundant met een gemiddelde bedekking van 78%. Overige struiken die voorkomen zijn vlinderstruik (5%), es (2%), berk en esdoorn (beiden <1%). In 2014 en 2016 was de bedekking van de struiklaag significant hoger ten opzichte van 2012 (Figuur 46).

De kruidlaag is in 2016 slechts in geringe mate ontwikkeld met een mediaanwaarde van zo'n 39% (Figuur 46). De belangrijkste soorten in de kruidlaag zijn glanshaver (gemiddelde bedekking 6%), rood zwenkgras (4%), harig wilgenroosje (4%), moerasandoorn (3%), duinriet (3%), oranje springzaad (2%) en wolfspoot (2%). Heggenwikke had in 2014 nog een bedekking van 4% maar kwam in 2016 niet meer voor; ook in 2012 was deze soort afwezig. Harig wilgenroosje en moerasandoorn hadden in 2014 een bedekking <1%, en duinriet was afwezig. Glanshaver had ook in 2014 en 2012 de hoogste bedekkingen (8%). De bedekking van de kruidlaag lag zowel in 2014 als in 2016 significant lager dan in 2012. Oranje springzaad was enkel aanwezig in zones 4a en 4b, en dit in alle opnames met een bedekking van gemiddeld 3%.

De proefvlakken gelegen op de kruin hadden in 2014 vooral een kruidige vegetatie (mediaanwaarde kruidlaag: 92%, Figuur 46). Glanshaver was er de meest voorkomende soort met een gemiddelde bedekking van 31%, ook in 2012 domineerde de soort. Andere soorten die er groeiden waren rood zwenkgras (9%), kleine klaver (7%), knooppkruid (6%), margriet (6%), beemdlangbloem (6%), heggewikke (5%), smalle weegbree (5%), rode klaver (4%) en witte klaver (4%). Rood zwenkgras en smalle weegbree bereikten in 2012 hogere bedekkingen, respectievelijk gemiddeld 21 en 12%. Kleine klaver en knooppkruid kenden hogere bedekkingen in 2014. Margriet en beemdlangbloem werden niet waargenomen in 2012. Eén proefvlak op de kruin had in 2014 een bedekking van zo'n 70% aan wilgensoorten. De overige opnames hadden geen bedekking van struiken.



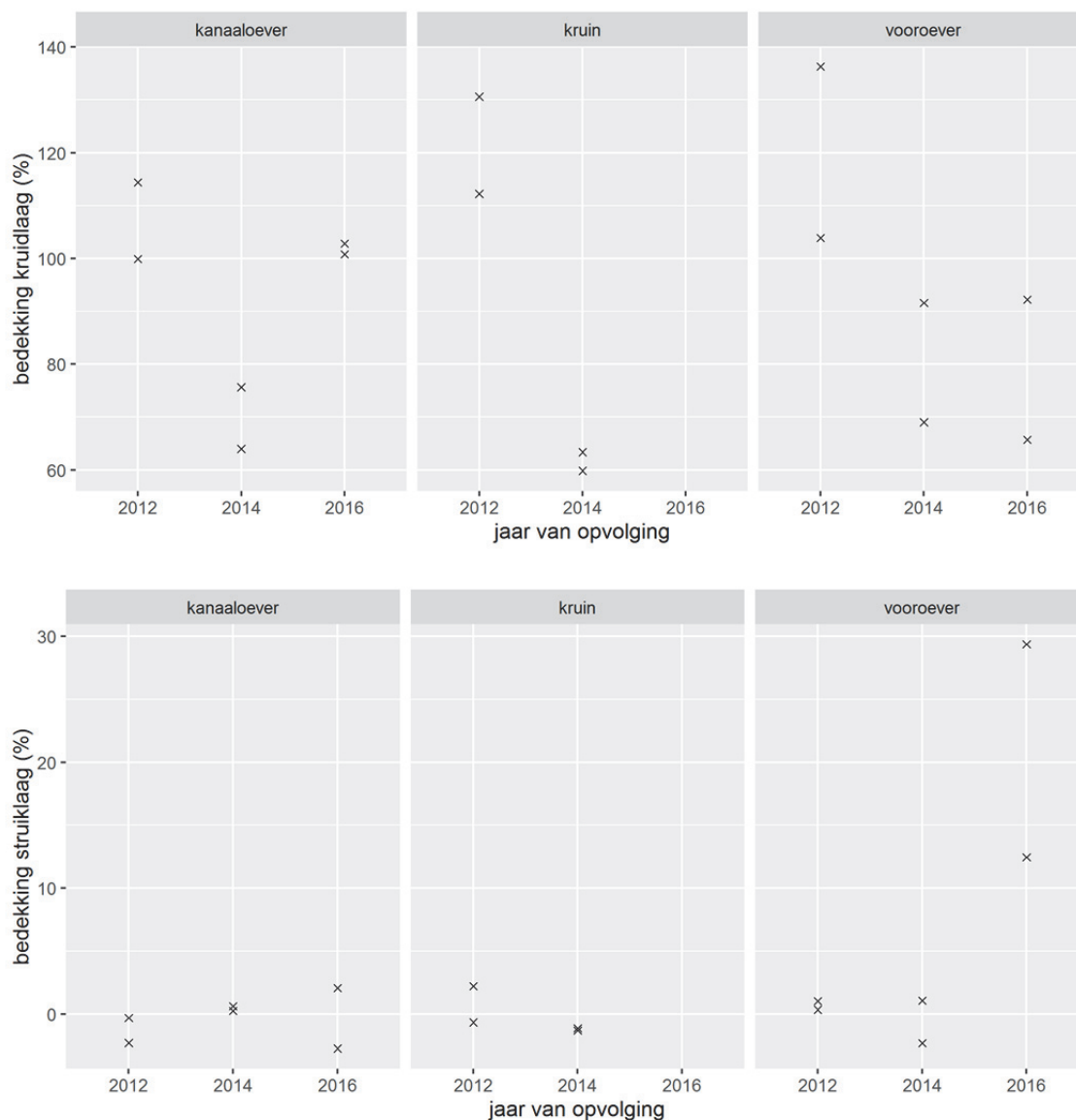
Figuur 46. Boxplots van de bedekking van de kruidlaag en de struiklaag in 2012, 2014 en 2016 voor alle opnames te Grimbergen (opnames aan de kanaaloever en op de kruin). *: significant verschil tussen 2012-2014 en 2012-2016 op basis van een 'linear mixed-effect model'.

4.2.2.2.3 Lot

De kruidbedekking in de vooroevers heeft in 2016 een mediaanwaarde van 79%, nagenoeg gelijk aan die van 2014, maar nog steeds opmerkelijk lager dan in 2012 (Figuur 47). In het ene proefvlak is kalmoes dominant met een bedekking van 30%, gevolgd door glanshaver, koninginnenkruid en rood zwenkgras (allen 10%). Andere soorten zijn o.a. grote brandnetel, gewone berenklauw, riet en harig wilgenroosje (allen 4%), gevolgd door haagwinde, Canadese fijnstraal, grote kattenstaart, hopklaver, watermunt, smalle weegbree en smeewortel (allen 2%). In het andere proefvlak komt kalmoes niet voor en is harig wilgenroosje dominant (50%). Andere soorten in de kruidlaag hebben slechts een bedekking van 2% of minder, waaronder glanshaver, zwart tandzaad, duinriet, kruipende boterbloem, boerenwormkruid en grote brandnetel (allen 2%). Enkel wolfsfoot heeft nog een bedekking van 4%. Dit is sterk verschillend van de situatie in 2014, toen rood zwenkgras domineerde met een gemiddelde bedekking van 40%, gevolgd door glanshaver (11%). In de vooroever groeiden in 2012 en 2014 geen struiken, maar in 2016 bestond de struiklaag in beide proefvlakken uit wilg, met een bedekking van respectievelijk 10 en 30%.

Ook de proefvlakken aan de kanaaloever verschillen onderling sterk. Terwijl het ene proefvlak in 2014 slechts een rietbedekking had van 20% na een terugval t.o.v. 2012, is dit opnieuw toegenomen tot 97% in 2016. Daarnaast

komen enkel nog haagwinde en grote brandnetel voor (beide 2%), terwijl in 2014 moerasandoorn (7%) en ijle dravik (7%) nog voorkwamen. In het andere proefvlak blijft gele lis dominant (van een terugval t.o.v. 2012 naar 20% in 2014 naar 50% in 2016), maar is de bedekking van glanshaver teruggevallen van 20% naar 2%. Ook riet komt er nu voor (30%), terwijl de soort in 2014 en 2012 nog afwezig was. Daarnaast komen ook gevleugeld helmkruid (4%), grote brandnetel, kluwenzuring, smalle weegbree, gestreepte witbol, harig wilgenroosje, peen en kropaar voor (allen 2%). Dit geeft een mediaanwaarde voor de kruidlaag van 102% t.o.v. 65% in 2014 (Figuur 47). Ook in 2012 kwam een hogere bedekking van riet en gele lis voor. Er is nog steeds geen struiklaag aanwezig.



Figuur 47. Bedekking van de kruidlaag en de struiklaag in 2012, 2014 en 2016 voor alle opnames te Lot (opnames ter hoogte van de vooroever, aan de kanaaloever en op de kruin). x: waarde van de verschillende opnames.

De locaties op de kruin hadden in 2014 een gemiddelde totale kruidbedekking van 60% (Figuur 47). De hoogste bedekking werd ingenomen door smalle weegbree (14%), kropaar (12%), glanshaver (11%), rood zwenkgras (7%) en ijle dravik (6%). Er waren geen struiken aanwezig.

4.2.2.3 Gemiddelde Ellenbergwaarden

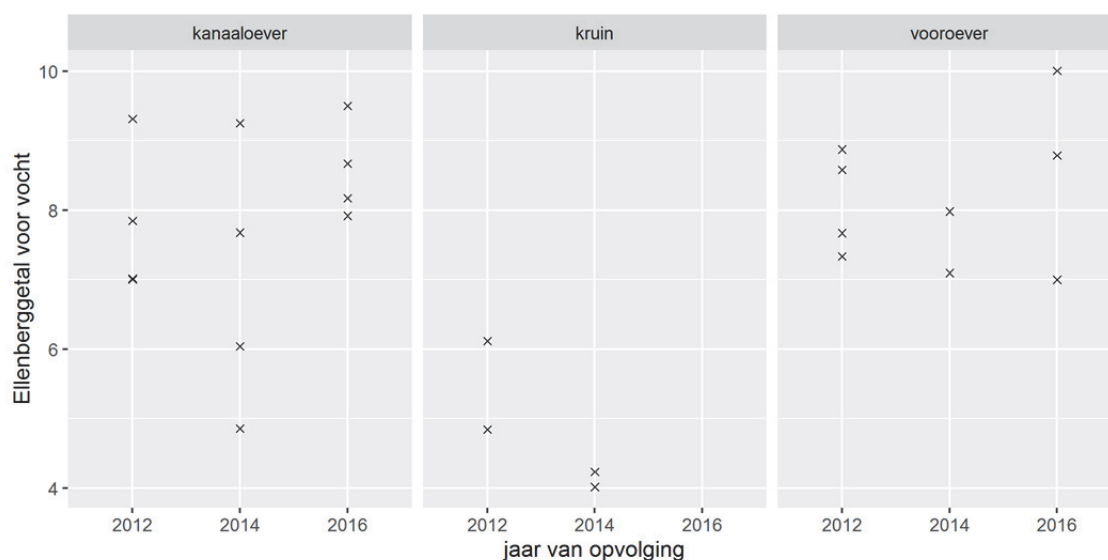
4.2.2.3.1 Wintam

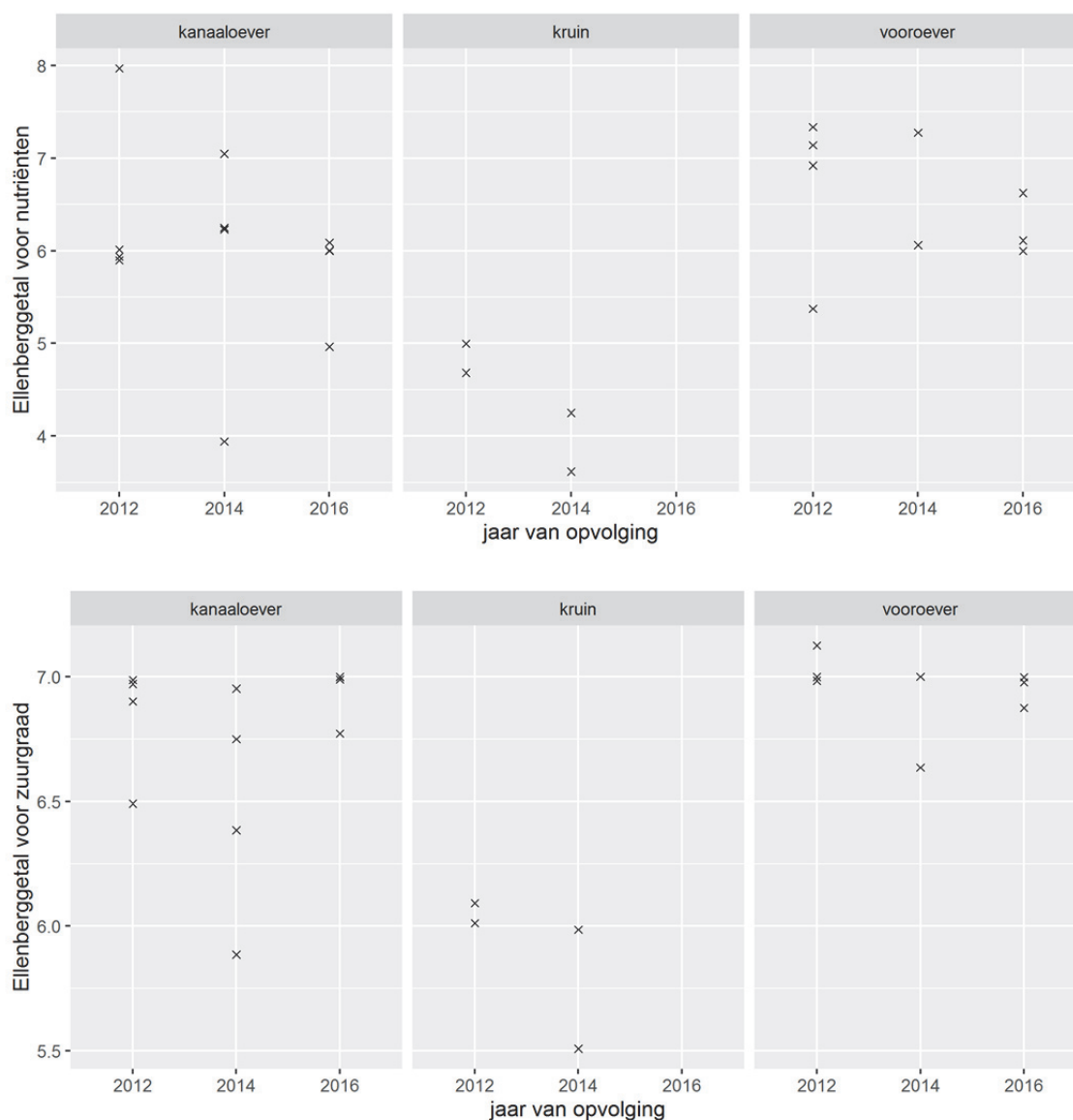
Het Ellenberggetal voor vocht van de opnames aan de vooroever bedroeg in 2014 7,1 en 8,0 (Figuur 48) wat duidt op vocht- tot natindicatoren. Voor 2 opnames konden geen Ellenberggetallen berekend worden omdat enkel wilgen

aanwezig waren. In 2016 werd een spreiding voor 3 opnames tussen 7 en 10 opgetekend. De waarde 10 hoort bij de opname waar 10% waterzuring voorkomt, en het Ellenberggetal wordt volledig hierdoor bepaald, wat een vertekend beeld geeft. Het Ellenberggetal voor nutriënten was 6,1 en 7,3 in 2014; in 2016 waren deze 6, 6,1 en 6,6, wat nog steeds op matig stikstofrijke tot stikstofrijke bodems wijst. Het Ellenberggetal voor zuurgraad bedroeg in 2014 6,6 en 7,0 wijzend op zwak zure tot zwak basische bodems. In 2016 zijn de waarden gelijkaardig: tussen 6,8 en 7.

De Ellenberggetallen voor de opnames aan de kanaaloever kenden in 2014 een grote spreiding. Het vochtgetal lag tussen 4,9 en 9,3 (Figuur 48). In 2016 lagen de waarden rond 8-10, wat op vernatting kan wijzen. Deze waarden worden verklaard door hoge bedekkingen van riet en moeraszegge. Het Ellenberggetal voor nutriënten bedroeg in 2014 voor drie locaties aan de kanaaloever tussen 6,2 en 7,0 duidend op matig stikstofrijke bodems tot stikstofrijke bodems. Eén locatie kende een lage waarde van 3,9 wijzend op een stikstofarme tot matig stikstofrijke bodem. In 2016 lagen alle waarden rond 5-6. Het Ellenberggetal voor zuurgraad lag in 2014 voor drie opnames aan de kanaaloever tussen 6,4 en 7,0, terwijl één opname een lagere waarde van 5,9 had. De waarden wijzen op zwak zure tot zwak basische bodems. In 2016 lagen deze waarden tussen 6,8 en 7.

Het Ellenberggetal voor vocht van de opnames op de kruin bedroeg in 2014 4,0 en 4,2 (Figuur 48), wat duidt op droogte-indicatoren tot droogte/vocht indicatoren. Het Ellenberggetal voor nutriënten bedraagt 3,6 en 4,2 wijzend op stikstofarme tot matig stikstofrijke bodems. Het Ellenberggetal voor zuurgraad is 5,5 en 6,0 wat zwak zure tot zwak basische bodems indiceert.





Figuur 48. Het Ellenberggetal voor vocht, nutriënten en zuurgraad in 2012, 2014 en 2016 voor alle opnames te Wintam (opnames ter hoogte van de vooroever, aan de kanaaloever en op de kruin). x: waarde van de verschillende opnames. In de vooroever hebben 2 opnames in 2014 en 1 opname in 2016 enkel een bedekking van wilgensoorten waarvoor geen Ellenberggetallen bestaan. Deze opnames kunnen dus niet worden getoond op de figuur.

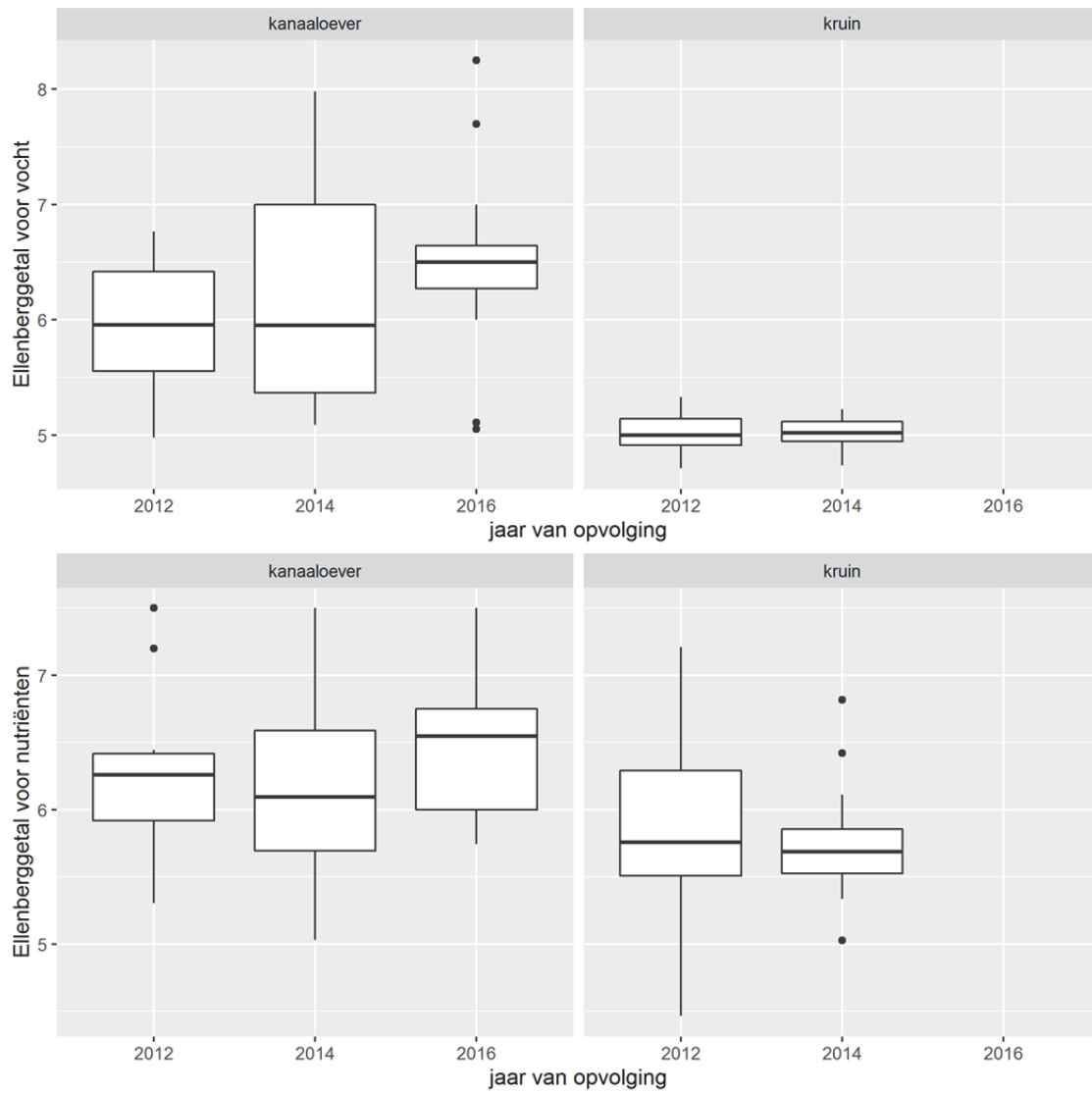
4.2.2.3.2 Grimbergen

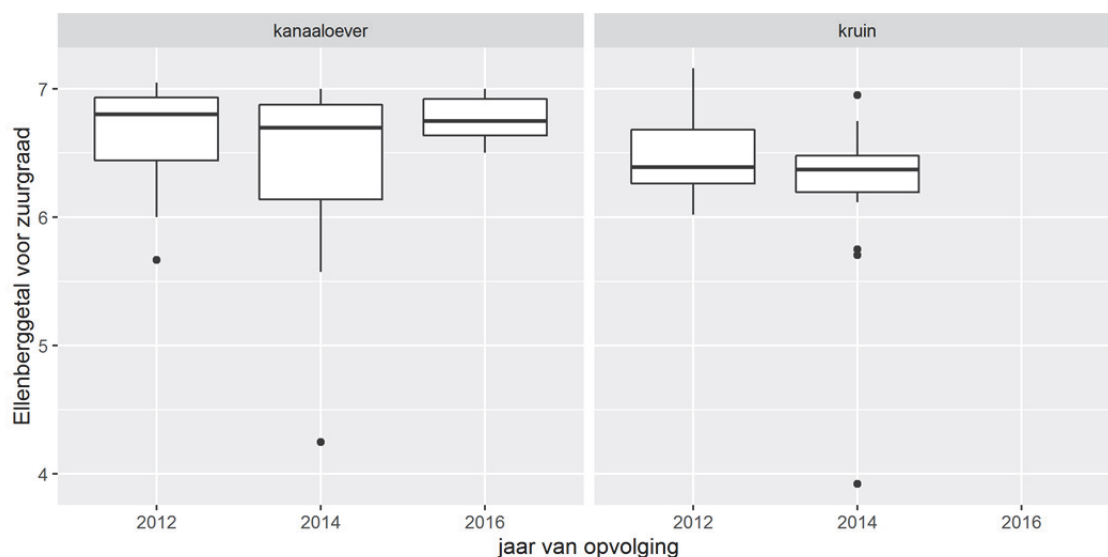
De mediaanwaarde van het Ellenberggetal voor vocht bij opnames van de kanaaloever is gestegen van 6,0 in 2014 naar 6,5 in 2016 (Figuur 49). In 2014 was er een grote variatie in de resultaten, en in 2016 vallen de outliers op. De twee locaties met de lage waarden worden gekenmerkt door een hoge bedekking van glanshaver en rood zwenkgras; de twee locaties met de hogere waarden door relatief hoge bedekkingen van riet en harig wilgenroosje. De kleine spreiding rond de mediaan geeft aan dat de meeste opnames een Ellenberggetal rond 6,5 hebben, wijzend op het voorkomen van meer vochtindicatoren i.v.m. 2014. De mediaanwaarde voor het Ellenberggetal voor nutriënten in opnames bedroeg in 2014 6,1 (matig stikstofrijke tot stikstofrijke bodem) en blijft gelijkaardig in 2016 (6,5). De mediaanwaarde van het Ellenberggetal voor zuurgraad was 6,7 in 2014 en blijft nagenoeg onveranderd in 2016, wijzend op een zwak zure tot zwak basische bodem.

De mediaan van het Ellenberggetal voor vocht bij de opnames op de kruin bedroeg 5,0 in 2014 (Figuur 49) wat duidt op droogte/vocht-indicatoren. Het Ellenberggetal voor vocht lag significant lager bij de opnames op de kruin in vergelijking met opnames aan de kanaaloever. De mediaan voor het Ellenberggetal voor nutriënten was 5,7 en

indiceert een matig stikstofrijke tot stikstofrijke bodem. De mediaan voor het Ellenberggetal voor zuurgraad was 6,4, wijzend op een zwak zure tot zwak basische bodem.

Noch voor de opnames aan de kanaaloever, noch voor de opnames op de kruin, waren er significante verschillen in de drie Ellenberggetallen tussen de resultaten van 2012-2014, 2012-2016 of 2012-2016 (Figuur 49).





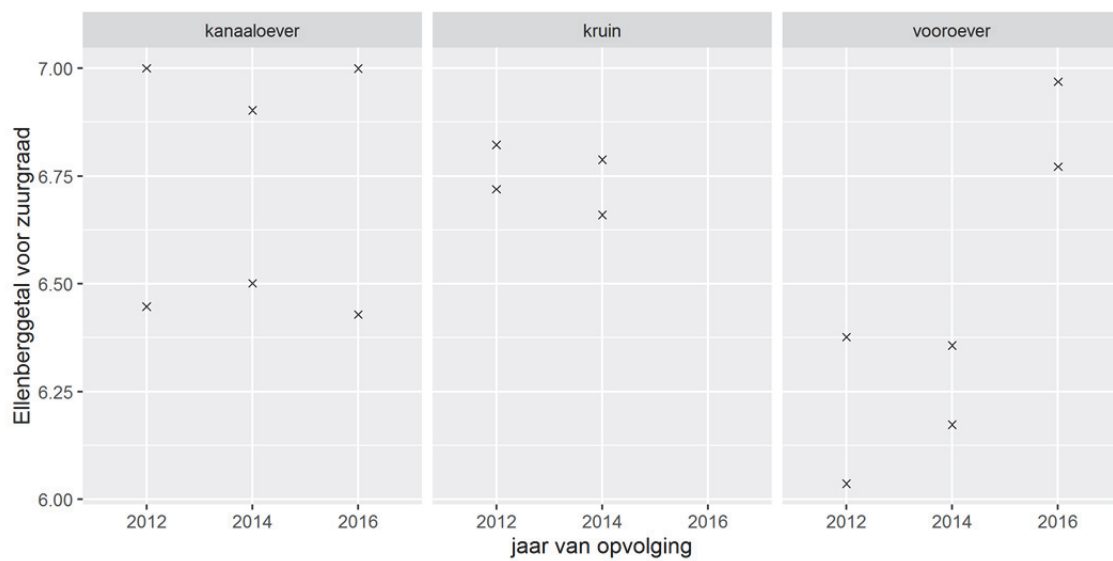
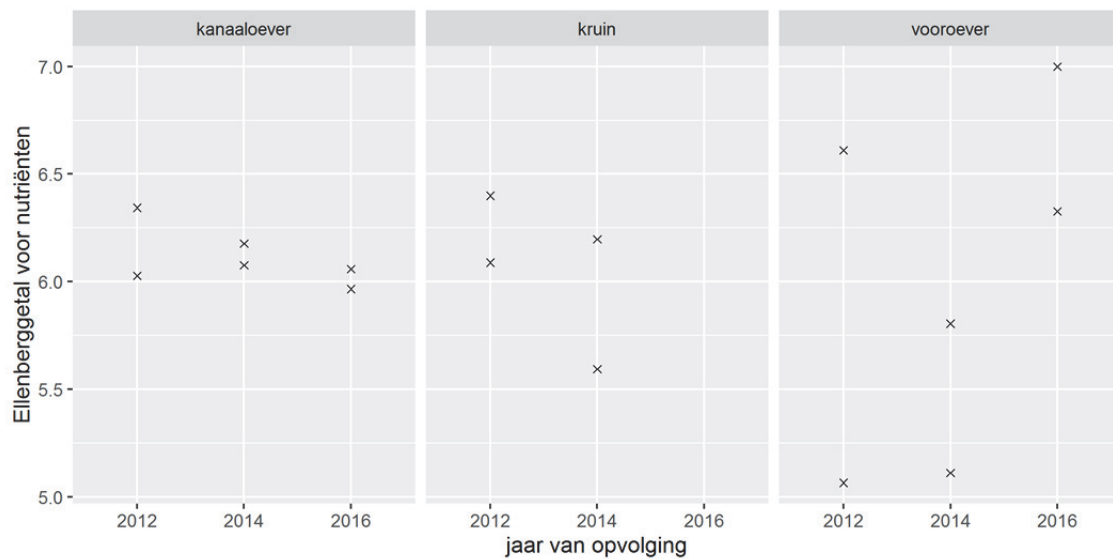
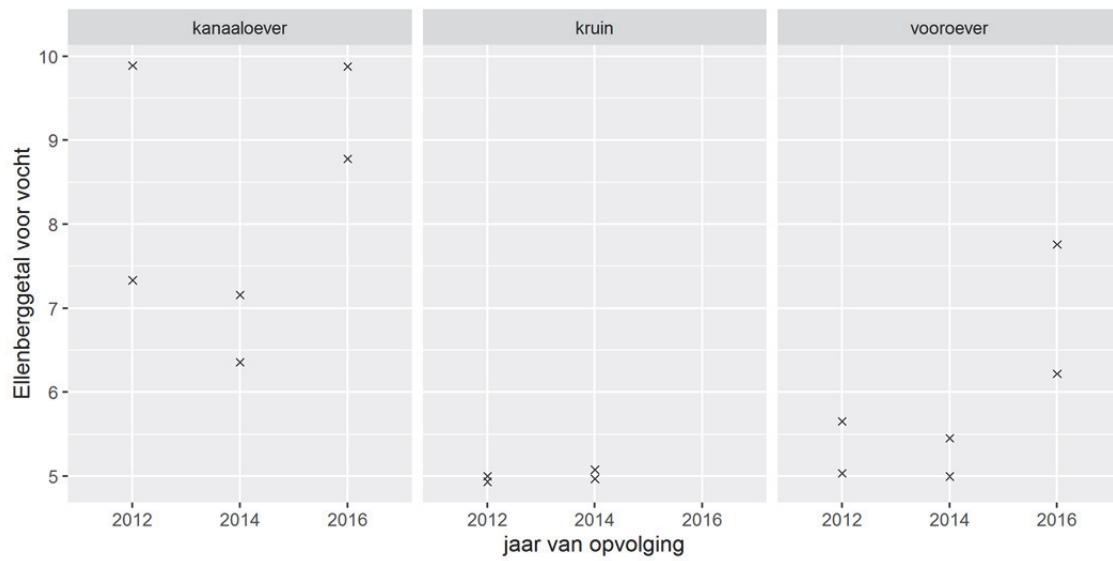
Figuur 49. Boxplots van het Ellenberggetal voor vocht, nutriënten en zuurgraad in 2012, 2014 en 2016 voor alle opnames te Grimbergen (opnames aan de kanaaloever en op de kruin). *: significant verschil tussen 2012 en 2014 op basis van een 'linear mixed-effect model'.

4.2.2.3.3 Lot

Het Ellenberggetal voor vocht voor de opnames op de vooroever benaderden in 2014 die van 2012 met waarden van 5,0 en 5,5 wat duidt op droogte/vocht-indicatoren. Voor 2016 zijn ze echter gestegen naar waarden van 6,2 en 7,7 wat duidt op een toename van de bedekking van natindicatoren (Figuur 50). Het Ellenberggetal voor nutriënten was in 2014 5,1 en 5,8 wijzend op matig stikstofrijke tot stikstofrijke bodems. Ook deze zijn in 2016 gestegen naar 6,3 en 7, wat wijst op een toename van soorten kenmerkend voor stikstofrijke bodems. Het Ellenberggetal voor zuurgraad is gestegen van 6,2 en 6,4 in 2014 naar 6,8 en 7 in 2016, duidend op een wijziging van zwak zure tot zwak basische bodems naar meer basische bodems.

Ook voor de opnames langs de kanaaloever is het Ellenberggetal voor vocht gestegen van 6,4 en 7,2 naar 8,8 en 9,9, wat een verandering inhoudt van droogte/vocht- tot vochtindicatoren naar natindicatoren (Figuur 50). De grote verschillen tussen 2012-2014 en 2014-2016 zijn te wijten aan respectievelijk de afname en het herstel van riet en gele lis. Het Ellenberggetal voor nutriënten was in 2014 6,1 en 6,2 (matig stikstofrijke tot stikstofrijke bodems), terwijl het in 2016 voor beide opnames rond 6 lag. Ook de Ellenberggetallen voor zuurgraad zijn nauwelijks gewijzigd van 6,5 en 6,8 in 2014, naar 6,4 en 7 in 2016, duidend op zwak zure tot zwak basische bodems.

Voor de kruin bedroeg het Ellenberggetal voor vocht in 2014 5,0 en 5,1 (Figuur 50), wat duidt op droogte/vocht-indicatoren. Het Ellenberggetal voor nutriënten was 5,6 en 6,2 wijzend op matig stikstofrijke tot stikstofrijke bodems. Het Ellenberggetal voor zuurgraad was 6,7 en 6,8 duidend op zwak zure tot zwak basische bodems.



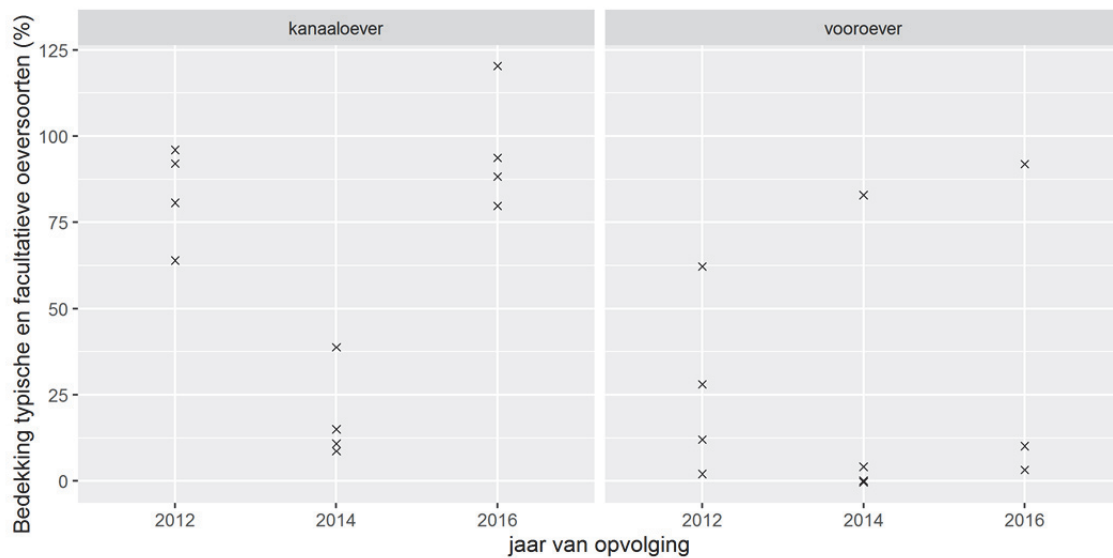
Figuur 50. Het Ellenberggetal voor vocht, nutriënten en zuurgraad in 2012, 2014 en 2016 voor alle opnames te Lot (opnames ter hoogte van de vooroever, aan de kanaaloever en op de kruin). x: waarde van de verschillende opnames.

4.2.2.4 Ecologische groepen

4.2.2.4.1 Wintam

De bedekking van typische en facultatieve oeversoorten is op één locatie aan de vooroever hoog (92%) omwille van hoge abundantie van moeraszegge en riet. In 2014 was de bedekking nog 83%, voornamelijk bepaald door moeraszegge. In de andere proefvlakken is de bedekking van oeversoorten laag, tussen 0 en 10% (Figuur 51), het gaat hier voornamelijk over waterzuring en gele lis.

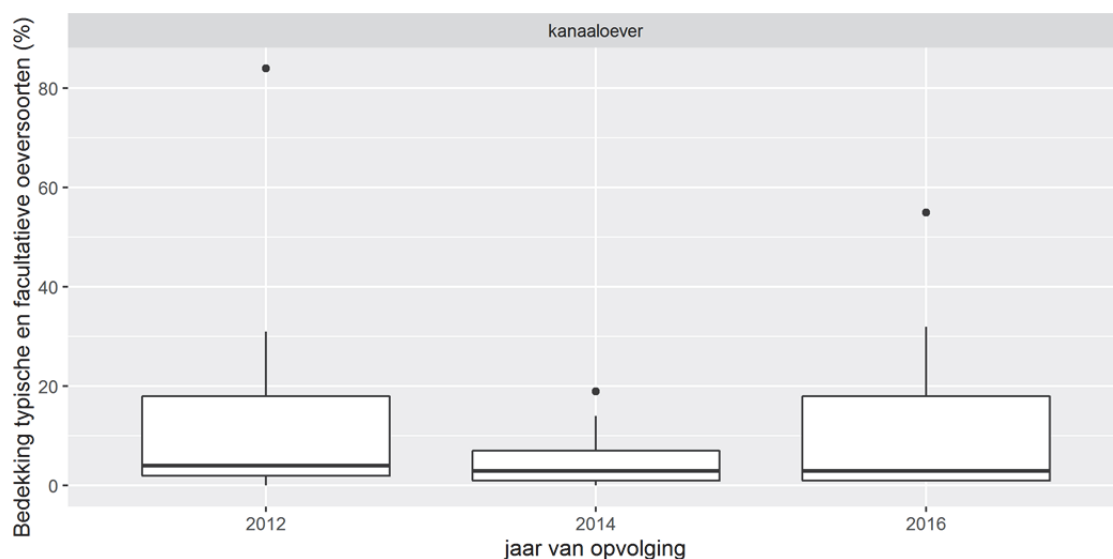
De bedekking van typische en facultatieve oeversoorten ligt voor vier locaties aan de kanaaloever tussen 75 en 125% (Figuur 51). Deze waarden liggen veel hoger dan in 2014, omwille van de uitbreiding van scherpe zegge, moeraszegge en riet. Tussen 2012 en 2014 werd een terugval waargenomen van moeraszegge, riet, gele lis en harig wilgenroosje, terwijl tussen 2014 en 2016 herstel van deze oevervegetatie is opgetreden.



Figuur 51. De bedekking van de typische en facultatieve oeversoorten in 2012, 2014 en 2016 voor de opnames ter hoogte van de vooroever en de kanaaloever te Wintam. x: waarde van de verschillende opnames.

4.2.2.4.2 Grimbergen

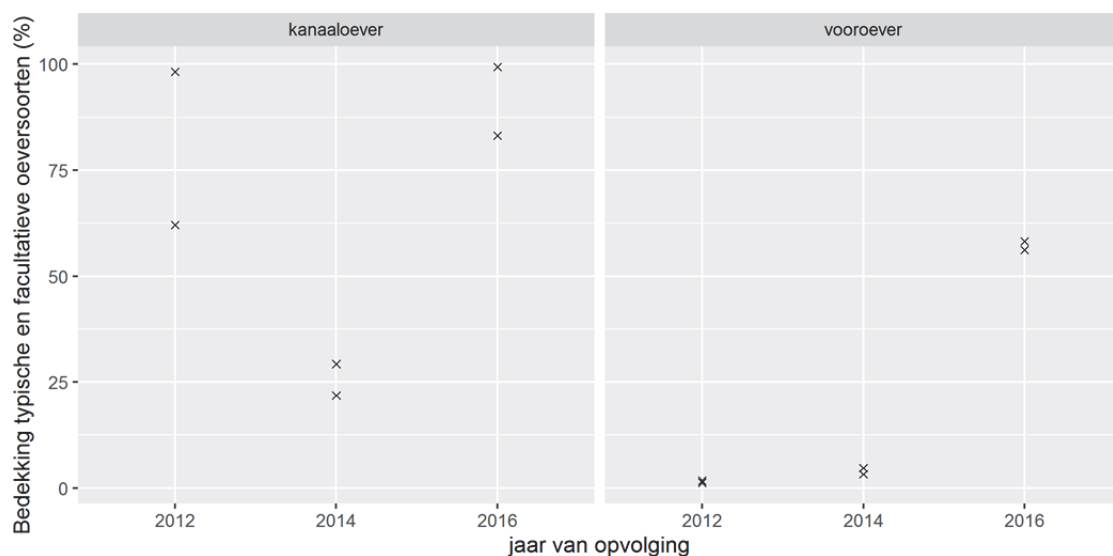
De bedekking van typische en facultatieve oeversoorten in de proefvlakken aan de kanaaloever ligt laag met een mediaanwaarde van slechts 3% (Figuur 52), hoewel de mediaanwaarde voor de bedekking van de kruidlaag 39% bedraagt. Er zijn dus proportioneel veel overige soorten, zoals glanshaver, rood zwenkgras, oranje springzaad, mannetjesvaren en duinriet. Struwelen worden niet ingedeeld in typische of facultatieve oeversoorten bij de methodologie die deze studie volgt (Duijn 1994).



Figuur 52. Boxplots van de bedekking van de typische en facultatieve oeversoorten in 2012, 2014 en 2016 voor de opnames aan de kanaaloever te Grimbergen.

4.2.2.4.3 Lot

De bedekking van typische en facultatieve oeversoorten aan de vooroever is sterk toegenomen t.o.v. 2014 (en ook t.o.v. 2012) met waarden van 56% (2014: 5%) en 58% (2014: 3%) (Figuur 53). Dit wordt verklaard voor de sterk toegenomen bedekking van kalmoes en harig wilgenroosje respectievelijk.



Figuur 53. Bedekking van de typische en facultatieve oeversoorten in 2012, 2014 en 2016 voor de opnames te Lot ter hoogte van de vooroever en de kanaaloever. x: waarde van de verschillende opnames.

Aan de kanaaloever wordt eveneens een toename van de bedekking van typische en facultatieve oeversoorten vastgesteld, 99 en 83% in 2016 ten opzichte van 29 en 22% in 2014. Op beide locaties is dit te wijten aan een sterke uitbreiding van de rietkraag. Deze bedekkingen zijn opnieuw vergelijkbaar met deze van 2012, toen er ook een hogere rietbedekking was.

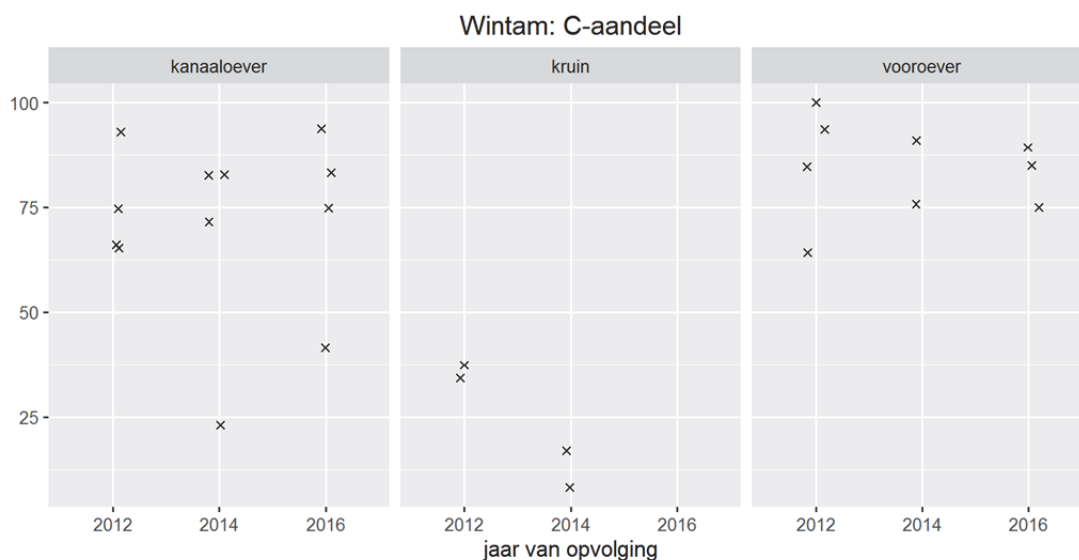
4.2.2.5 Overlevingsstrategie

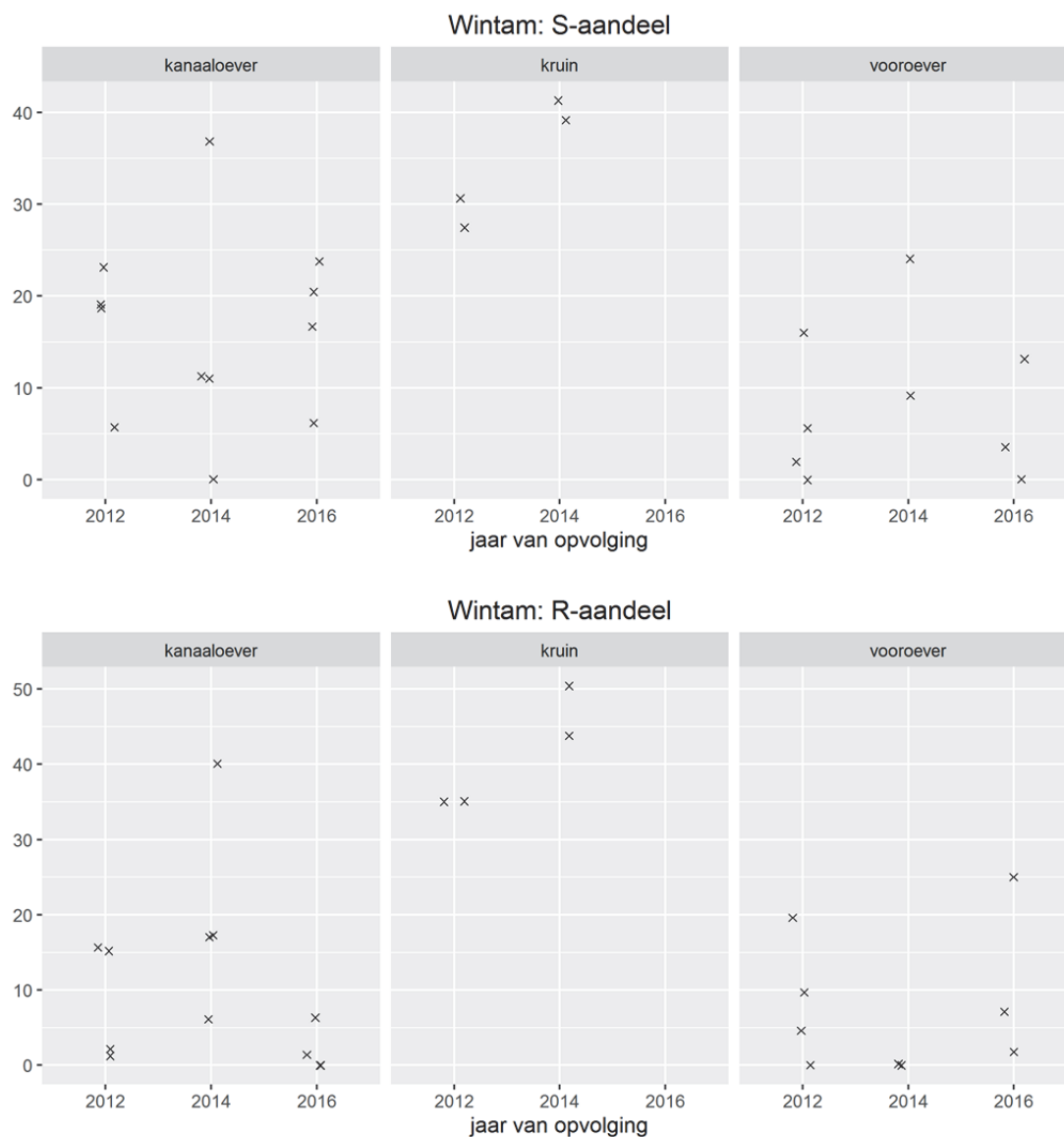
4.2.2.5.1 Wintam

Het competitief aandeel ligt in 2016 tussen 75 en 80% voor de locaties op de vooroever. Dit is de afgelopen jaren nauwelijks gewijzigd. Het stresstolerant aandeel kende een iets grotere spreiding tussen 0 en 13%. Het ruderaal aandeel is in alle opnames toegenomen tussen 2014 en 2016 naar waarden tussen 2 en 25% (Figuur 54).

Het competitief aandeel lag in 2014 voor drie locaties aan de kanaaloever tussen 72 en 83%. Eén opname scoorde lager met 23%, nl. de locatie met veel hazenpootje en liggende klaver. In 2016 is er een gelijkaardige spreiding, maar zijn de aandelen overal iets toegenomen. Daartegenover staat dat het ruderaal aandeel in 2014 tussen 17 en 40% lag (en 1 locatie met een aandeel van 6%), maar in 2016 is afgenomen naar waarden tussen 0 en 7%. In 2014 werd een grote spreiding in het aandeel stresstolerante soorten aangetroffen, met waarden tussen 0% en 37%, terwijl deze in 2016 nog tussen 7 en 24% lag. De bedekking van hazenpootje is in 2016 sterk afgenomen in de ene opname, en liggende klaver komt er niet meer voor.

Het competitief aandeel voor de twee locaties op de kruin bedroeg in 2014 8% en 17%, het stresstolerant aandeel 39% en 41% en het ruderaal aandeel 44% en 50%. Ten opzichte van 2012 betekent dit een daling in competitief aandeel, en een stijging in stresstolerant en ruderaal aandeel (Figuur 54). Dit is vooral te wijten aan hogere bedekkingen van hazenpootje en liggende klaver in 2014 en lagere bedekkingen van rood zwenkgras in vergelijking met 2012.





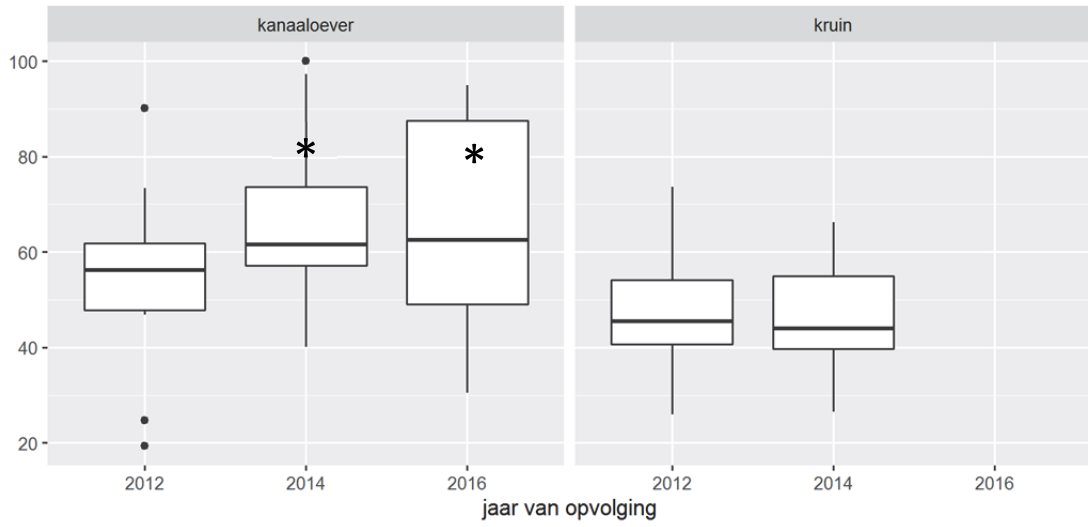
Figuur 54. *Het competitief, stresstolerant en ruderaal aandeel in 2012, 2014 en 2016 voor alle opnames te Wintam (opnames ter hoogte van de vooroever, aan de kanaaloever en op de kruin). x: waarde van de verschillende opnames. In de vooroever hebben 2 opnames in 2014, en 1 in 2016 enkel een bedekking van wilgensoorten waarvoor geen CSR-waarden bestaan. Deze opnames kunnen dus niet worden getoond op de figuur.*

4.2.2.5.2 Grimbergen

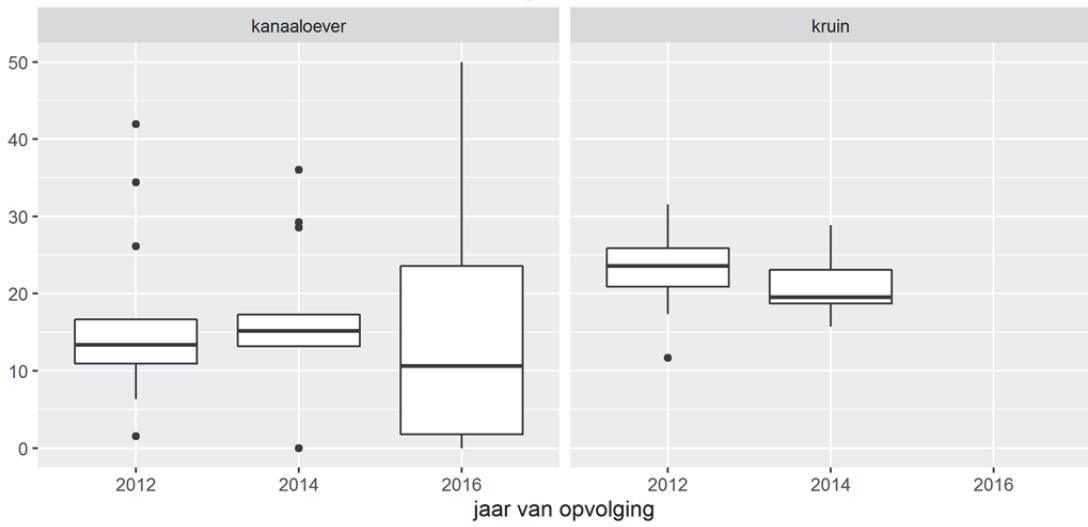
De locaties aan de kanaaloever kennen een hoog competitief aandeel (mediaan is 63%). Het competitief aandeel lag zowel in 2014 als in 2016 significant hoger ten opzichte van 2012, maar in 2016 werd er weer een grote spreiding opgetekend. Het ruderaal aandeel lag zowel in 2014 als in 2016 significant lager dan in 2012 (Figuur 55). In 2016 ligt de mediaan voor het stresstolerant aandeel (11%) lager dan in 2014 (15%), maar de spreiding is relatief groot met eerste en derde kwartielwaarden van 2 en 23%.

Ook de proefvlakken op de kruin kennen hoge competitieve aandelen (mediaan is 44%) maar deze waarde is lager in vergelijking met opnames aan de kanaaloever. Het stresstolerant en ruderaal aandeel liggen bij de proefvlakken op de kruin hoger dan bij de proefvlakken aan de kanaaloever, met mediaanwaarden van respectievelijk 20 en 33%. Voor de CSR-aandelen zijn er geen significante verschillen tussen de resultaten van 2012 en 2014 (Figuur 55).

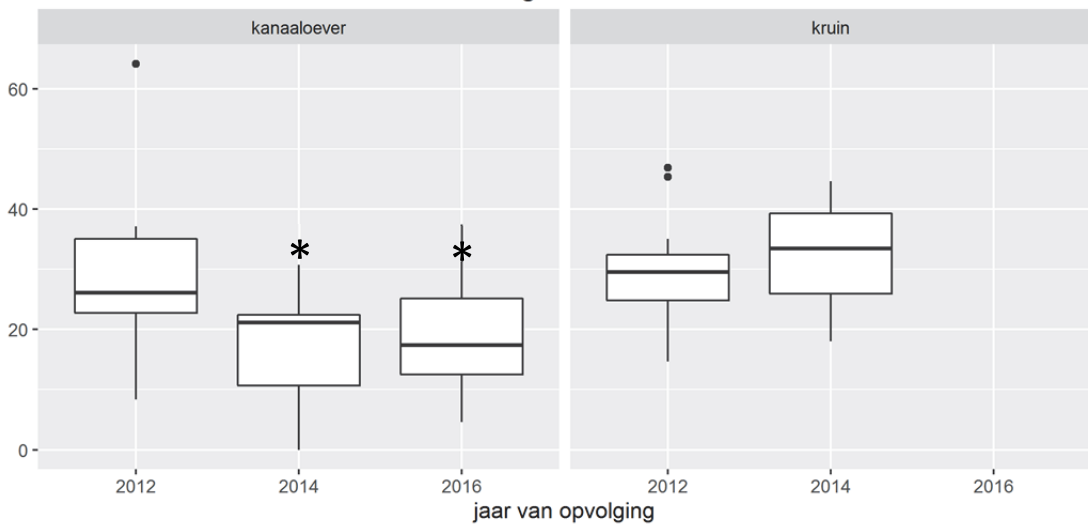
Grimbergen: C-aandeel



Grimbergen: S-aandeel



Grimbergen: R-aandeel



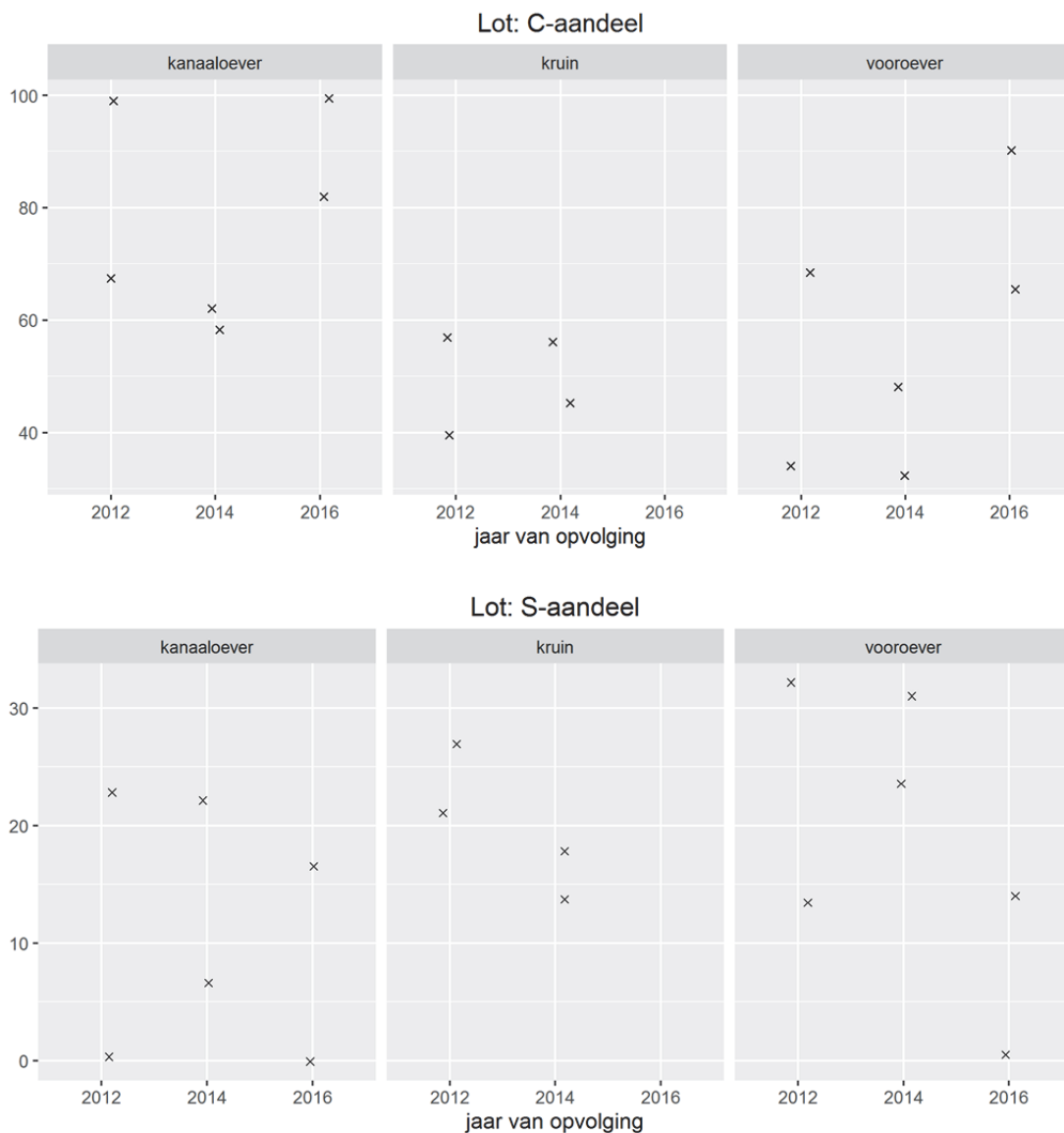
Figuur 55. Boxplots van competitief, stresstolerant en ruderaal aandeel in 2012, 2014 en 2016 voor alle opnames in Grimbergen (opnames aan de kanaaloever en op de kruin). *: significant verschil tussen 2012-2014 en 2012-2016 op basis van een 'linear mixed-effect model'.

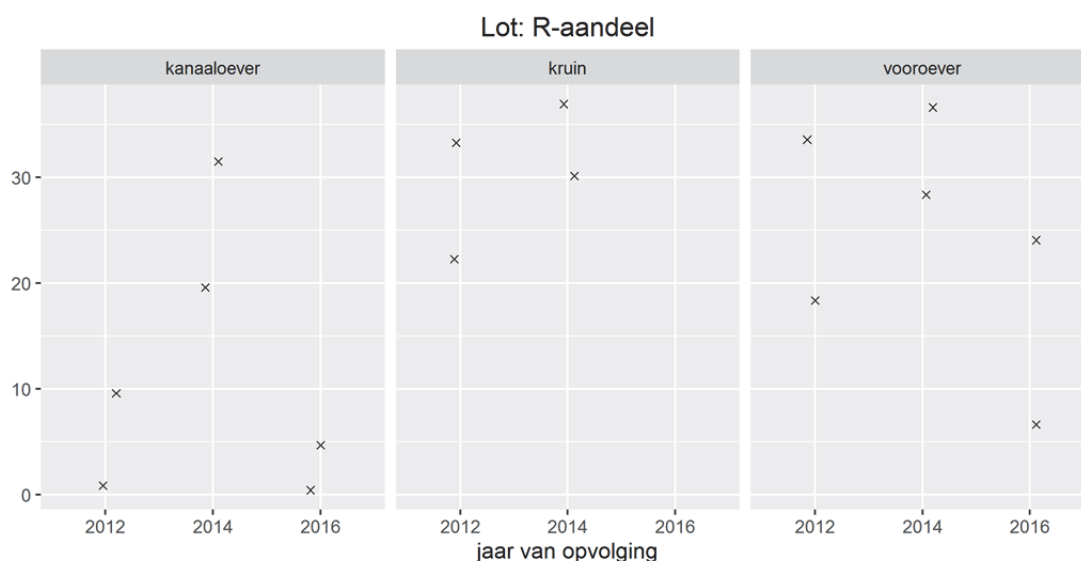
4.2.2.5.3 Lot

Het competitief aandeel in de twee opnames op de vooroever is toegenomen van 32% en 48% in 2014 naar 75% en 90% in 2016. Het stresstolerant aandeel is afgenomen van 24% en 31% naar 14% en 1%, en ook het ruderaal aandeel is afgenomen van 28 en 37% (Figuur 56).

Terwijl het competitieve aandeel langs de kanaaloever tussen 2012 en 2014 gedaald was, is het tussen 2014 en 2016 sterk gestegen van 58% en 62% in 2014 naar 82% en 100% in 2016. Het stresstolerant aandeel is bijgevolg afgenomen van 7 en 22% naar 17 en 0%, en het ruderaal aandeel van 20 en 32% naar 5 en 0%.

Het competitief aandeel op de kruin was in 2014 45 en 56%, het stresstolerant aandeel 14 en 18% en het ruderaal aandeel 30 en 37% (Figuur 56).





Figuur 56. Het competitief, stresstolerant en ruderaal aandeel in 2012, 2014 en 2016 voor alle opnames te Lot (opnames ter hoogte van de vooroever, aan de kanaaloever en op de kruin). x: waarde van de verschillende opnames.

4.3 Visgemeenschappen

4.3.1 Literatuuronderzoek naar de historische en huidige visgemeenschappen

4.3.1.1 Kanaal Leuven-Dijle

Het Kanaal Leuven-Dijle wordt gekenmerkt door een eenzijdige visstand. Tussen 1996 en 2011 is er weinig veranderd in de visstand op het kanaal. De samenstelling blijft ongewijzigd met een uitgesproken dominantie van baars gevolgd door blankvoorn en paling. Vooral het aandeel van baars en blankvoorn is nog verder toegenomen. Het aandeel van paling en pos is dan weer afgenomen. De roofvisstand bestaat uit snoekbaarzen, enkele grotere baarzen (> 20 cm) en in mindere mate snoek. Snoekbaars wordt regelmatig waargenomen in het kanaal, waardoor men kan concluderen dat er een natuurlijke rekrutering plaatsvindt (Tabel 7; Van Thuyne & Breine, 2007; Spierts & Vis, 2012).

Opmerkelijk is het fenomeen van dwerggroei op het kanaal. Vooral voor blankvoorn als voor baars is de lagere lengtecategorie goed vertegenwoordigd. Aangezien deze soorten voedselconcurrenten zijn, komen er in de populaties zelden grotere individuen voor. Om een evenwichtige visstand te bekomen, zou het aangewezen zijn om het aandeel baars en blankvoorn te laten afnemen. Hierdoor zouden ze minder in voedselconcurrentie treden, waardoor baarzen zouden kunnen doorgroeien tot een afmeting waarop ze piscivoor worden. Op die manier zouden ze de baars- en blankvoornpopulaties kunnen terugdringen (Van Thuyne & Breine, 2007).

Tabel 7. Historische waarnemingen voor het Kanaal Leuven-Dijle.

Soort	Locatie	1996	2006	2011
baars	Leuven	x	x	x
	Haacht	x	x	x
	Kampenhout	x	x	x
	Boortmeerbeek	x	x	x
	Mechelen	x	x	x
bittervoorn	Mechelen	x	x	
blankvoorn	Leuven	x	x	x
	Haacht	x	x	x
	Kampenhout	x	x	
	Boortmeerbeek	x	x	x

Soort	Locatie	1996	2006	2011
	Mechelen	x	x	x
blauwbandgrondel	Leuven		x	x
	Mechelen	x		
brasem	Leuven	x		
	Boortmeerbeek	x		
bruine Amerikaanse dwergmeerval	Mechelen		x	
driedoornige stekelbaars	Haacht	x		
giebel	Leuven	x	x	
	Haacht	x		
	Mechelen	x		x
karper	Haacht	x		
	Kampenhout			x
kolblei	Leuven	x	x	
	Haacht		x	
	Boortmeerbeek	x		
	Mechelen		x	
paling	Leuven	x	x	x
	Haacht	x	x	x
	Kampenhout	x	x	x
	Boortmeerbeek	x	x	x
	Mechelen	x	x	x
pos	Leuven	x	x	x
	Haacht		x	x
	Kampenhout		x	x
	Boortmeerbeek	x	x	x
	Mechelen	x	x	x
rietvoorn	Leuven	x	x	
	Haacht		x	x
	Kampenhout	x		
	Boortmeerbeek	x		
	Mechelen	x	x	x
riviergrondel	Haacht	x		
snoek	Leuven	x		
	Haacht			x
	Kampenhout		x	
	Boortmeerbeek	x		
snoekbaars	Leuven	x	x	x
	Haacht	x	x	
	Kampenhout		x	
	Boortmeerbeek	x	x	
	Mechelen	x	x	x
winde	Haacht	x		
	Kampenhout	x		

Soort	Locatie	1996	2006	2011
	Boortmeerbeek			x
zeelt	Leuven	x	x	x
	Haacht		x	x
	Kampenhout		x	x
	Boortmeerbeek		x	
	Mechelen		x	x
zonnebaars	Haacht			x
	Boortmeerbeek			x
	Mechelen	x	x	x

4.3.1.2 Kanaal Brussel-Schelde en Kanaal Charleroi-Brussel

Over de periode 1840-1950 werden volgende soorten in het Kanaal Brussel-Schelde waargenomen: alver, baars, barbeel, blankvoorn, bot, bruine Amerikaanse dwergmeerval, brasem, drie- en tiendoornige stekelbaars, karper, kolblei, kopvoorn, paling, pos, rietvoorn, riviergrondel, snoek, snoekbaars en zeelt (Vrielynck, 2003).

Tegenwoordig zijn baars, paling en snoekbaars de meest verspreide soorten en ze werden over de hele lengte van het kanaal aangetroffen. Van de meest courante soorten werden ook juvenielen aangetroffen, wat wijst op een natuurlijke verjonging van deze vissoorten op het kanaal. De brakwatersoorten bot en brakwatergrondel worden enkel op de locaties nabij de Schelde aangetroffen. Net zoals in het Kanaal Leuven-Dijle bestaat het roofvisbestand hoofdzakelijk uit grotere baarzen (> 20 cm) en snoekbaarzen. In 1997 werd snoek nog gevangen, in de volgende meetcampagnes niet meer. De evolutie in het visbestand toont aan dat tussen 1997 en 2007, het riviergrondelbestand achteruit is blijven gaan, van 350 exemplaren in 1997 naar 15 in 2002. In 2007 werden geen exemplaren meer gevangen (Tabel 8; Van Thuyne, 2008).

Tussen 2002 en 2007 is het visbestand weinig veranderd. Ondanks de 18 soorten die in 2007 werden waargenomen, heeft men te maken met een eenzijdig visbestand. In 2002 was blankvoorn uitgesproken dominant qua aantallen, in 2007 zijn dat baars en blankvoorn (Van Thuyne, 2008).

Tijdens een specifiek onderzoek naar de aanwezigheid van soorten in de plasbermen van Grimbergen tussen 2007 en 2010, bleek vooral blankvoorn dominant te zijn en deze soort vertegenwoordigde meer dan de helft van de waargenomen exemplaren. Verder werden volgende soorten waargenomen: baars, bittervoorn, blankvoorn, blauwbandgrondel, bot, brasem, drie- en tiendoornige stekelbaars, dikkopelrits, diebel, karper, kopvoorn, paling, pos, rietvoorn, snoekbaars, vetje, winde, zeelt en zonnebaars (Van Ballaer et al., 2011).

Tabel 8. Historische waarnemingen van vissoorten in het Kanaal Charleroi-Brussel en het Kanaal Brussel-Schelde.

Soort	Locatie	1997	2002	2007	2014
baars	Halle	x	x	x	
	Beersel	x	x	x	
	St-Pieters-Leeuw	x	x	x	x
	Anderlecht			x	
	Brussel			x	
	Vilvoorde	x			
	Grimbergen	x	x	x	
	Kapelle-Op-Den-Bos	x	x	x	
	Zemst	x			
	Willebroek	x		x	
	Wintam		x	x	
bittervoorn	Halle			x	
	Beersel	x		x	
	Grimbergen	x		x	x

Soort	Locatie	1997	2002	2007	2014
	Wintam		x		
blankvoorn	Halle	x	x	x	
	Beersel	x	x	x	
	St-Pieters-Leeuw	x	x	x	x
	Anderlecht			x	
	Brussel			x	
	Vilvoorde	x			
	Grimbergen	x	x	x	
	Kapelle-Op-Den-Bos		x		
	Zemst	x			
	Willebroek	x			
	Puurs	x			
	Wintam		x	x	
blauwbandgrondel	Beersel	x			
	St-Pieters-Leeuw	x			
	Grimbergen	x			
bot	Willebroek	x			
	Wintam		x	x	
brakwatergrondel	Wintam			x	
brasem	Halle	x	x	x	
	Beersel	x			
	St-Pieters-Leeuw	x	x		x
	Grimbergen		x	x	
	Kapelle-Op-Den-Bos		x		
	Wintam			x	
driedoornige stekelbaars	Halle		x		
	Grimbergen	x			
	Puurs	x			
	Wintam			x	
giebel	Halle		x		
	Beersel	x	x		
	St-Pieters-Leeuw	x	x	x	x
	Brussel			x	
	Vilvoorde	x			
	Grimbergen		x	x	
	Wintam			x	
karper	Halle	x	x	x	
	Beersel	x	x	x	
	St-Pieters-Leeuw	x			x
	Brussel			x	
	Vilvoorde	x			
	Grimbergen	x	x	x	
	Zemst	x			
	Willebroek		x		

Soort	Locatie	1997	2002	2007	2014
kolblei	Halle	x	x	x	
	Beersel	x	x	x	
	St-Pieters-Leeuw	x	x	x	x
	Anderlecht			x	
	Grimbergen	x	x	x	
	Zemst	x			
	Willebroek		x	x	
	Wintam			x	
kopvoorn	Kapelle-Op-Den-Bos		x		
paling	Halle	x	x	x	
	Beersel	x	x	x	
	St-Pieters-Leeuw		x	x	x
	Anderlecht			x	
	Brussel			x	
	Vilvoorde	x			
	Grimbergen	x	x	x	
	Kapelle-Op-Den-Bos		x	x	
	Willebroek	x	x	x	
	Puurs	x			
Wintam		x	x		
pos	Halle		x	x	
	St-Pieters-Leeuw				x
	Grimbergen	x			
	Kapelle-Op-Den-Bos		x		
	Willebroek	x			
	Wintam		x		
rietvoorn	Halle	x	x	x	
	Beersel	x		x	
	St-Pieters-Leeuw	x			
	Vilvoorde	x			
	Grimbergen	x	x		
	Willebroek	x			
riviergrondel	Halle	x	x		
	Beersel	x			
	St-Pieters-Leeuw	x	x		
	Grimbergen	x			
	Willebroek	x			
	Puurs	x			
serpeling	Anderlecht			x	
snoek	Grimbergen	x			
snoekbaars	Halle	x	x	x	
	Beersel	x	x	x	
	St-Pieters-Leeuw		x	x	x
	Anderlecht			x	
	Brussel			x	

Soort	Locatie	1997	2002	2007	2014
	Grimbergen		x	x	
	Kapelle-Op-Den-Bos		x	x	
	Zemst	x			
	Willebroek	x		x	
	Wintam		x	x	
winde	Halle	x	x		
	Beersel	x			
	St-Pieters-Leeuw	x		x	x
	Anderlecht			x	
	Grimbergen	x	x		
	Kapelle-Op-Den-Bos		x		
	Willebroek	x			
zeelt	Halle	x	x		
	Beersel		x	x	
	St-Pieters-Leeuw				x
	Grimbergen	x	x	x	
zonnebaars	Halle	x	x	x	
	Beersel	x	x		
	Vilvoorde				
	Grimbergen	x		x	
	Wintam		x	x	

4.3.2 Vangstgegevens

De vangstgegevens via elektrische bevissingen langs het Kanaal Leuven-Dijle zijn opgelijst in Tabel 9. De vangstgegevens via elektrische bevissingen en fuiken langs het Kanaal Charleroi-Brussel en het Kanaal Brussel-Schelde worden voorgesteld in Tabel 10.

Tabel 9. Vangstgegevens van de volledige staalnameperiode via elektrische bevissingen voor het Kanaal Leuven-Dijle.

	Adult	Juveniel
baars	78	195
bittervoorn		1
blankvoorn	17	266
driedoornige stekelbaars	1	2
giebel	3	4
karper		7
paling	3	
pos	9	10
rietvoorn		42
snoek	2	
snoekbaars	1	
zeelt	6	8

Tabel 10. Vangstgegevens van de volledige staalnameperiode voor verschillende vangsttechnieken (elektrische en fuikbevissingen) voor het Kanaal Charleroi-Brussel en het Kanaal Brussel-Schelde.

	Elektrisch		Fuik	
	Adult	Juveniel	Adult	Juveniel
alver		3		
baars	15	104	15	94
bittervoorn	2	650		7
blankvoorn	25	631	91	139
blauwbandgrondel	28	120	11	
bot	1	14		
brasem			2	9
diklippharder				2
driedoornige stekelbaars		26		
giebel		27	1	
karper		5		
kolblei		7	3	5
paling	16	12	85	1
pos	1		1	1
rietvoorn		3	16	6
snoek			1	
snoekbaars		8	5	25
winde	1		2	
winde x kopvoorn	1			
zeebaars			4	10
zeelt	2		1	
zonnebaars	9	3	15	2
zwartbekgrondel	1	43	2	3

4.3.3 Impact van het habitatype op de visgemeenschappen

4.3.3.1 Kanaal Leuven-Dijle

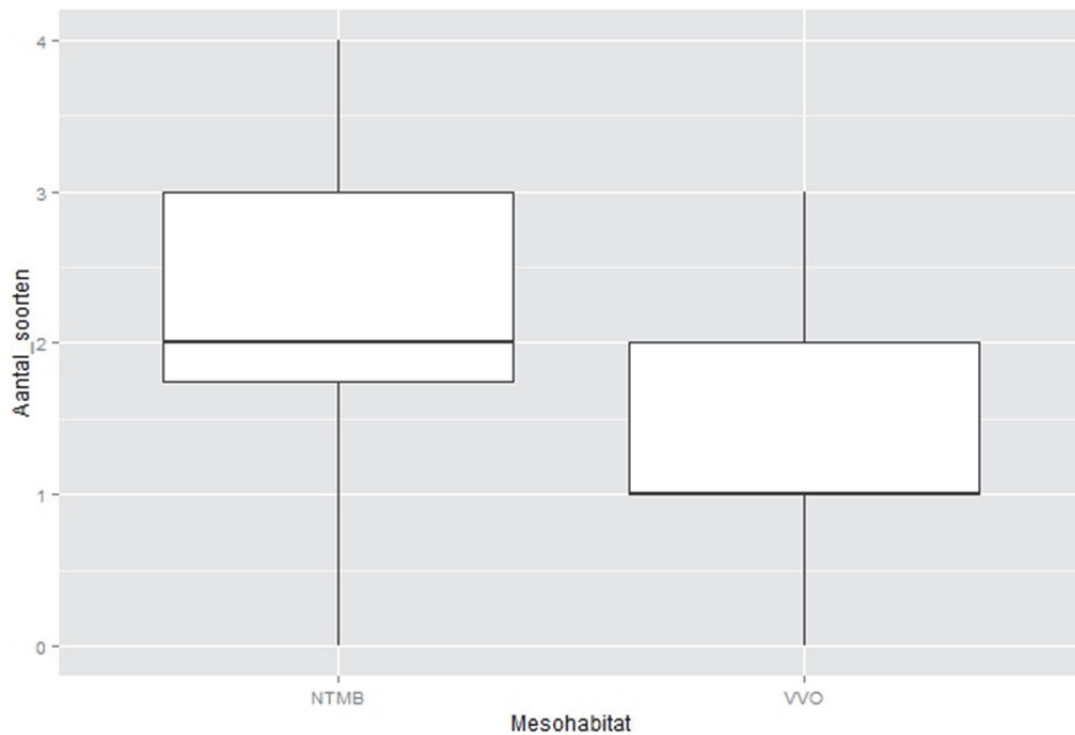
Tijdens de staalnameperiode werden 12 vissoorten waargenomen in het Kanaal Brussel-Schelde en Kanaal Charleroi-Brussel. Er werd een Rode-Lijstsoort waargenomen: paling (ernstig bedreigd). Bittervoorn is de enige soort die onder de conventie van Bern valt (Bijlage III) en is bovendien ook opgenomen in de Habitatrichtlijn (Bijlage II).

Van 9 van de 12 vissoorten werden zowel juveniele (0+) als adulte (1+ en ouder) individuen waargenomen. Van paling, snoek en snoekbaars werden geen 0+ juvenielen aangetroffen. Tenzij expliciet vermeld zijn de analyses gebeurd op basis van de waargenomen juveniele vissen.

4.3.3.1.1 Soortenrijkdom

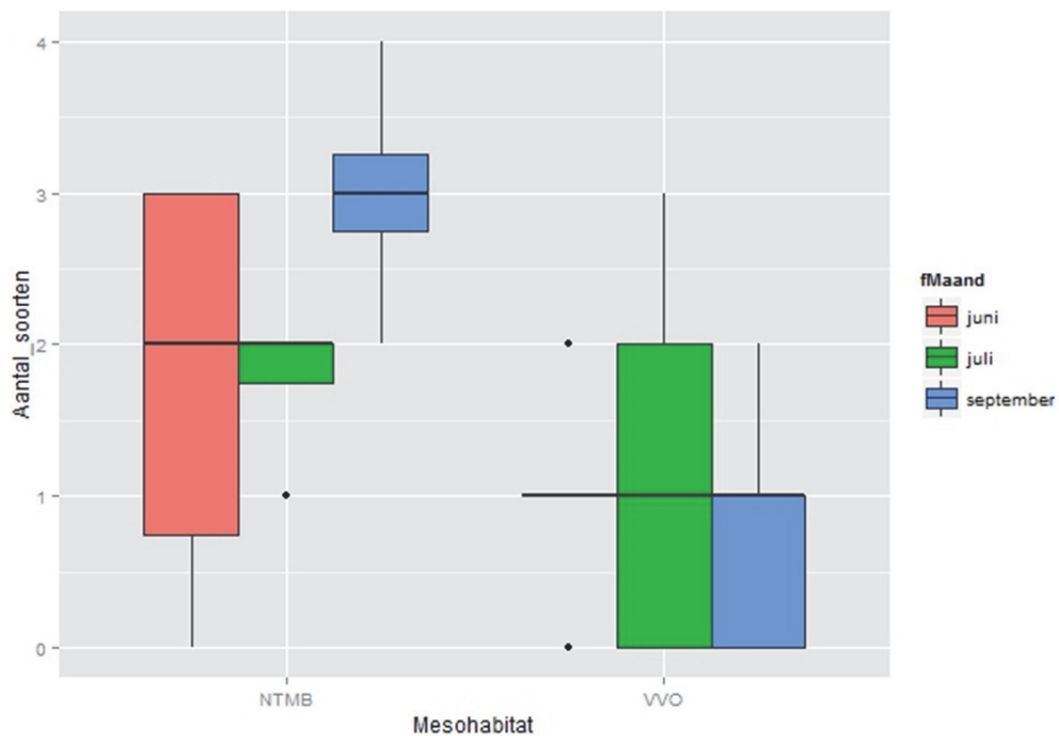
4.3.3.1.1.1 Soortenrijkdom in functie van het mesohabitatype

Bijlage 4 bevat een lijst van de bemonsterde habitats. Over de totale staalnameperiode verschilt de gemiddelde soortenrijkdom significant tussen de verticaal verstevigde oevers en de plasbermen (Figuur 57; $p < 0,05$).



Figuur 57. Boxplot van het aantal soorten per mesohabitat voor de volledige stalnameperiode (mediaan, percentielen en minimum- en maximumwaarden). NTMB = plasberm, VVO = verticaal verstevigde oever.

Wanneer de gegevens uitgetekend worden volgens de maand waarin de bevissingen gebeurden, waren in de maand september de grootste verschillen waarneembaar in het aantal soorten tussen de plasbermen en verticaal verstevigde oevers ($p < 0,01$) (Figuur 58).

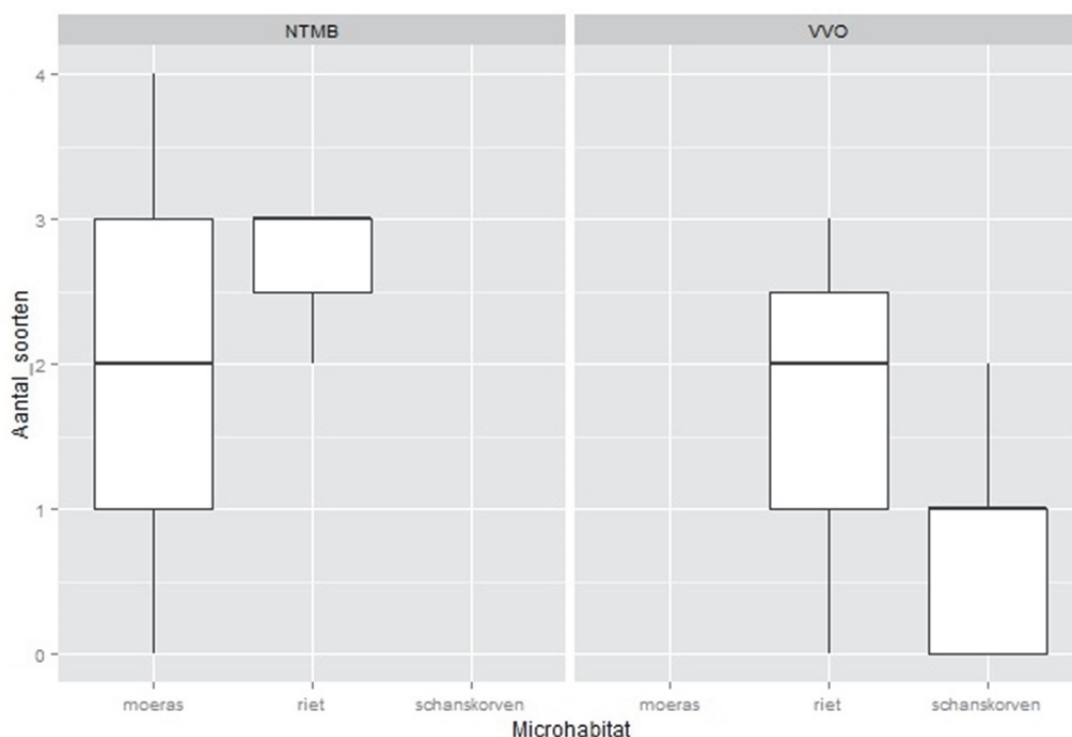


Figuur 58. Boxplots van het aantal soorten dat bevestigd werd per maand ter hoogte van beide mesohabitats. NTMB = plasberm, VVO = verticaal verstevigde oever.

Bovenstaande analyses gebeurden op basis van alle soorten die in het kanaal werden aangetroffen. In principe zouden zeer algemene soorten zoals blankvoorn en baars ook uit de analyse kunnen onttrokken worden, omdat ze zeer lage habitateisen stellen. Bijgevolg geven deze soorten weinig informatie over de invloed van de mesohabitat. Om deze ‘achtergrondruis’ te verwijderen zou deze analyse opnieuw uitgevoerd kunnen worden aan de hand van de ‘gevoelige soorten’: dit zijn de soorten die tijdens de staalnameperiode op minder dan 80% van de staalnamelocaties voorkwamen. Aangezien ook blankvoorn en baars op minder dan 80% van de staalnamelocaties voorkwamen, was dergelijke analyse niet zinvol.

4.3.3.1.1.2 Soortenrijkdom in functie van het microhabitattype

In bijlage 5 wordt gespecificeerd welke microhabitats (zie §3.3.1) aanwezig zijn op de verschillende bemonsteringsplaatsen. Enkel de microhabitat riet komt in beide mesohabitats voor. Deze microhabitat vertoont significant meer soorten in de plasberm dan ter hoogte van de verticaal verstevigde oevers. In het algemeen vertoont dit type ook significant meer soorten dan beide andere microhabitats: moerasvegetaties en schanskorven (Figuur 59).

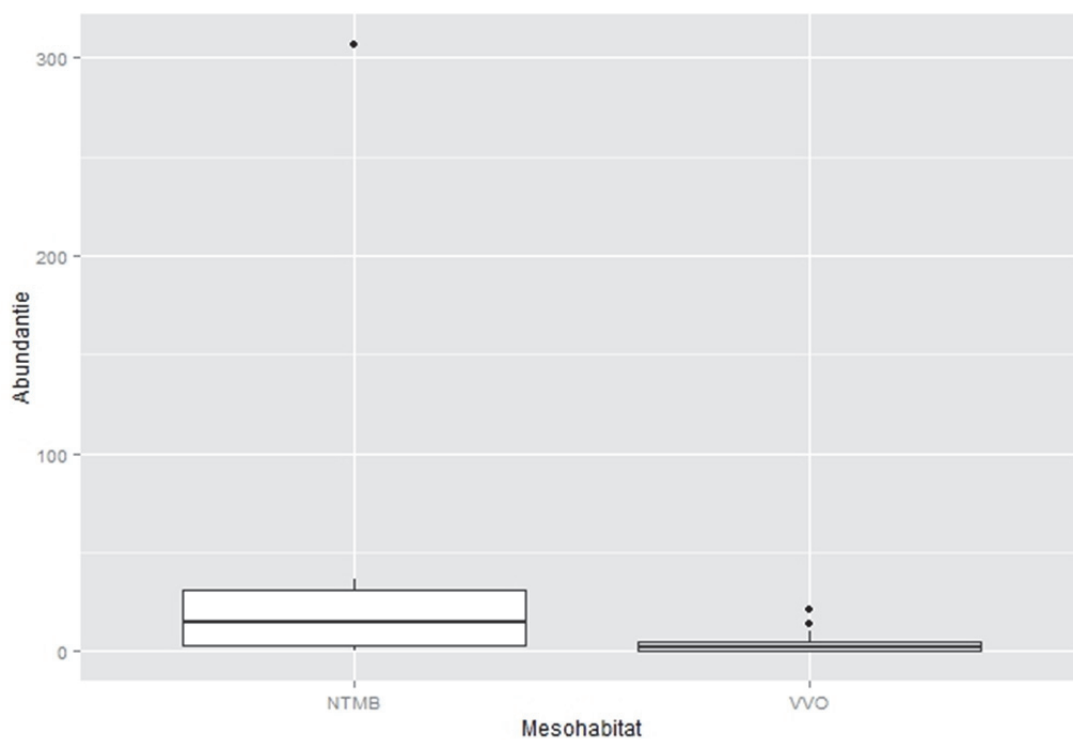


Figuur 59. Boxplots van de soortenrijkdom per micro- en mesohabitattype. NTMB = plasberm, VVO = verticaal verstevigde oever.

4.3.3.1.2 Abundantie van soorten

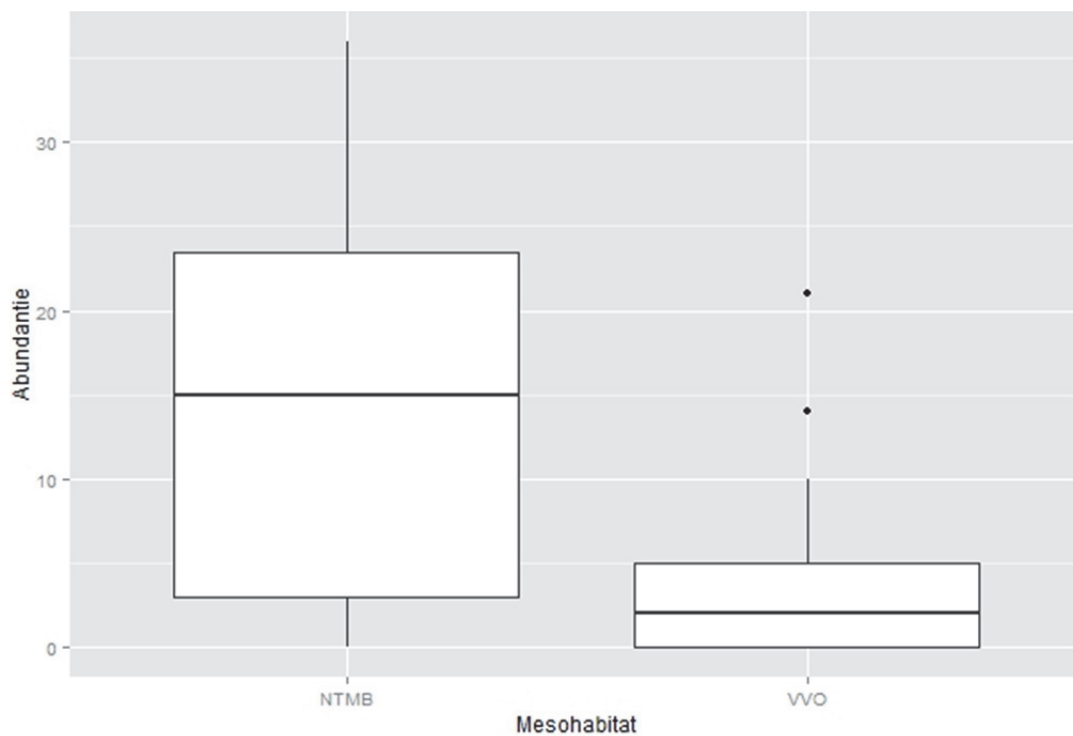
4.3.3.1.2.1 Abundantie van soorten in functie van het mesohabitattype

De abundantie per mesohabitattype werd voor alle waargenomen soorten op dezelfde manier geanalyseerd als de soortenrijkdom. Analoge resultaten konden worden waargenomen als bij de soortenrijkdom ($p < 0,01$) (Figuur 60).



Figuur 60. Boxplots van de abundantie per mesohabitat voor de volledige staalnameperiode. NTMB = plasberm, VVO = verticaal verstevigde oever.

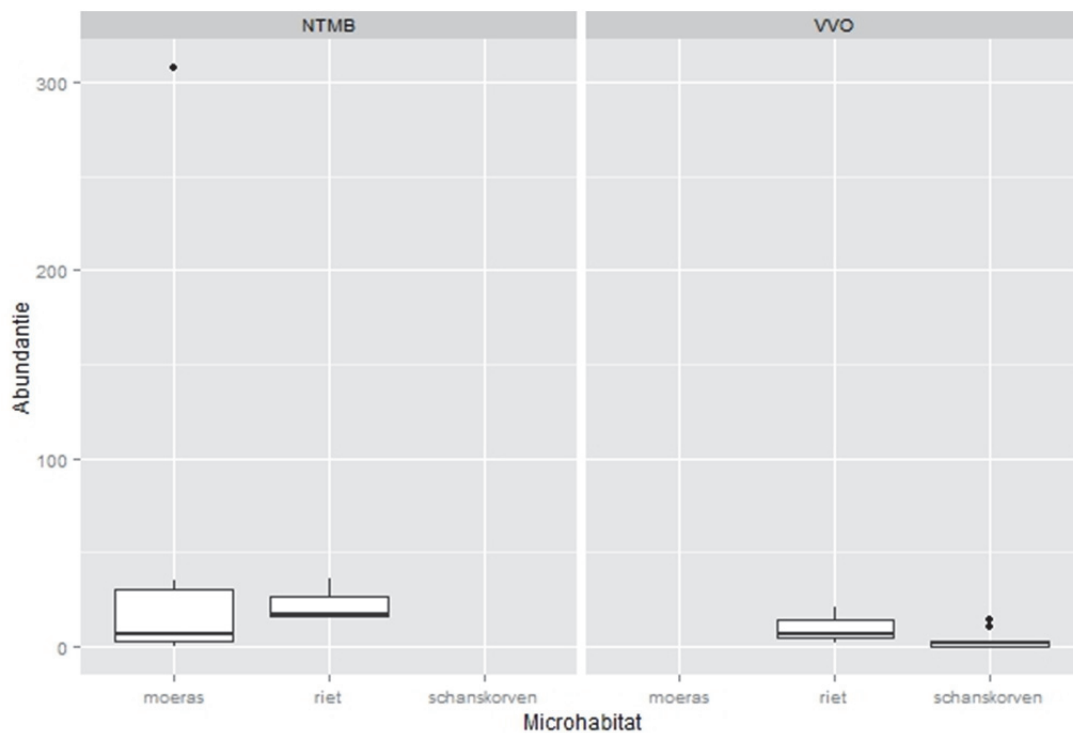
Om de resultaten te verduidelijken werd dezelfde analyse uitgevoerd zonder de outliers van de plasbermen (Figuur 61). Ook hier bleek dat de abundantie significant hoger was bij plasbermen ($p < 0,05$).



Figuur 61. Boxplots van de abundantie per mesohabitat voor de volledige staalnameperiode zonder de outliers in de plasbermen. NTMB = plasberm, VVO = verticaal verstevigde oever.

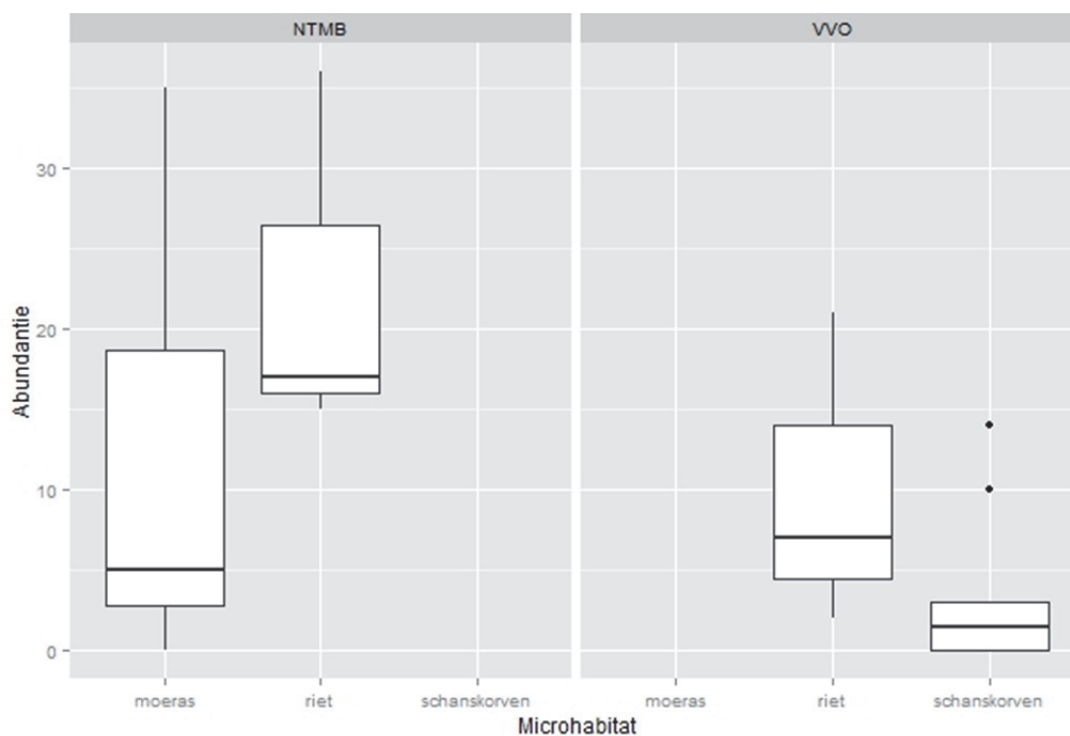
4.3.3.1.2.2 Abundantie van soorten in functie van het microhabitattype

Voor de microhabitats kunnen identieke conclusies getrokken worden als voor de soortenrijkdom (Figuur 62). Riet is de microhabitat met de grootste abundantie, maar toch is er een significant hogere abundantie in plasbermen in vergelijking met de VVO's ($p < 0,01$). De abundantie is intermediair in moerasvegetaties en het kleinst ter hoogte van de schanskorven.



Figuur 62. Boxplots van de abundantie per microhabitat voor de volledige stalnameperiode. NTMB = plasberm, VVO = verticaal verstevigde oever.

De analyse werd overgedaan zonder de outliers van de plasbermen om het verschil tussen abundantie van de verschillende microhabitats duidelijker te maken ($p < 0,05$) (Figuur 63).

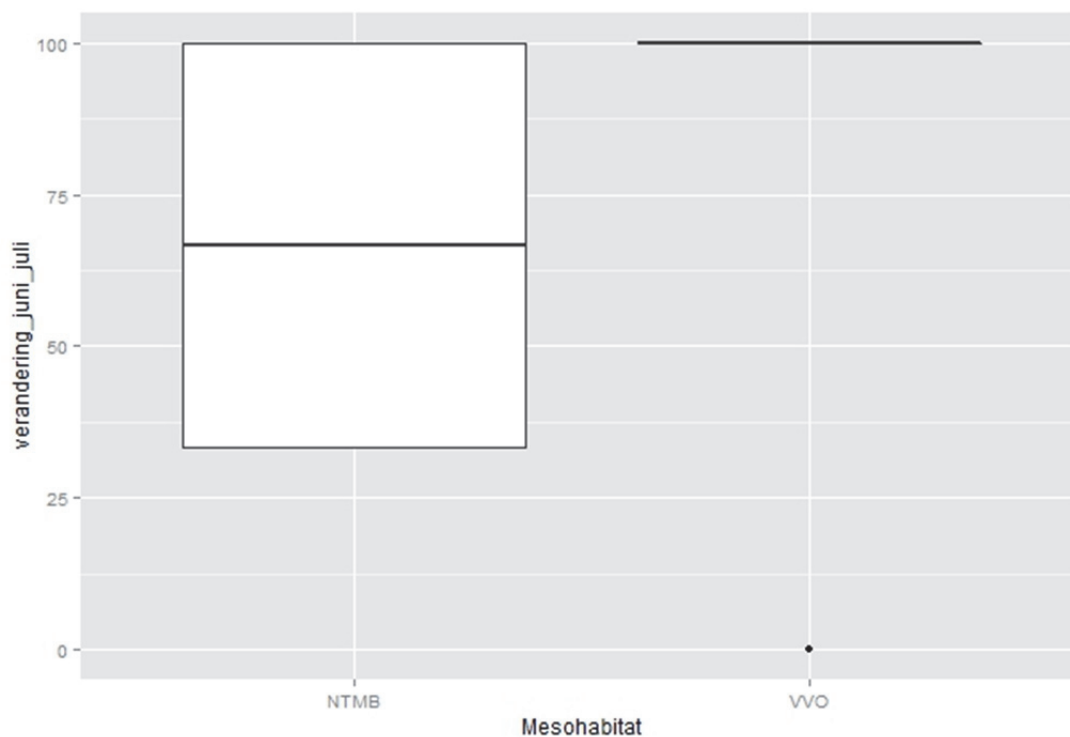


Figuur 63. Boxplots van de abundantie per microhabitat voor de volledige staalnameperiode zonder de outliers in de plasbermen. NTMB = plasberm, VVO = verticaal verstevigde oever.

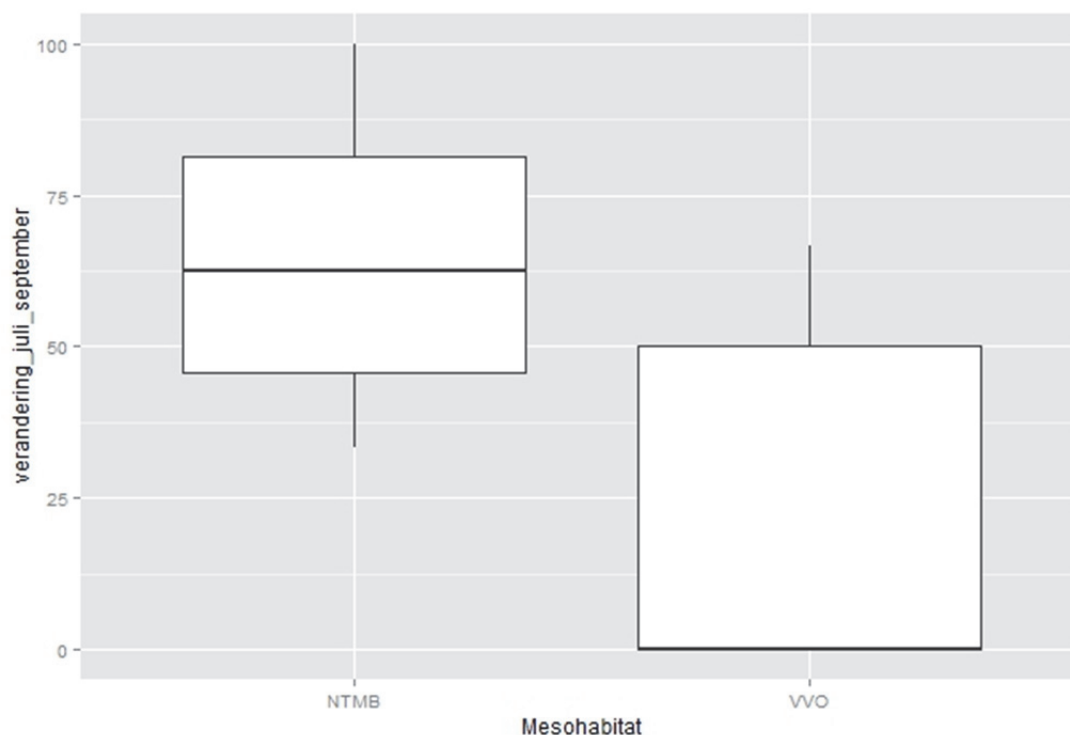
4.3.3.1.3 Dynamiek

4.3.3.1.3.1 Dynamiek per mesohabitattyp

Plasbermen vertonen een relatief constante visgemeenschap in vergelijking tot de VVO's (Figuur 64 en 66). Bijgevolg zouden ze voldoende habitatmogelijkheden moeten bieden voor de aanwezige vissoorten. De VVO's vertonen afhankelijk van de periode, een zeer hoge of een zeer lage dynamiek, wat een aanwijzing is voor onstabiele populaties. Er moet wel rekening gehouden worden met het feit dat deze resultaten louter indicatief zijn gezien het kleine aantal waarnemingen.



Figuur 64. Boxplots dynamiek per mesohabitattype van de elektrisch gevangen vissoorten voor de periode juni-juli. NTMB = plasbermen, VVO = verticaal verstevigde oever.

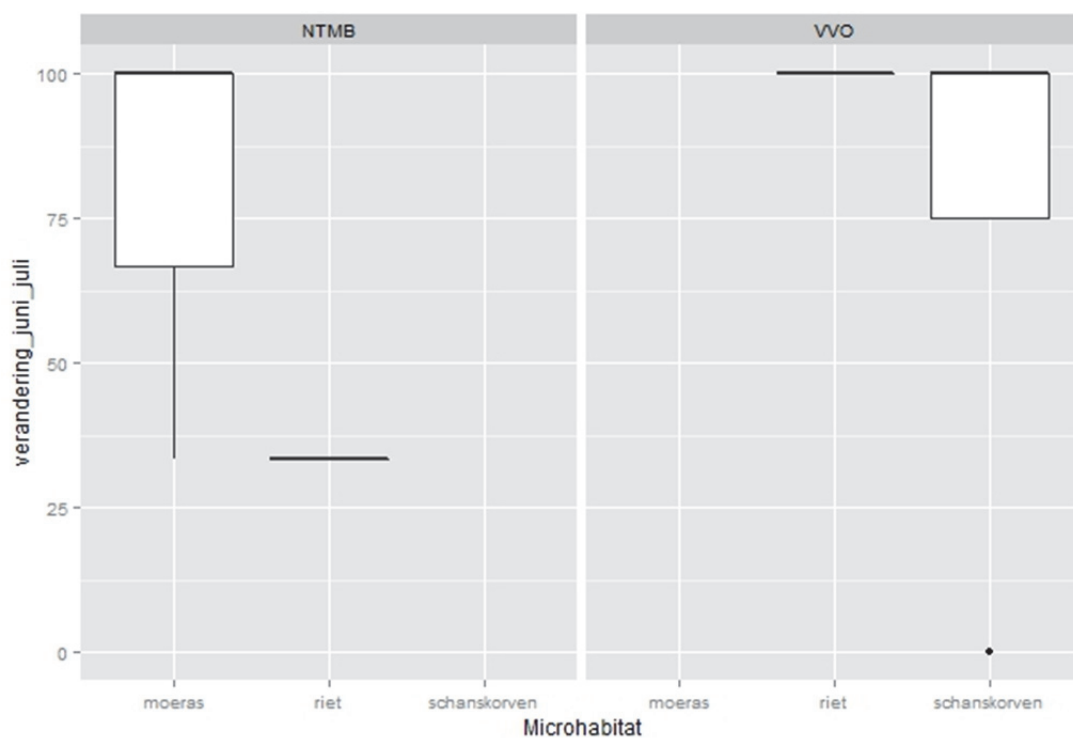


Figuur 65. Boxplots dynamiek per mesohabitattype van de elektrisch gevangen vissoorten voor de periode juli-september. NTMB = plasbermen, VVO = verticaal verstevigde oever.

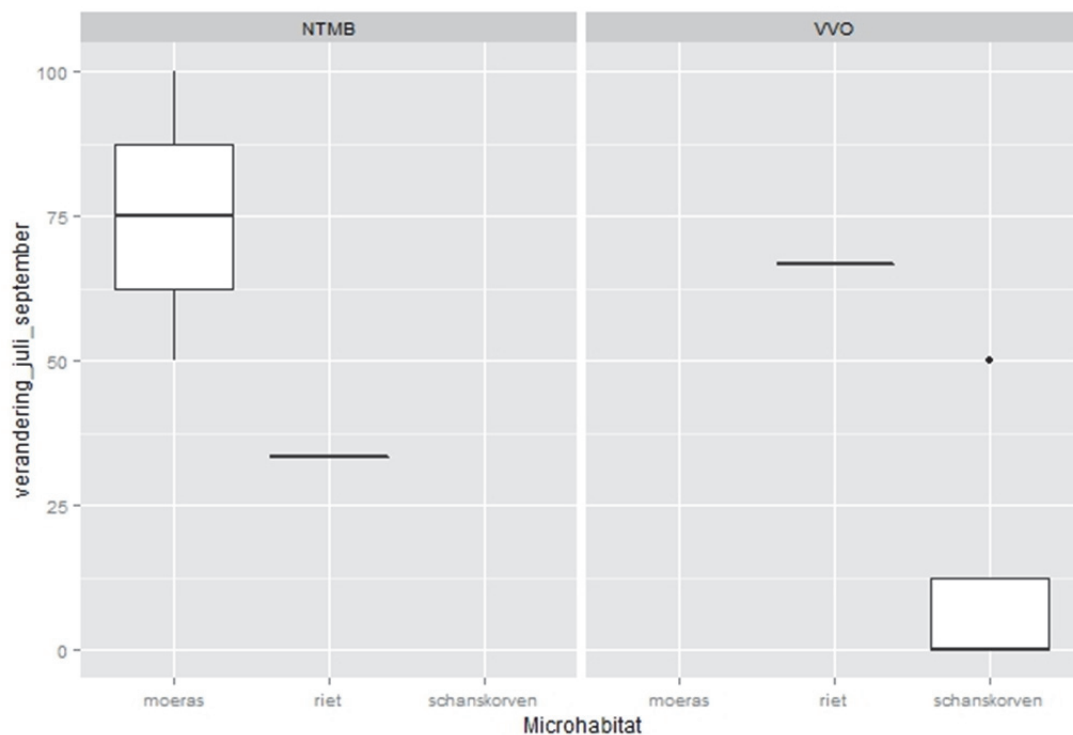
4.3.3.1.3.2 Dynamiek per microhabitattype

De visgemeenschap vertoont een gemiddelde dynamiek in het microhabitattype riet binnen plasbermen en een hoge dynamiek ter hoogte van de VVO's. Een extreem hoge of lage dynamiek wordt vertaald in onevenwichtige populaties ter hoogte van de schanskorven. Omgekeerd, de onevenwichtige visgemeenschap ter hoogte van de

schanskorven vertaalt zich in een extreem hoge of lage dynamiek. In de moerasvegetaties is sprake van een intermediaire dynamiek. Intermediair tussen de rietoevers en de schanskorven, bevinden zich de moerasvegetaties (Figuur 66 en 68).



Figuur 66. Boxplots dynamiek per meso- en microhabitattype van de elektrisch gevangen vissoorten voor de periode juni-juli. NTMB = plasberm, VVO = verticaal verstevigde oever.



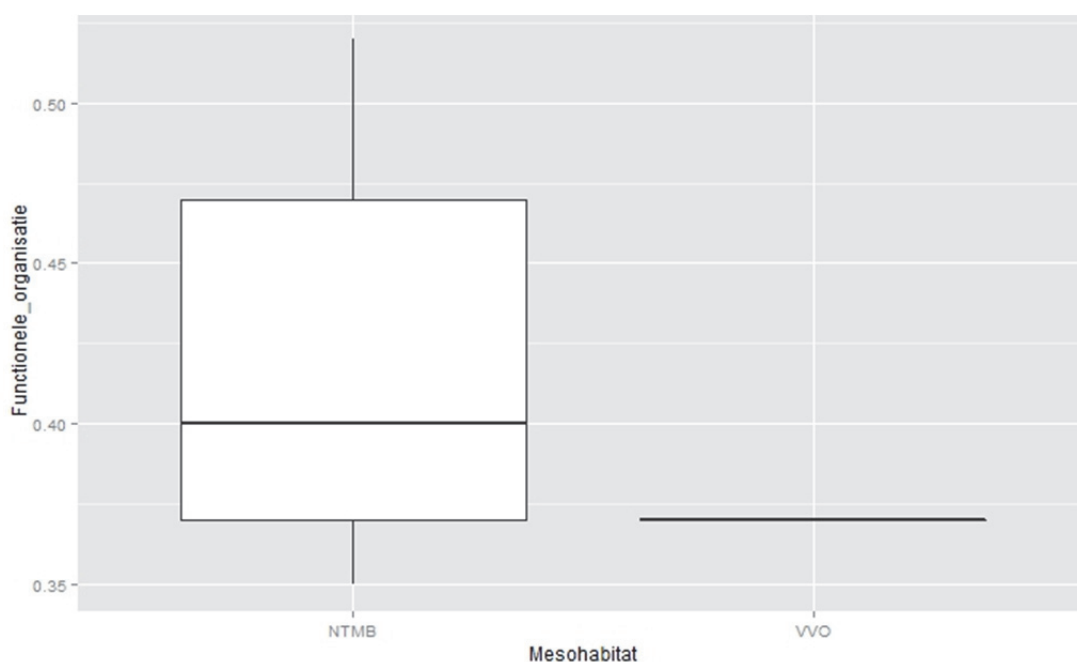
Figuur 67. Boxplots dynamiek per meso- en microhabitattype van de elektrisch gevangen vissoorten voor de periode juli-september. NTMB = plasberm, VVO = verticaal verstevigde oever.

4.3.3.1.4 Functionele organisatie

4.3.3.1.4.1 Functionele organisatie per mesohabitatype

De functionele organisatie per mesohabitatype werd gekwantificeerd op basis van de Pareto-Lorenzcurves voor juveniele vissen (zie materiaal en methoden §3.3.4.3).

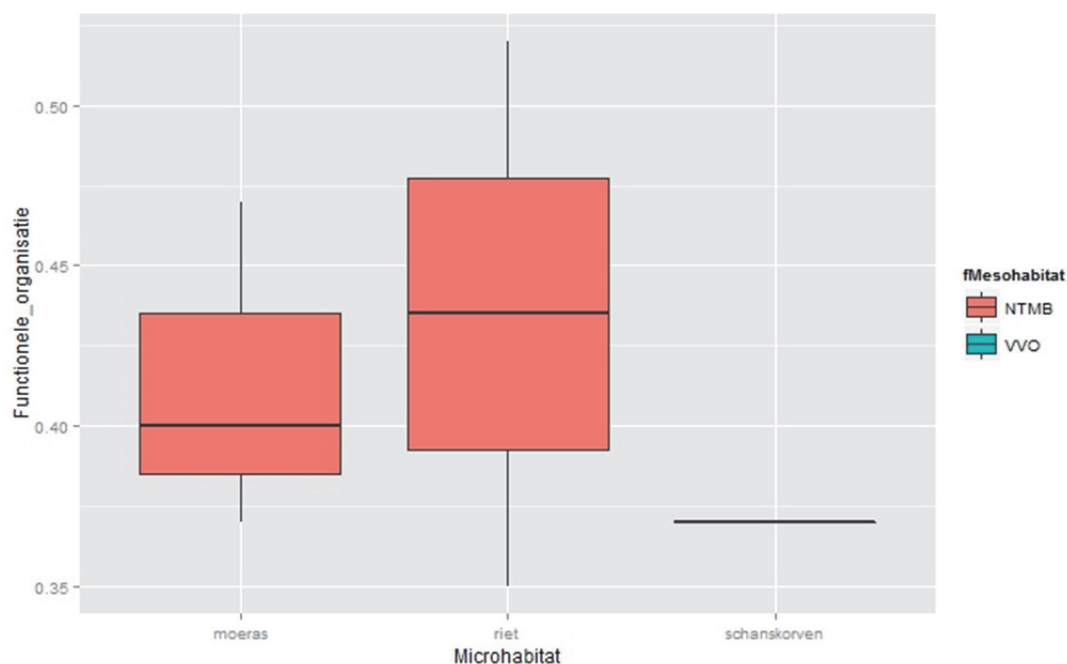
Door de lage soortendiversiteit konden slechts voor een beperkt aantal locaties Lorenz-Pareto-curven berekend worden. De resultaten zijn dus louter indicatief en konden niet statistisch onderbouwd worden. De boxplots tonen aan dat bij de plasbermen een gemiddelde functionele organisatie en een gebalanceerde visgemeenschap aanwezig is, terwijl de VVO's waarvoor de functionele organisatie kan berekend worden, gekenmerkt worden door een lage functionele organisatie waarbij geen soorten dominant aanwezig zijn (Figuur 68). Een gebalanceerde gemeenschap vertaalt zich in een gemeenschap waarbij sommige soorten domineren en relatief veel andere soorten aanwezig zijn. Een lage functionele organisatie kan wijzen op een gebrek aan selectiedruk en een zwakkere interne structuur op vlak van soortendominantie. Aangezien geen soorten dominant aanwezig zijn, heeft de gemeenschap mogelijk een langere periode nodig om te herstellen.



Figuur 68. Boxplots functionele organisatie per mesohabitatype. NTMB = plasberm, VVO = verticaal verstevigde oever.

4.3.3.1.4.2 Functionele organisatie per microhabitatype

De grootste functionele organisatie is terug te vinden bij de rietoevers, gevolgd door de moerasvegetaties. Deze lagere score kan te wijten zijn aan de structuur van de moerasvegetaties. De hoge densiteit van de stengels beperkt de toegankelijkheid voor vissen in bepaalde zones binnen de plasbermen, waardoor de functionaliteit als habitat voor de vispopulaties daalt (Figuur 69).

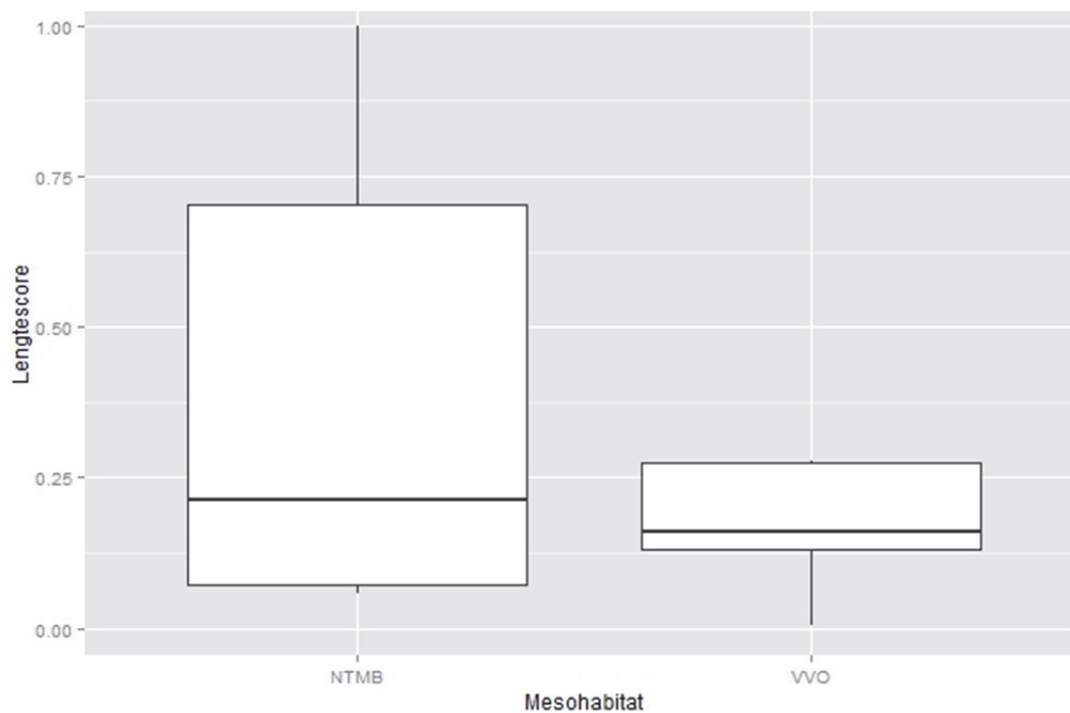


Figuur 69. Boxplots functionele organisatie per meso- en microhabitattype van de elektrisch gevangen vissoorten. NTMB = plasberm, VVO = verticaal verstevigde oever.

4.3.3.1.5 Lengteverdeling

4.3.3.1.5.1 Lengteverdeling per mesohabitattype

De boxplots geven aan dat de populaties ter hoogte van de plasberm een hogere lengtescore vertonen dan de populaties ter hoogte van de VVO's. De verschillende lengteklassen van de juveniele populatie wordt dus het best vertegenwoordigd binnen de plasbermen (Figuur 70).

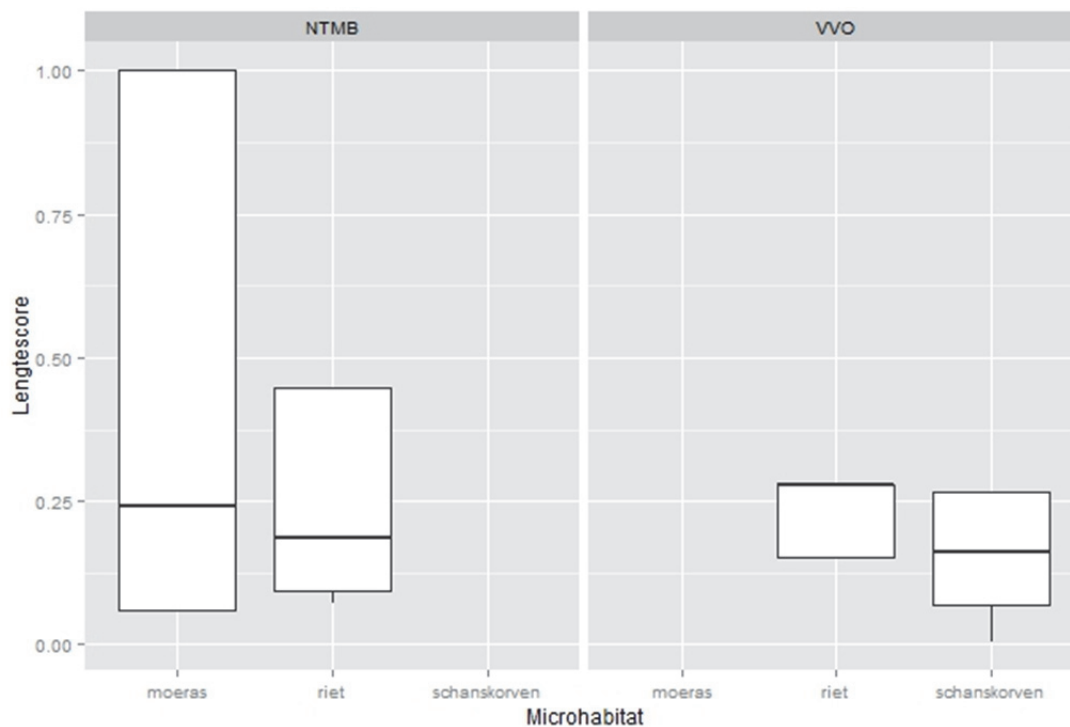


Figuur 70. Boxplots lengtescore³ per mesohabitattype. NTMB = plasberm, VVO = verticaal verstevigde oever.

³ Wanneer ter hoogte van een bepaald habitat individuen uit 3 lengteklassen worden gevangen, scoort dit deze habitat 3 op 4 = 0,75.

4.3.3.1.5.2 Lengteverdeling per microhabitattype

Moerasvegetaties vertonen een hogere lengtescore dan de rietvegetaties. Schanskorven vertonen de laagste lengtescore. Bepalend blijkt de complexiteit van de vegetatiestructuur te zijn met hieraan gekoppeld de schuilmogelijkheden voor vissen. De ligging van de rietvegetaties in plasbermen of ter hoogte van schanskorven blijkt weinig invloed te hebben op de lengtescore van populaties (Figuur 71).



Figuur 71. Boxplots lengtescore per micro- en mesohabitattypen. NTMB = plasbermen, VVO = verticaal verstevigde oever.

4.3.3.1.6 Rol van het habitattypen als paai- en opgroei habitat

4.3.3.1.6.1 Mesohabitat

Bijna alle soorten prefereren de plasbermen als paai habitat. Baars komt op evenveel plasbermen-locaties voor als op plaatsten met verticaal verstevigde oevers. Blankvoorn en baars zijn de enige soorten die als juvenielen niet uitsluitend in de plasbermen voorkomen (Tabel 11).

Tabel 11. Aantallen van de juvenielen (%) ter hoogte van de mesohabitat die maximaal 5% van het totale lengtebereik groter waren dan de minimum waargenomen lengte per soort, gebaseerd op aan- en afwezigheid. Paling, snoek en snoekbaars werden niet in de analyse opgenomen aangezien geen 0+ juvenielen van deze soorten gevonden werden.

Soort	Paai habitat	
	Plasbermen	Verticaal verstevigde oever
baars	50	50
blankvoorn	67	33
driedoornige stekelbaars	100	0
giebel	100	0
karper	100	0
pos	100	0
rietvoorn	100	0
zeelt	100	0

Op basis van Tabel 11 kan afgeleid worden hoeveel soorten een bepaald mesohabitattype als paaiplaats selecteren (Tabel 12). Plasbermen worden het meest geselecteerd als favoriete paaihabitat, zij zijn de 1^e keuze. Enkel baars heeft geen preferentie voor plasbermen of verticaal verstevigde oevers.

Tabel 12. Aantal keer dat een mesohabitattype als 1^e of 2^e keuze wordt geselecteerd als paaihabitat voor de waargenomen vissoorten in het Kanaal Leuven-Dijle.

	Keuze 1	Keuze 2
Plasberm	7	1
Verticaal verstevigde oever	0	8

Wanneer dezelfde analyse wordt uitgevoerd voor de bruikbaarheid van de mesohabitat als opgroeihabitat, blijken zes soorten plasbermen te verkiezen. Met uitzondering van driedoornige stekelbaars en pos, blijken alle soorten een voorkeur te hebben voor plasbermen. Giebel, karper en rietvoorn hebben een exclusieve voorkeur voor plasbermen. Driedoornige stekelbaars verkiest verticaal verstevigde oevers als opgroeihabitat, maar enkel wanneer er waterriet aanwezig is ter hoogte van deze oevers (Tabel 13).

Tabel 13. Aantallen van de juvenielen (%) die minimaal 5 % van het totale lengtebereik groter waren dan de minimum waargenomen lengte per soort, gebaseerd op de aan- en afwezigheid.

Soort	Opgroeihabitat	
	Plasberm	Verticaal verstevigde oever
baars	59	41
blankvoorn	70	30
driedoornige stekelbaars	0	100
giebel	100	0
karper	100	0
pos	50	50
rietvoorn	100	0
zeelt	67	33

Op basis van Tabel 13 kan afgeleid worden hoeveel soorten een bepaald mesohabitattype als opgroeihabitat selecteren (Tabel 14).

Tabel 14. Aantal keer dat een mesohabitattype als 1^e of 2^e keuze wordt geselecteerd als opgroeihabitat voor de waargenomen vissoorten in het Kanaal Brussel_Schelde en Charleroi-Brussel.

	Keuze 1	Keuze 2
Plasberm	6	2
Verticaal verstevigde oever	1	7

4.3.3.1.6.2 Microhabitat

Analoog als voor de voorgaande analyse werd ook een analyse gedaan van de microhabitattypes die het meest als paaihabitat worden geselecteerd. Vijf soorten verkiezen moerasvegetaties als paaihabitat (driedoornige stekelbaars, giebel, karper, pos en rietvoorn) terwijl zeelt een voorkeur vertoont voor riet. Baars en blankvoorn gebruiken ook schanskorven als paaihabitat, maar zonder verdere preferentie van paaihabitat (Tabel 15).

Tabel 15. Aantallen van de juvenielen (%) die maximaal 5% van het totale lengtebereik groter waren dan de minimum waargenomen lengte per soort, gebaseerd op aan- en afwezigheid ter hoogte van de microhabitat. Paling, snoek en snoekbaars werden niet in de analyse opgenomen aangezien geen 0+ juvenielen van deze soorten gevonden werden.

Soort	Paaihabitat		
	Schanskorven	Moeras	Riet
baars	50	50	0
blankvoorn	33	33	33

Soort	Paaihabitat		
	Schanskorven	Moeras	Riet
driedoornige stekelbaars	0	100	0
giebel	0	100	0
karper	0	100	0
pos	0	100	0
rietvoorn	0	100	0
zeelt	0	0	100

Op basis van Tabel 15 kan afgeleid worden hoeveel soorten een bepaald microhabitattype als paaihabitat selecteren. Hieruit blijkt dat moerasvegetaties het meeste worden geselecteerd als favoriete paaihabitat. Zeelt heeft de voorkeur voor riet als paaihabitat (Tabel 16).

Tabel 16. Aantal keer dat een microhabitattype als 1^e, 2^e of 3^e keuze wordt geselecteerd als paaihabitat voor de waargenomen vissoorten in het Kanaal Leuven-Dijle.

	Keuze		
	Keuze 1	Keuze 2	Keuze 3
schanskorven	0	1	7
moerasvegetaties	5	1	2
riet	1	0	7

Er werd eveneens een analyse gemaakt van de microhabitattypes die het meest als opgroeihabitat werden geselecteerd (Tabel 17). Giebel, karper en rietvoorn hebben een heel duidelijke voorkeur voor moerasvegetaties, maar dit habitattype draagt ook de voorkeur weg van baars. De rietvegetaties dragen de exclusieve voorkeur weg van driedoornige stekelbaars, maar aan deze habitat wordt ook de voorkeur gegeven door pos. Blankvoorn komt zowel in moeras- als rietvegetaties voor. Zeelt heeft helemaal geen preferentie voor een bepaald microhabitat. Giebel, karper en rietvoorn groeien op ter hoogte van dezelfde microhabitat als waar ze paaien: moerasvegetaties. Zeelt heeft een uitgesproken paaihabitatvoorkeur (riet) maar groeit op in een breder microhabitatspectrum. Andersom heeft blankvoorn een breed spectrum als paaihabitat, maar groeit bij voorkeur op in riet- en moerasvegetaties. Ook baars paait zowel ter hoogte van de schanskorven als van de moerasvegetaties, maar verkiest toch de moerasvegetaties als opgroeihabitat. Driedoornige stekelbaars en pos migreren van de moeras- naar de rietvegetaties.

Tabel 17. Aantallen van de juvenielen (%) die minimaal 5% van het totale lengtebereik groter waren dan de minimum waargenomen lengte per soort, gebaseerd op aan- en afwezigheid ter hoogte van de microhabitat. Paling, snoek en snoekbaars werden niet in de analyse opgenomen aangezien geen 0+ juvenielen van deze soorten gevonden werden.

Soort	Opgroeihabitat		
	Schanskorven	Moeras	Riet
baars	30	40	30
blankvoorn	20	40	40
driedoornige stekelbaars	0	0	100
giebel	0	100	0
karper	0	100	0
pos	25	25	50
rietvoorn	0	100	0
zeelt	33	33	33

Op basis van Tabel 17 kan afgeleid worden hoeveel soorten een bepaald microhabitat als opgroeihabitat selecteren (Tabel 18). Hieruit blijkt dat moerasvegetaties het meest frequent als favoriete opgroeihabitat geselecteerd worden, gevolgd door rietvegetaties. Verstevigde oevers met schanskorven worden veel minder geselecteerd.

Tabel 18. Aantal keer dat een microhabitattype als 1^e tot 3^e keuze wordt geselecteerd als opgroeihabitat voor de waargenomen vissoorten in het Kanaal Leuven-Dijle.

	Keuze 1	Keuze 2	Keuze 3
schanskorven	0	0	8
moerasvegetaties	4	1	3
riet	2	1	5

4.3.3.2 Kanaal Brussel-Schelde en het Kanaal Charleroi-Brussel

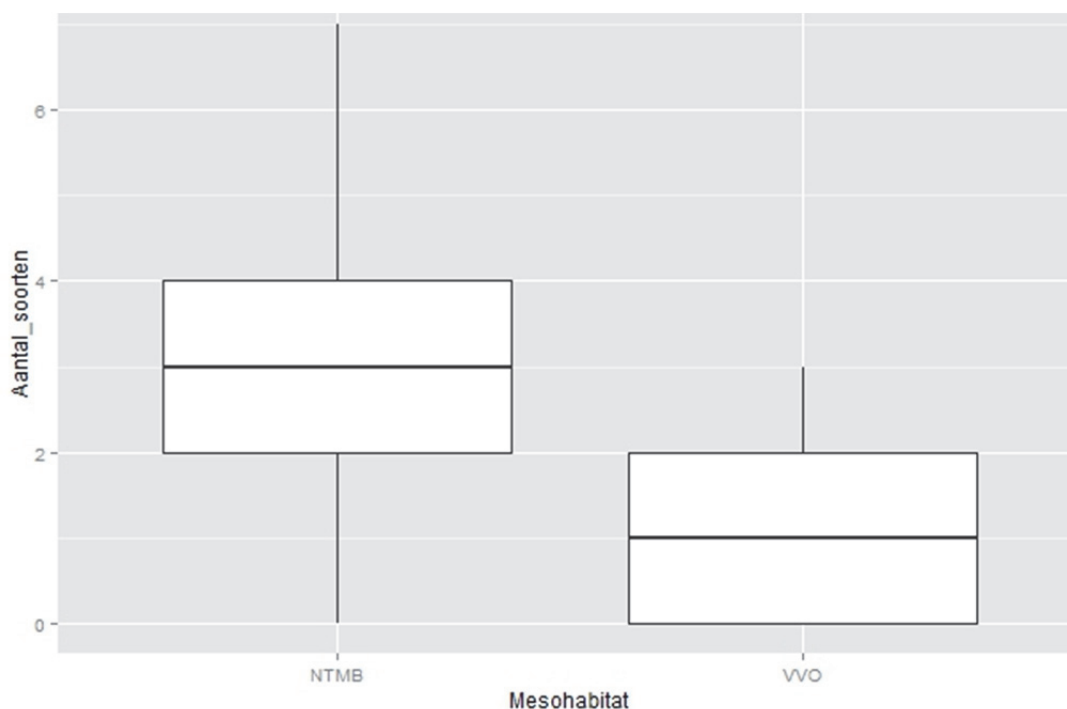
Tijdens de staalnameperiode werden 23 vissoorten waargenomen in het Kanaal Brussel-Schelde en Kanaal Charleroi-Brussel. Er werden drie Rode-Lijstsoorten waargenomen: alver (bijna in gevaar), paling (ernstig bedreigd) en winde (kwetsbaar). Bittervoorn is de enige soort die onder de conventie van Bern valt (Bijlage III) en is bovendien ook opgenomen in de Habitatrichtlijn (Bijlage II).

Van 19 van de 23 vissoorten werden zowel juveniele (0+) als adulte (1+ en ouder) individuen waargenomen. Van snoek, winde en zeelt werden geen 0+ juvenielen aangetroffen. Voor alver werden enkel juvenielen waargenomen. Tenzij expliciet vermeld, zijn de analyses gebeurd op basis van de waargenomen juveniele vissen.

4.3.3.2.1 Soortenrijkdom

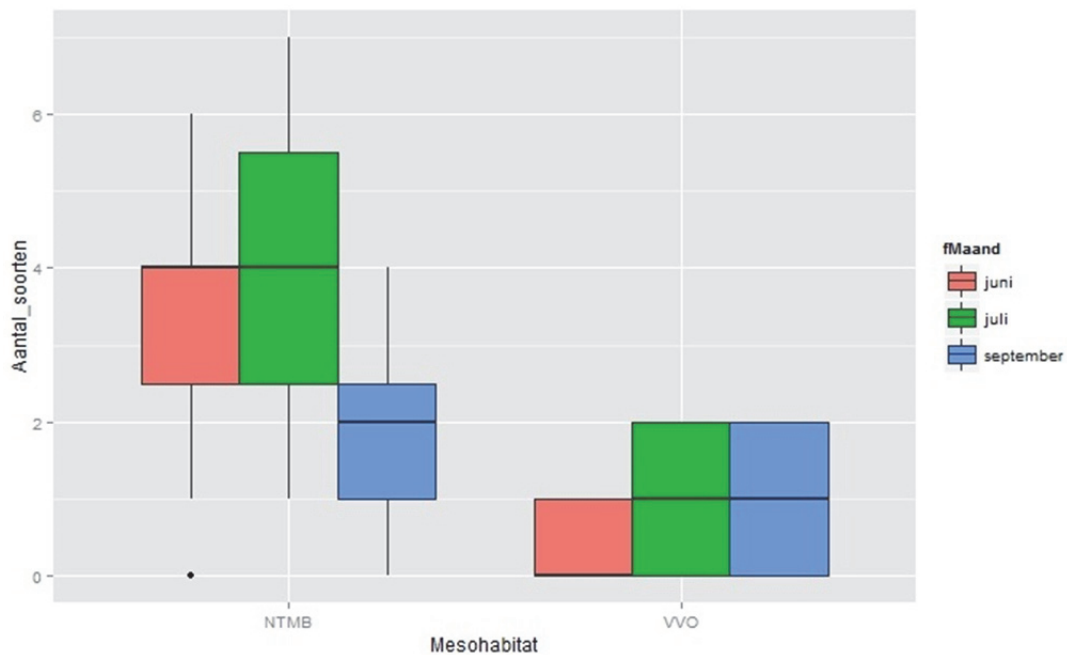
4.3.3.2.1.1 Soortenrijkdom in functie van het mesohabitattype

Bijlage 5 bevat een lijst van de bemonsterde habitats. Over de totale staalnameperiode verschilt de gemiddelde soortenrijkdom significant tussen de verticaal versteigde oevers en de plasbermen ($p < 0,001$) (Figuur 72).



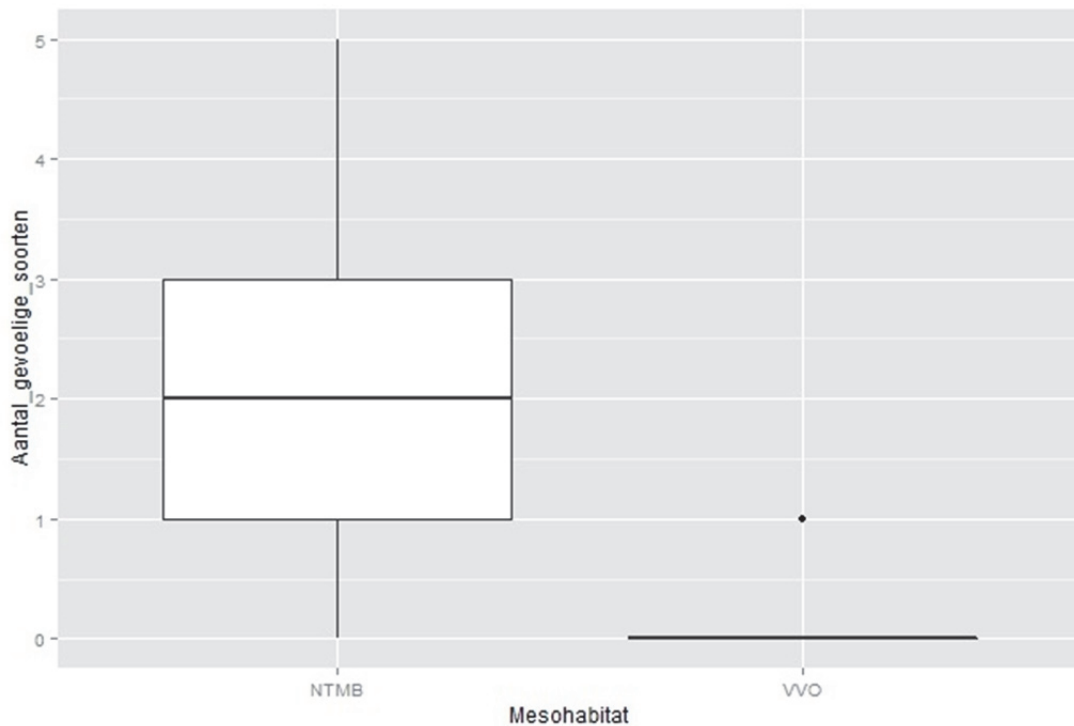
Figuur 72. Boxplot van het aantal soorten per mesohabitat voor de volledige staalnameperiode (mediaan, percentielen en minimum- en maximumwaarden). NTMB = plasberm, VVO = verticaal versteigde oever.

Wanneer de gegevens uitgetekend worden volgens de maand waarin de bevissingen gebeurden, bleek de maand juli, de maand waarin de meeste soorten werden gevonden. Het aantal soorten in de plasbermen waren significant hoger dan in de 'verticaal versteigde oevers voor de maanden juni en juli ($p < 0,01$ respectievelijk $p < 0,05$) (Figuur 73).



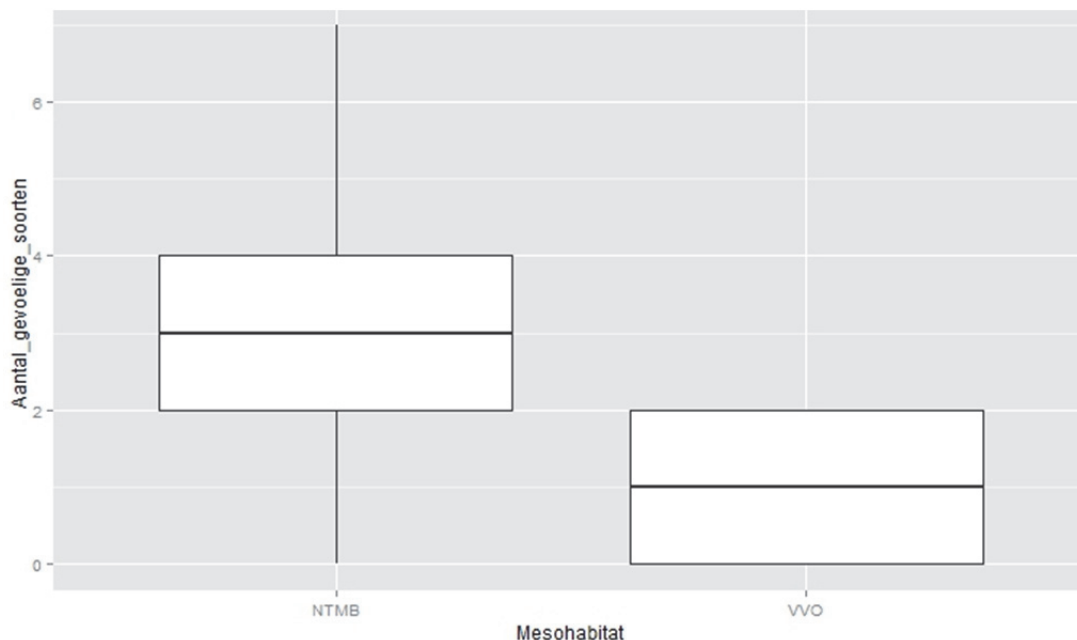
Figuur 73. Boxplots van het aantal soorten dat bevist werd per maand ter hoogte van beide mesohabitats. NTMB = plasberm, VVO = verticaal verstevigde oever.

Bovenstaande analyses gebeurden op basis van alle soorten die in het kanaal werden aangetroffen. Zeer algemene soorten als baars en blankvoorn hebben echter lage habitateisen en komen op alle staalname locaties voor. Bijgevolg geven deze soorten weinig informatie over de invloed van de mesohabitat. Om deze ‘achtergrondruis’ te verwijderen werd deze analyse opnieuw uitgevoerd aan de hand van de ‘gevoelige soorten’: dit zijn de soorten die tijdens de staalnameperiode op minder dan 80% van de staalname locaties voorkwamen. Hiervoor werden baars en blankvoorn uit de analyse verwijderd. Beiden kwamen ze op 87,5% van de sites voor (Figuur 74).



Figuur 74. Boxplots van het aantal gevoelige soorten per mesohabitat voor de volledige staalnameperiode. NTMB = plasberm, VVO = verticaal verstevigde oever.

Analyse van de boxplots (Figuur 74) toont aan dat ter hoogte van de plasbermen het grootste aantal gevoelige soorten voorkomt. Deze analyse is gebeurd op basis van vissen die zowel elektrisch als met schietfuiken gevangen werden. Zoals eerder vermeld, kan de analyse van enkel de elektrisch gevangen vissoorten een indicatie geven van het belang van het bemonsterde oevertype als schuilhabitat voor deze vissoorten (Figuur 75). Ter hoogte van de plasbermen is het aantal gevangen soorten significant hoger dan ter hoogte van de verticaal verstevigde oevers ($p < 0,001$).



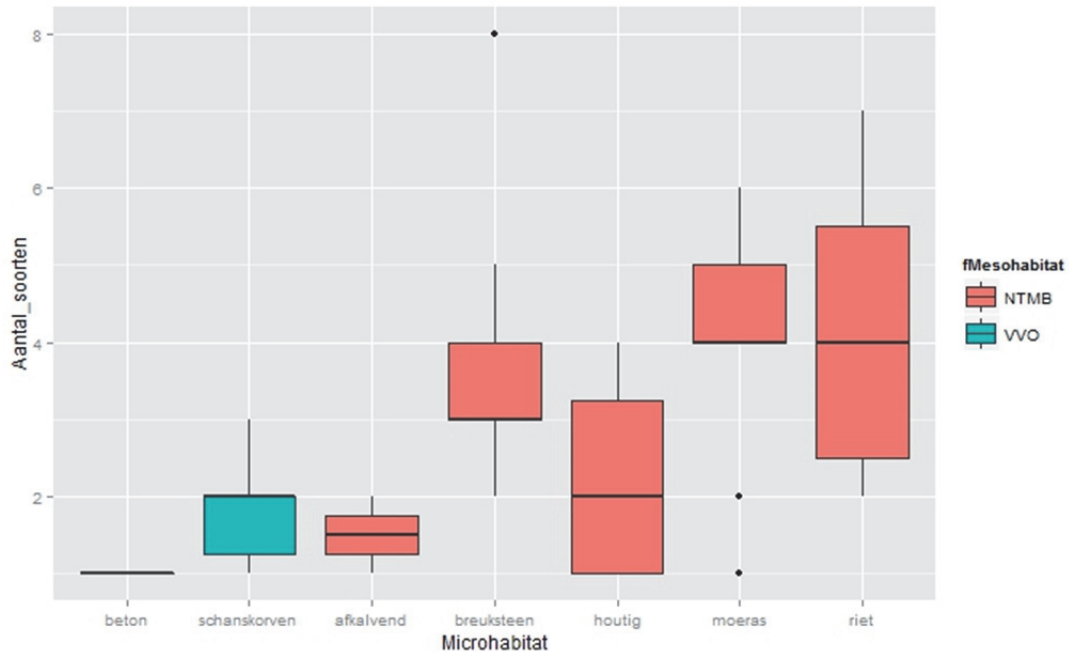
Figuur 75. Boxplots van het aantal soorten gevangen tijdens de elektrische bevissingen per mesohabitat voor de volledige staalnameperiode. NTMB = plasberm, VVO = verticaal verstevigde oever.

Er kan gesteld worden dat plasbermen een grotere soortenrijkdom vertonen dan de verticaal verstevigde oevers, ongeacht de vangstmethode die in rekening gebracht wordt. Dit verschil is nog meer uitgesproken wanneer enkel de gevoelige soorten worden geanalyseerd. Bijgevolg bieden verticaal verstevigde oevers beduidend minder schuilmogelijkheden dan plasbermen.

4.3.3.2.1.2 Soortenrijkdom in functie van het microhabitattype

Uit voorgaande resultaten bleek dat het mesohabitattype een significant effect heeft op de vispopulaties in het kanaal. Vervolgens wordt nagegaan in welke mate de verschillende microhabitats een bijdrage leveren tot de significante verschillen van de mesohabitats. Op basis van deze resultaten kunnen aanbevelingen voor aanleg en onderhoud van de natuurtechnische oevers geformuleerd worden. De analyse voor de microhabitats gebeurden op basis van de elektrisch gevangen juveniele vis, aangezien enkel deze staalnametechniek toelaat om onderscheid te maken tussen de verschillende microhabitats.

Er is een significant verschil tussen de verschillende microhabitats ($p < 0,05$). De soorten die waargenomen werden langs plasbermen werden voornamelijk gevist ter hoogte van de riet- en moerasvegetaties (Figuur 76). Ook breuksteen als microhabitat scoort goed door de aanwezigheid van ruimtes tussen de stenen. Bij verticaal verstevigde oevers zorgen enkel de schanskorven voor een soortenrijkdom. Gemiddeld werden er twee soorten gevonden. Met uitzondering van de houtige vegetaties doen de begroeide habitats het beduidend beter als microhabitat dan de kale oevers.

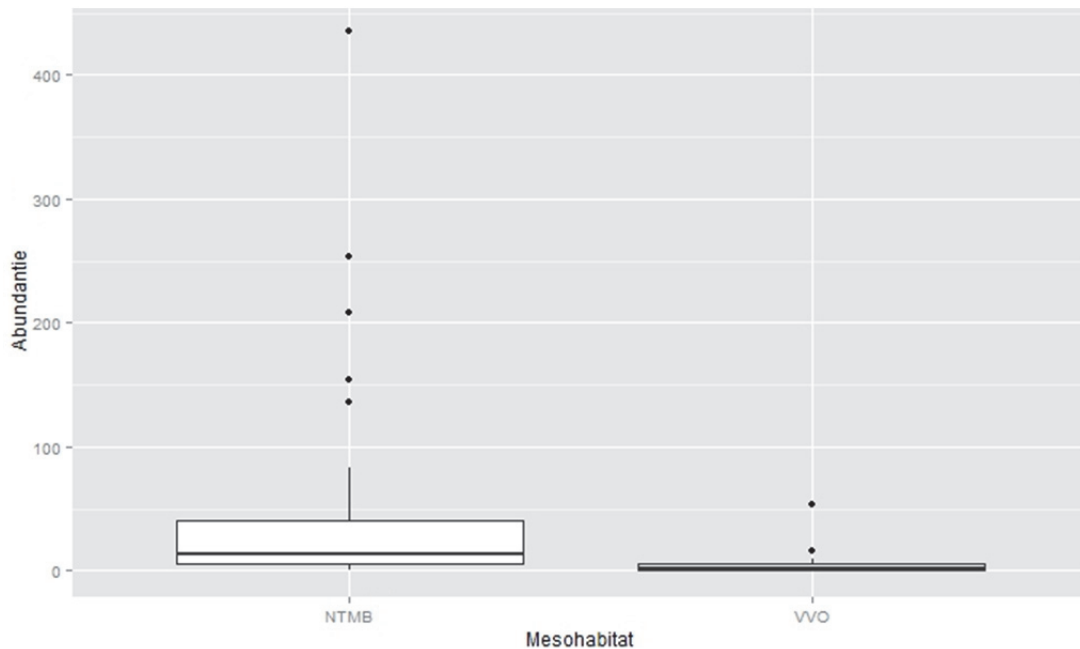


Figuur 76. Boxplots van de soortenrijkdom per micro- en mesohabitattypen. NTMB = plasberm, VVO = verticaal versterkte oever.

4.3.3.2.2 Abundantie van soorten

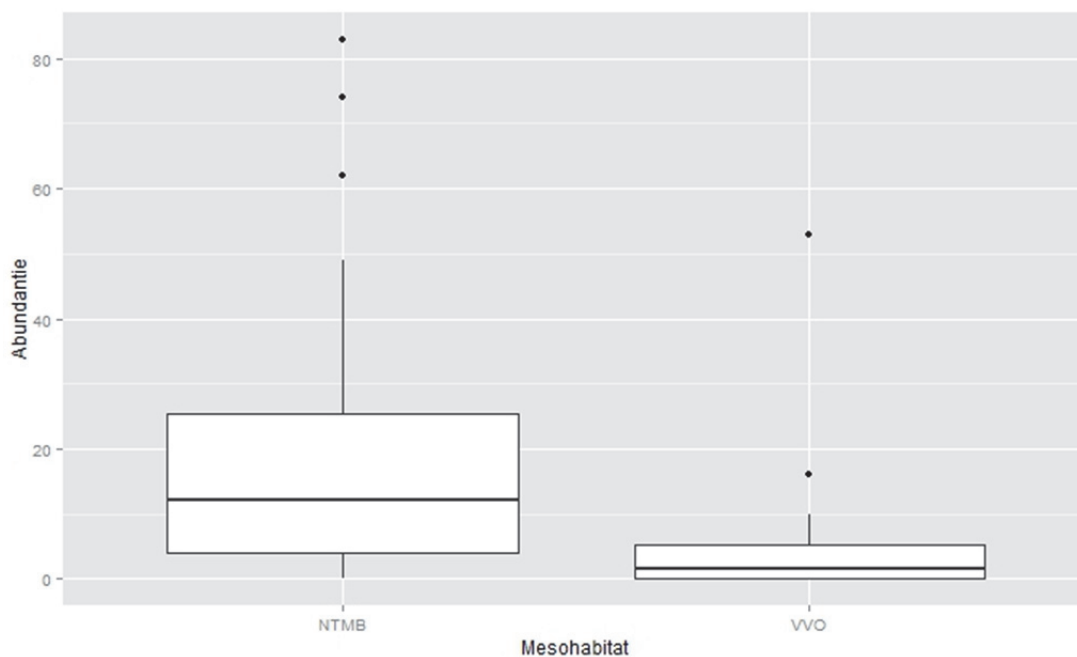
4.3.3.2.2.1 Abundantie in functie van het mesohabitattypen

De abundantie per mesohabitattypen werd voor alle waargenomen soorten op dezelfde manier geanalyseerd als de soortenrijkdom. Analoge trends konden worden waargenomen als bij de soortenrijkdom ($p < 0,001$) (Figuur 77).



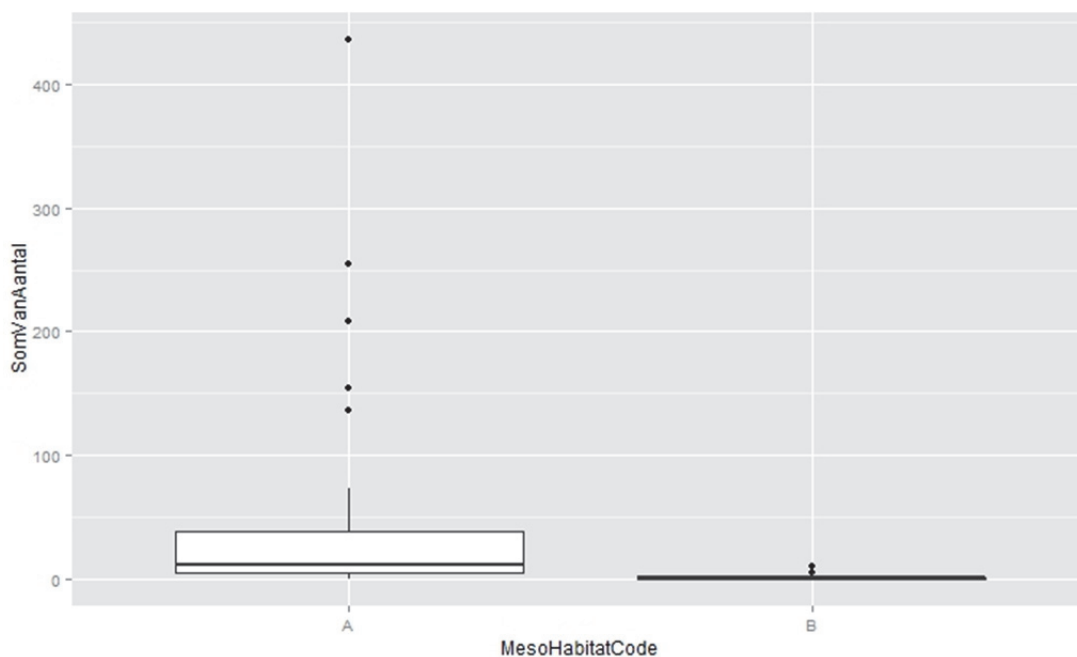
Figuur 77. Boxplots van de abundantie per mesohabitat voor de volledige staalnameperiode. NTMB = plasberm, VVO = verticaal versterkte oever.

Om het verschil tussen beide mesohabitats duidelijker te maken werd dezelfde analyse uitgevoerd zonder de outliers van de plasbermen (Figuur 78).



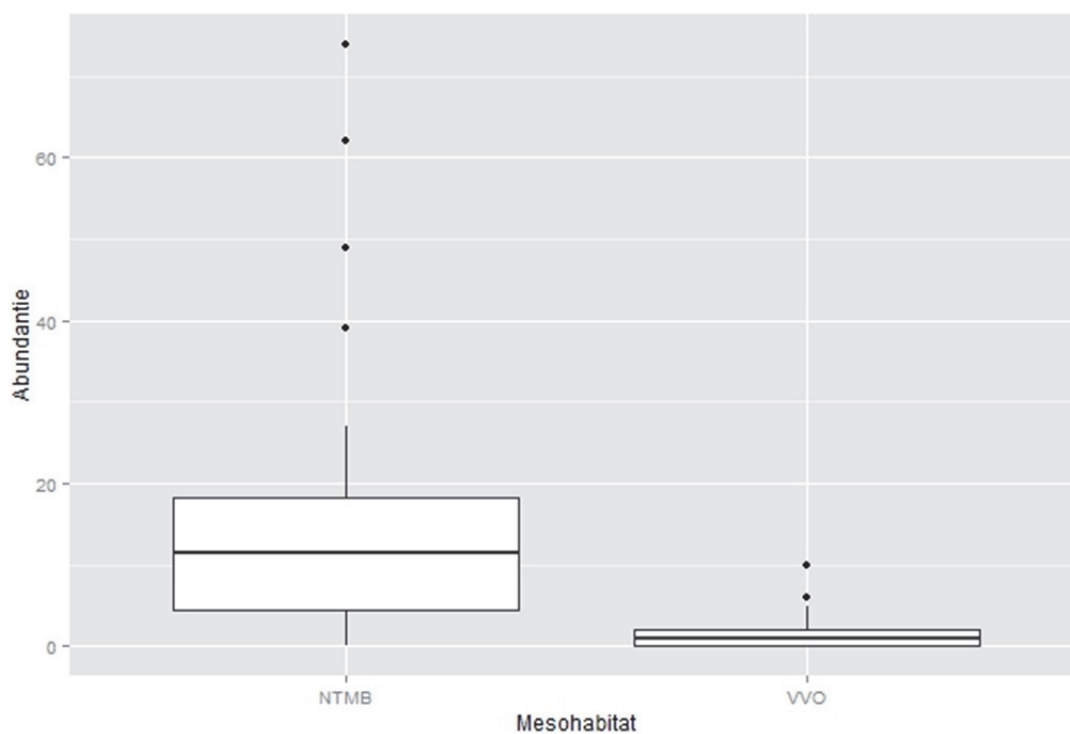
Figuur 78. Boxplots van de abundantie per mesohabitat voor de volledige staalnameperiode zonder de outliers van het plasberm-mesohabitat. NTMB = plasberm, VVO = verticaal verstevigde oever.

De abundantie werd ook geanalyseerd voor de soorten die elektrisch werden gevangen om het belang van beide mesohabitats als schuilplaats te onderzoeken. Analoge relaties tussen de mesohabitat en de abundantie werden waargenomen (Figuur 79), maar het effect was meer uitgesproken voor de elektrisch gevangen vissen ($p < 0,001$).



Figuur 79. Boxplots van de abundantie per mesohabitat voor de volledige staalnameperiode voor elektrisch gevangen soorten. NTMB = plasberm, VVO = verticaal verstevigde oever.

Om het verschil tussen beide mesohabitats duidelijker te maken werd dezelfde analyse uitgevoerd zonder de outliers van de plasbermen ($p < 0,001$) (Figuur 80).

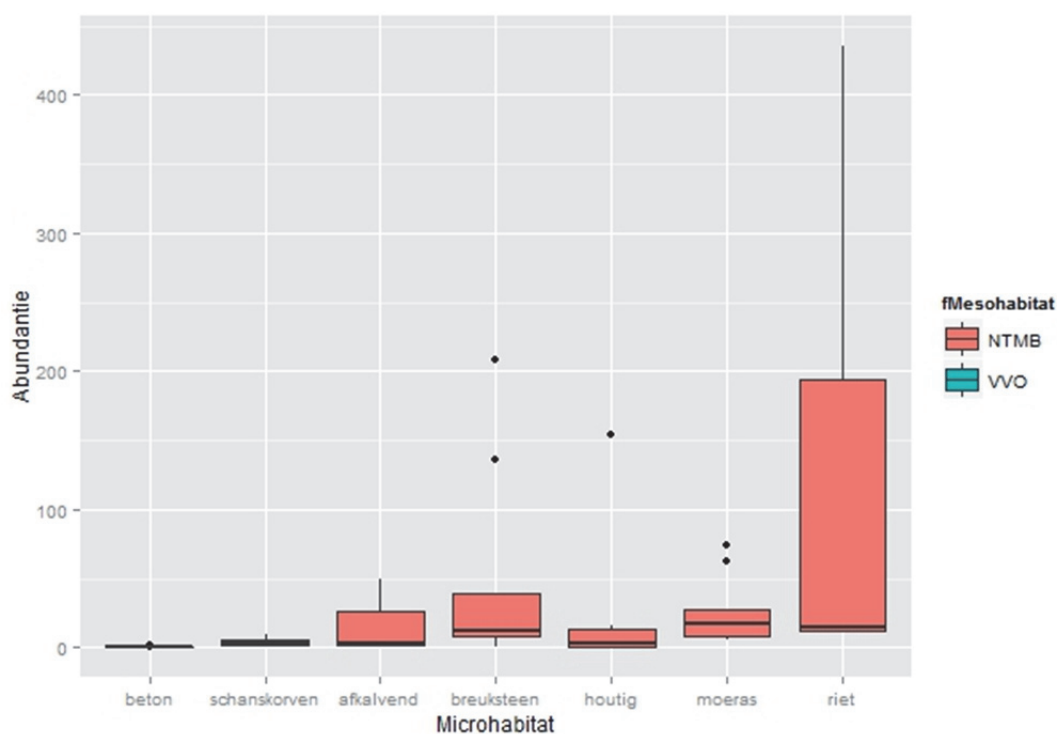


Figuur 80. Boxplots van de abundantie per mesohabitat voor de volledige stalnameperiode van de elektrisch gevangen soorten zonder de outliers van het plasberm-mesohabitat. NTMB = plasberm, VVO = verticaal verstevigde oever.

De resultaten bevestigen de resultaten wat betreft de soortenrijkdom per mesohabitat. Bovendien zijn hier de voorkeuren nog sterker uitgesproken en wordt het onderscheid in voorkeur tussen de verschillende mesohabitats nog versterkt wanneer enkel de elektrisch gevangen soorten worden geanalyseerd.

4.3.3.2.2 Abundantie in functie van het microhabitattype

Er is een significant verschil tussen de verschillende microhabitats ($p < 0,001$). Beton vertoont de laagste abundanties, rietvegetaties veruit de hoogste. Sporadisch vertoont breuksteen ook hoge abundanties (> 100 individuen) door de interstitiële ruimte tussen de stenen en de hoge waarde als schuilhabitat (Figuur 81).



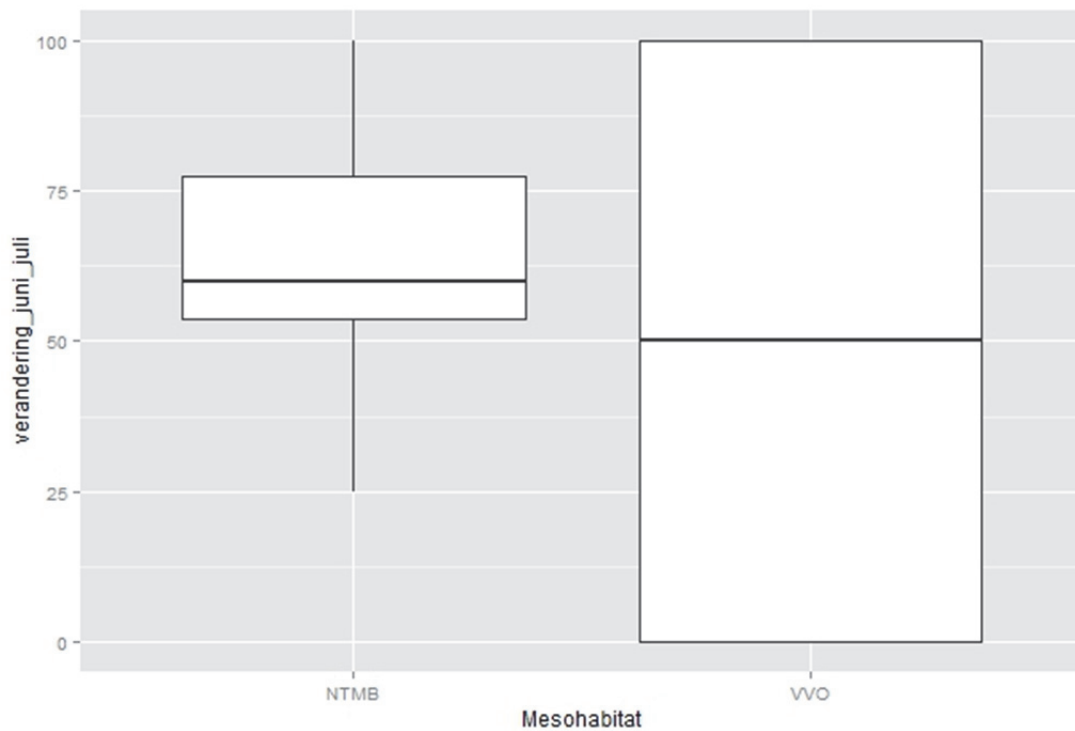
Figuur 81. Boxplots abundantie per micro- en mesohabitattypen van de elektrisch gevangen vissoorten. NTMB = plasberm, VVO = verticaal verstevigde oever.

4.3.3.2.3 Dynamiek

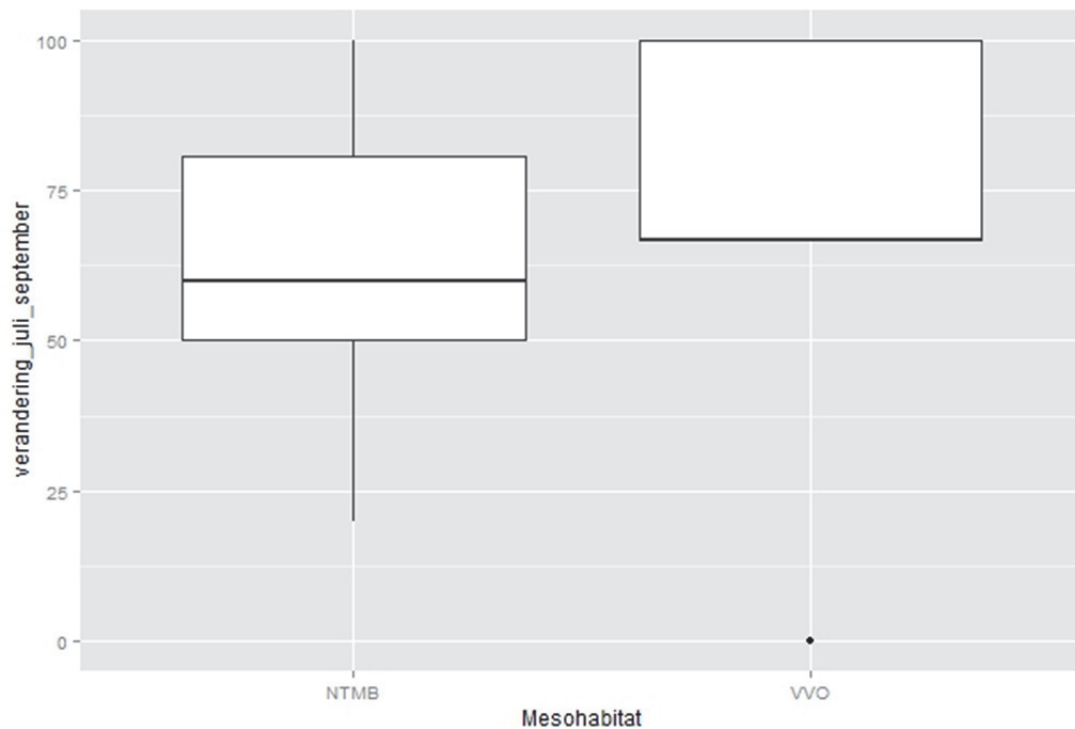
4.3.3.2.3.1 Dynamiek per mesohabitattypen

Plasbermen vertonen vergelijkbare boxplots over de verschillende periodes heen. VVO's daarentegen vertonen sterk veranderende waarden zowel voor de periode juni-juli (Figuur 82) als juli-september (Figuur 83). Deels kan dit verklaard worden door de staalname-inefficiëntie die eerder besproken werd (zie §3.3.2.2.3).

Op basis van deze resultaten zou men dus kunnen concluderen dat plasbermen relatief constante visgemeenschappen kunnen herbergen en bijgevolg genoeg habitatmogelijkheden bieden voor de aanwezige vissoorten. Hierbij moet wel opgemerkt worden dat de dynamiek enkel rekening houdt met de verschuiving van de aanwezige soorten en gevoelige soorten die bijvoorbeeld ontbreken in een bepaald mesohabitattypen, negeert. Bovendien is verder onderzoek vereist van de relatie tussen de staalname-efficiëntie en de dynamiek, aangezien een lage staalname-efficiëntie de kans op een hoge dynamiek aanzienlijk verhoogt.



Figuur 82. Boxplots dynamiek per mesohabitattype van de elektrisch gevangen vissoorten voor de periode juni-juli. NTMB = plasberm, VVO = verticaal verstevigde oever.

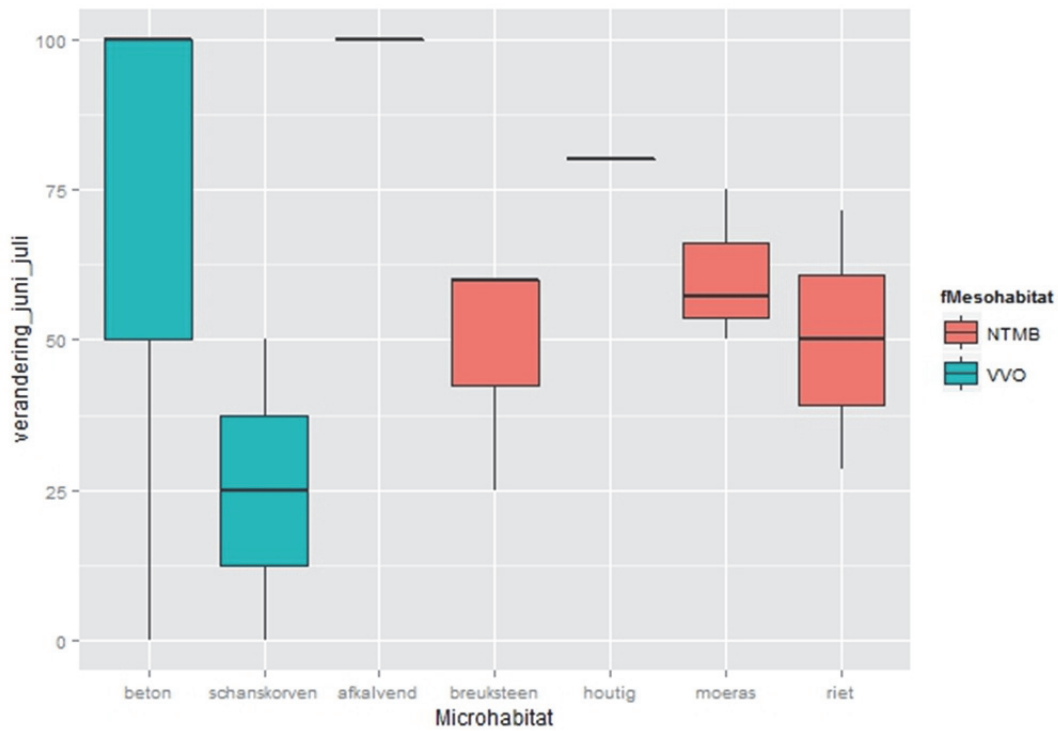


Figuur 83. Boxplots dynamiek per mesohabitattype van de elektrisch gevangen vissoorten voor de periode juli-september. NTMB = plasberm, VVO = verticaal verstevigde oever.

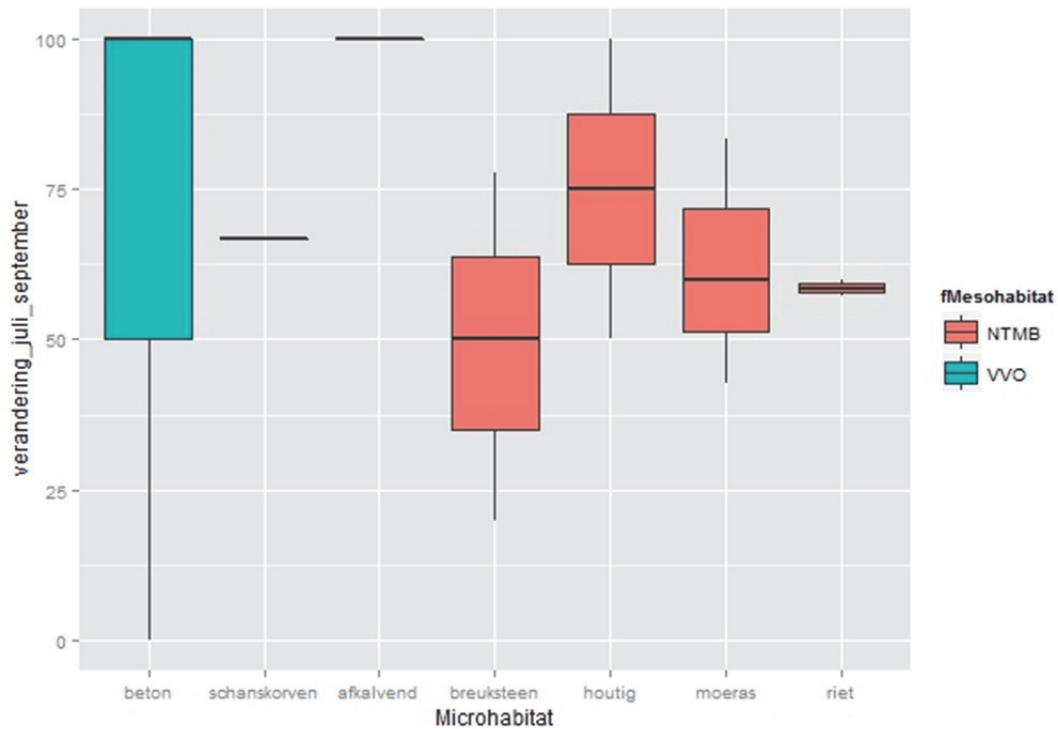
4.3.3.2.3.2 Dynamiek per microhabitattype

De boxplots tonen aan dat de visgemeenschap in de kale en houtige habitattypes gemiddeld een hoge dynamiek vertoont, terwijl er in breuksteen-, moeras-, en riethabitats een gemiddelde dynamiek optreedt (Figuur 84 en 86). Dit is in overeenstemming met de bevindingen van Mouton et al. (2009). Tijdens de verschillende

staalnameperiodes werden over het algemeen slechts geringe verschillen in de dynamiek waargenomen. Een uitzondering hierop vormen de schanskorven, misschien door een lage staalname-efficiëntie (zie §3.3.2.2.3).



Figuur 84. Boxplots dynamiek per meso- en microhabitattype van de elektrisch gevangen vissoorten voor de periode juni-juli. NTMB = plasberm, VVO = verticaal verstevigde oever.



Figuur 85. Boxplots dynamiek per meso- en microhabitattype van de elektrisch gevangen vissoorten voor de periode juli-september. NTMB = plasberm, VVO = verticaal verstevigde oever.

De visgemeenschappen vertonen bij de afkalvende oevers, net zoals bij de betonoevers de grootste dynamiek, gevolgd door de houtige habitats. Met riet en moerasplanten begroeide oevers en oevers met breuksteen worden

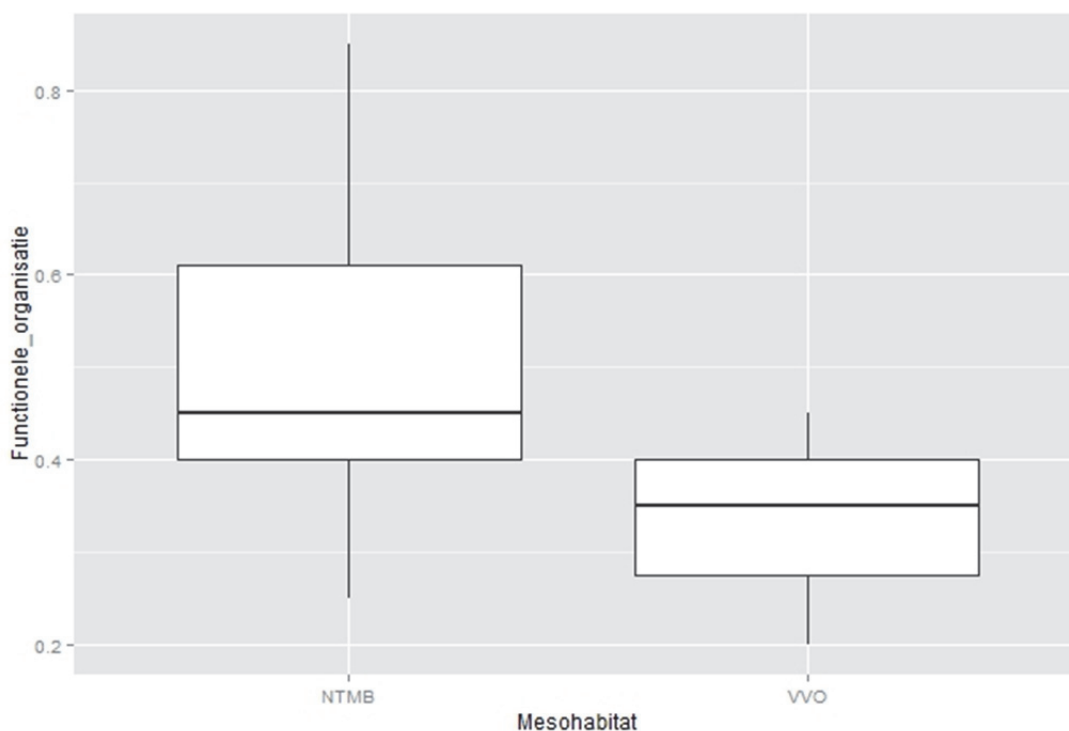
gekenmerkt door een visgemeenschap met een lagere, gemiddelde dynamiek. Dit kan een gevolg zijn van de schuilmogelijkheden die de verschillende habitattypes bieden. Afkalkende oevers en betonoevers bieden minder schuilmogelijkheden dan rietvegetaties en kennen bijgevolg dynamischer visgemeenschappen.

4.3.3.2.4 Functionele organisatie

4.3.3.2.4.1 Functionele organisatie per mesohabitatype

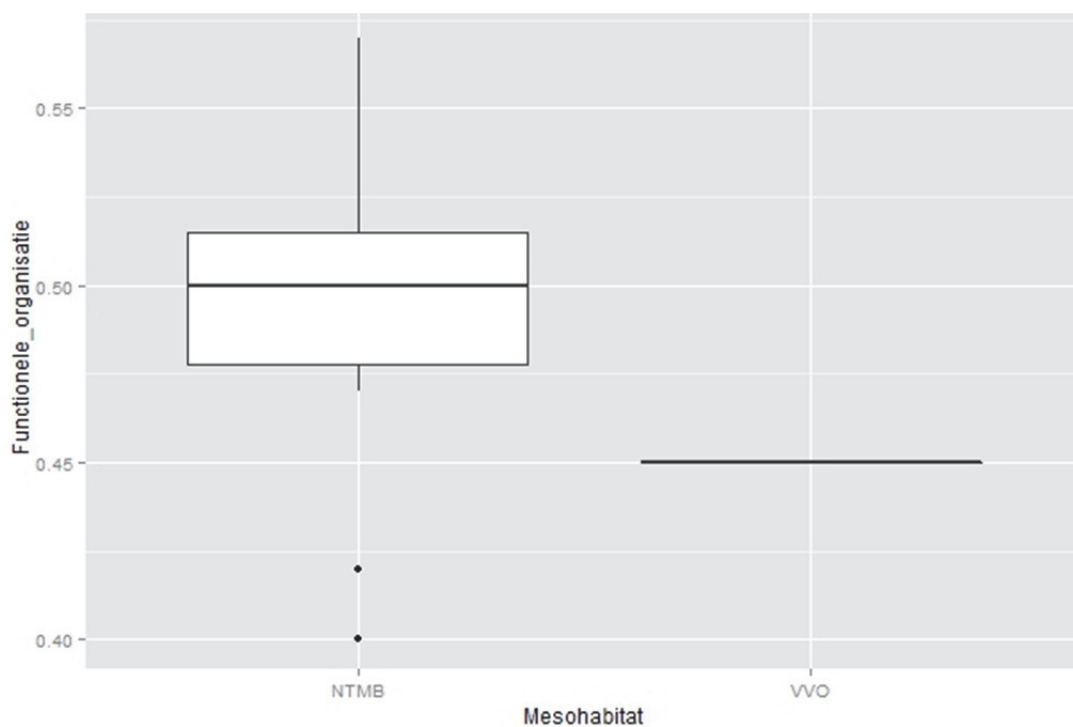
De functionele organisatie per mesohabitatype werd gekwantificeerd op basis van de Pareto-Lorenzcurves voor juveniele vissen (zie materiaal en methoden §3.3.4.3). Hierbij werd een onderscheid gemaakt tussen de juvenielen die elektrisch en met schietfuiken gevangen werden (enkel in de maand september).

De boxplots van de elektrisch gevangen vissen tonen aan dat bij de plasbermen een gemiddelde functionele organisatie en een gebalanceerde visgemeenschap aanwezig is, terwijl de VVO's gekenmerkt worden door een lage functionele organisatie waarbij geen soorten dominant aanwezig zijn (Figuur 86). Een gebalanceerde gemeenschap vertaalt zich in een gemeenschap waarbij sommige soorten domineren en relatief veel andere soorten aanwezig zijn. Een lage functionele organisatie zoals bij de VVO's kan wijzen op een gebrek aan selectiedruk en een zwakkere interne structuur op vlak van soortendominantie. Aangezien geen soorten dominant aanwezig zijn, heeft de gemeenschap mogelijk een langere periode nodig om te herstellen.



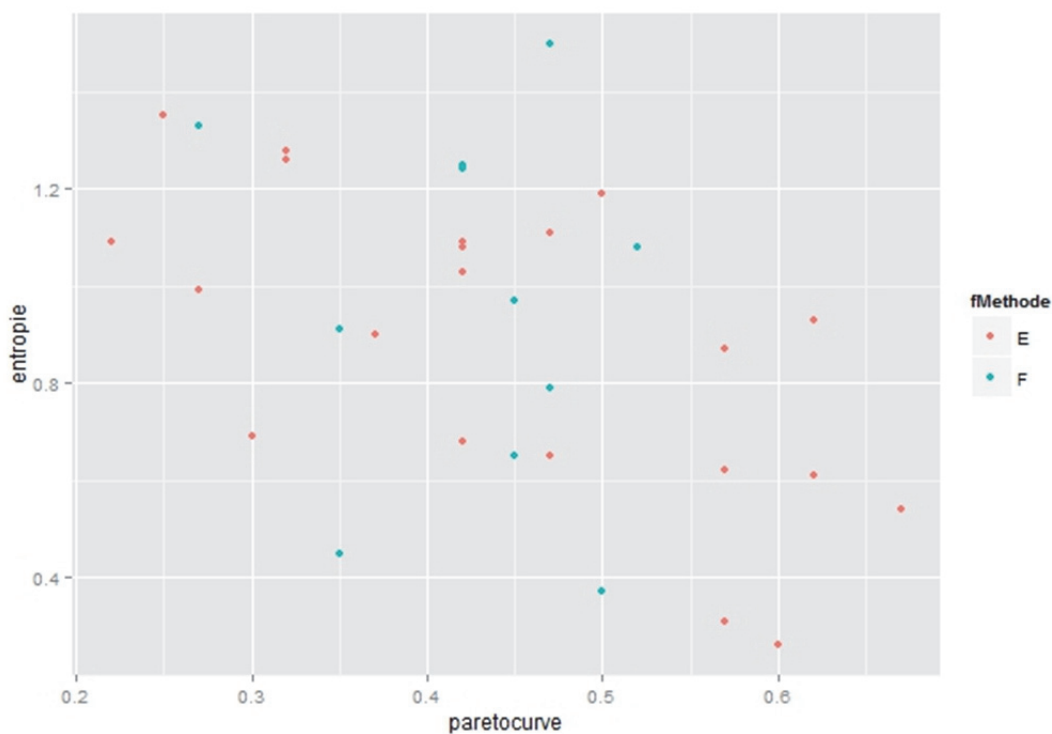
Figuur 86. Boxplots functionele organisatie per mesohabitatype voor elektrisch gevangen vissoorten. NTMB = plasbermen, VVO = verticaal verstevigde oever.

Bemonstering met schietfuiken geeft een analoog resultaat wat betreft de functionele organisatie van de visgemeenschap als bemonstering via elektrisch vissen (Figuur 87).



Figuur 87. Boxplots functionele organisatie per mesohabitattypen voor met schietfuisen gevangen vissoorten. NTMB = plasberm, VVO = verticaal verstevigde oever.

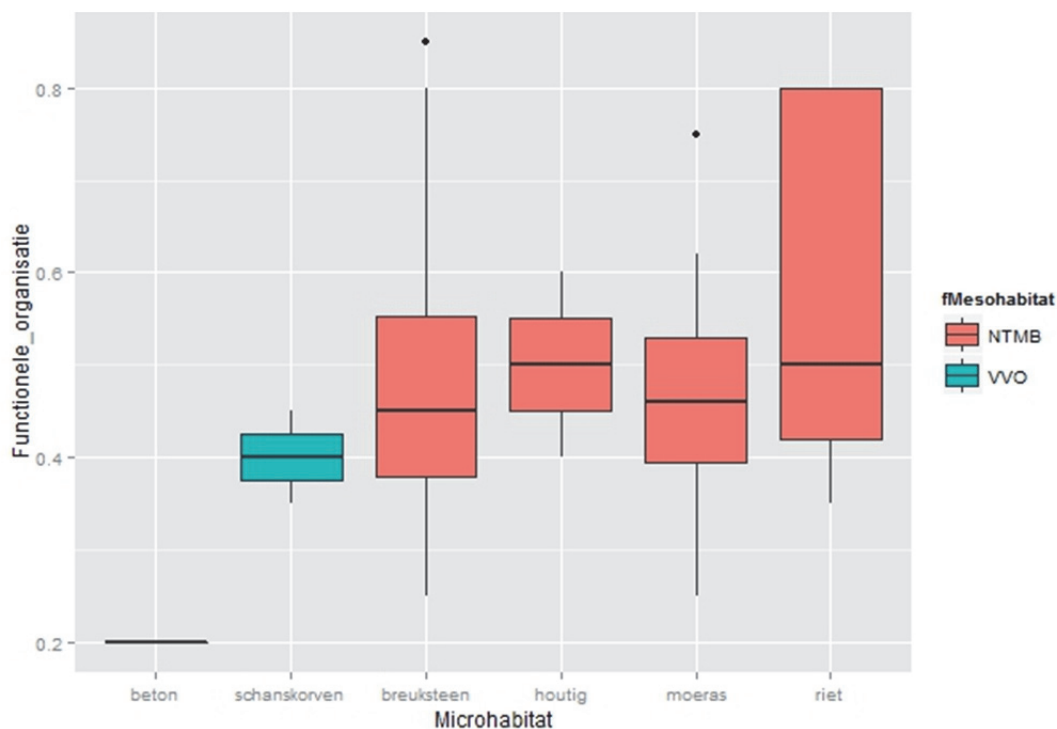
De functionele organisatie werd ook gekwantificeerd via de Shannon-Weaver entropie (Shannon & Weaver, 1963). Deze entropie is negatief gecorreleerd met de functionele organisatie. Bijgevolg werden analoge resultaten gevonden voor beide benaderingen (Figuur 88).



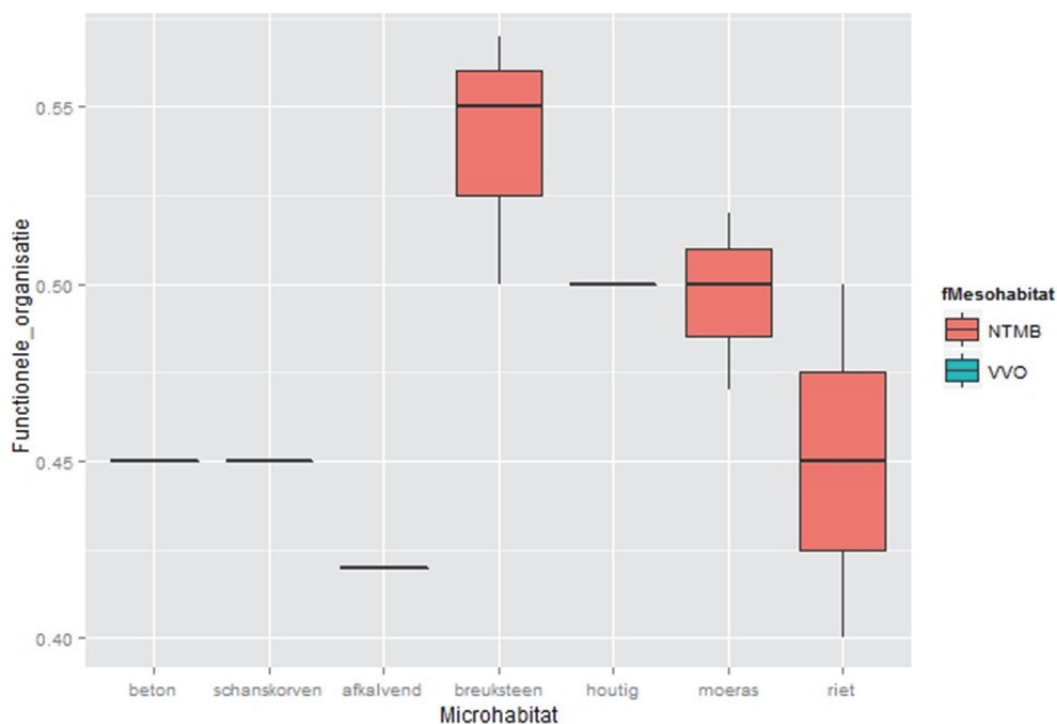
Figuur 88. Relatie tussen de entropie en de functionele organisatie, afgeleid uit de Pareto-Lorenzcurves, voor de bemonsterde habitats in de verschillende mesohabitattypen. De analyse werd zowel uitgevoerd voor de vangsten via het elektrisch vissen als voor de fuikvangsten.

4.3.3.2.4.2 Functionele organisatie per microhabitattype

De visgemeenschappen vertonen bij breuksteen, houtige vegetaties, moeras- en rietvegetaties een vergelijkbare gemiddelde organisatie (Figuur 89 en 91). Ze zijn beter beschermd tegen onverwachte verstoringen dan gemeenschappen met een lage functionele organisatie. Dit laatste is het geval voor de microhabitats die eigen zijn aan de VVO's (beton en schanskorven). Deze microhabitats herbergen functioneel zwak georganiseerde visgemeenschappen.



Figuur 89. Boxplots functionele organisatie per meso- en microhabitattype van de elektrisch gevangen vissoorten. NTMB = plasberm, VVO = verticaal verstevigde oever.

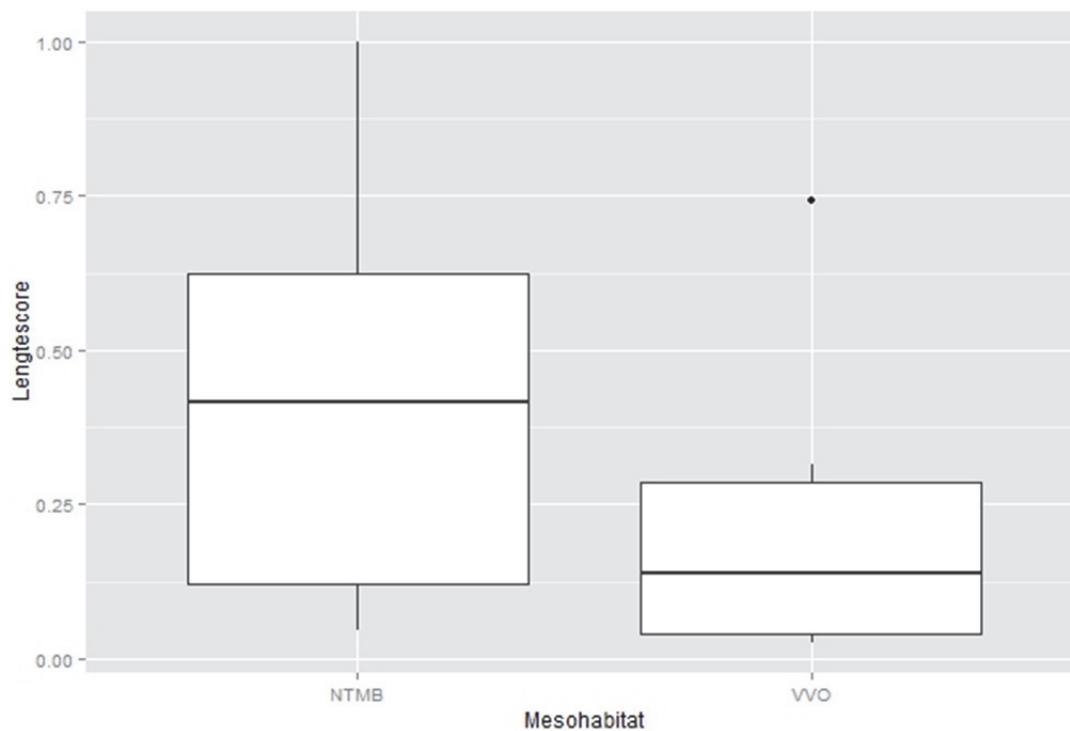


Figuur 90. Boxplots functionele organisatie per meso- en microhabitattype van de met schietvuiken gevangen vissoorten. NTMB = plasberm, VVO = verticaal verstevigde oever.

4.3.3.2.5 Lengteverdeling

4.3.3.2.5.1 Lengteverdeling per mesohabitattype

De boxplots geven aan dat de populaties ter hoogte van de plasberm een hogere lengtescore vertonen dan de populaties ter hoogte van de VVO's. De verschillende lengteklassen van de juveniele populatie wordt dus het best vertegenwoordigd binnen de plasbermen (Figuur 91).

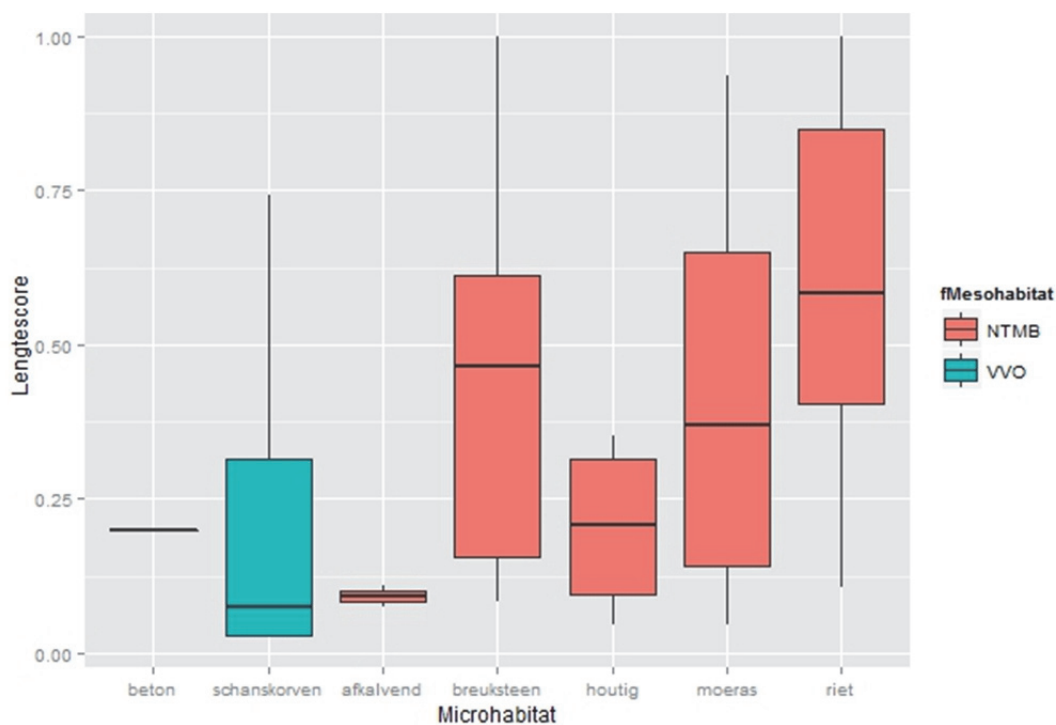


Figuur 91. Boxplots lengtescore⁴ per mesohabitattype. NTMB = plasberm, VVO = verticaal verstevigde oever.

4.3.3.2.5.2 Lengteverdeling per microhabitat

Breksteen, moeras- en rietvegetaties vertonen een hogere lengtescore dan houtige habitats of habitats met weinig schuilmogelijkheden als betonoevers, schanskorven of afkalvende oevers (Figuur 92).

⁴ Wanneer ter hoogte van een bepaald habitat individuen uit 3 lengteklassen worden gevangen, scoort dit deze habitat 3 op 4 = 0,75.



Figuur 92. Boxplots lengtescore per micro- en mesohabitattype. NTMB = plasberm, VVO = verticaal versterkte oever.

4.3.3.2.6 Rol van het habitattype als paai- en opgroei habitat

4.3.3.2.6.1 Mesohabitat

Alle soorten prefereren de plasbermen als paai habitat. Baars en blankvoorn zijn de enige soorten die als juvenielen niet uitsluitend in de plasbermen voorkomen (Tabel 19).

Tabel 19. Aantallen van de juvenielen (%) die maximaal 5% van het totale lengtebereik groter waren dan de minimum waargenomen lengte per soort, gebaseerd op aan- en afwezigheid in de mesohabitat. De hybride winde x kopvoorn werd niet in de analyse opgenomen aangezien het om een enig individu gaat. Winde en zeelt werden eveneens niet in de analyse opgenomen aangezien geen 0+ juvenielen van deze soorten gevonden werden.

Soort	Paai habitat	
	Plasberm	Verticaal verdedigde oever
alver	100	0
baars	100	0
bittervoorn	100	0
blankvoorn	100	0
blauwbandgrondel	100	0
bot	100	0
brasem	100	0
driedoornige stekelbaars	100	0
giebel	100	0
karper	100	0
kolblei	100	0
paling	100	0
pos	100	0
rietvoorn	100	0
snoekbaars	100	0
zeebaars	100	0
zonnebaars	100	0

Soort	Paaihabitat	
	Plasberm	Verticaal verdedigde oever
zwartbekgrondel	100	0

Op basis van Tabel 19 kan afgeleid worden hoeveel soorten een bepaalde mesohabitat als paaihabitat selecteren. In het geval van het Kanaal Charleroi-Brussel en het Kanaal Brussel-Schelde, hebben alle soorten een voorkeur voor de plasbermen (Tabel 20). Plasbermen vormen de 1e keuze.

Tabel 20. Aantal keer dat een mesohabitatype als 1^e of 2^e keuze wordt geselecteerd als paaihabitat voor de waargenomen vissoorten in het Kanaal Brussel-Schelde en Kanaal Charleroi-Brussel.

	Keuze 1	Keuze 2
Plasberm	18	0
Verticaal verstevigde oever	0	18

Wat het gebruik van de mesohabitats als opgroeihabitats betreft, hebben alle soorten eveneens een voorkeur voor plasbermen. Enkel baars, blankvoorn en zwartbekgrondel vertonen geen exclusieve voorkeur voor plasbermen (Tabel 21).

Tabel 21. Aantallen van de juvenielen (%) die minimaal 5 % van het totale lengtebereik groter waren dan de minimum waargenomen lengte per soort, gebaseerd op de aan- en afwezigheid in de mesohabitat.

Soort	Opgroeihabitat	
	Plasberm	Verticaal verstevigde oever
alver	100	0
baars	70	30
bittervoorn	100	0
blankvoorn	86	14
blauwbandgrondel	100	0
bot	100	0
brasem	100	0
driedoornige stekelbaars	100	0
giebel	100	0
karper	100	0
kolblei	100	0
paling	100	0
pos	100	0
rietvoorn	100	0
snoekbaars	100	0
zeebaars	100	0
zonnebaars	100	0
zwartbekgrondel	91	9

Op basis van Tabel 21 kan afgeleid worden hoeveel soorten een bepaald mesohabitatype als opgroeihabitat selecteren. Voor alle soorten blijkt dat ze een voorkeur hebben voor plasbermen. In de meerderheid van de gevallen hebben ze een exclusieve voorkeur voor plasbermen (Tabel 22).

Tabel 22. Aantal keer dat een mesohabitatype als 1^e of 2^e keuze wordt geselecteerd als opgroeihabitat voor de waargenomen vissoorten in het Kanaal Brussel_Schelde en Charleroi-Brussel.

	Keuze 1	Keuze2
Plasberm	18	0
Verticaal verstevigde oever	0	18

4.3.3.2.6.2 Microhabitat

Analoog als voor de voorgaande analyse werd ook een analyse gedaan van de microhabitat types die het meest als paaihabitat worden geselecteerd. Zes soorten verkiezen riet als paaihabitat (bittervoorn, blankvoorn, driedoornige stekelbaars, giebel, karper en kolblei), terwijl bot, paling, rietbaars, zeebaars, zonnebaars en zwartbekgrondel een voorkeur vertonen voor moerasvegetaties. Brasem, baars en snoekbaars verkiezen breuksteen als paaihabitat door de aanwezigheid van interstitiële ruimten tussen de stenen. Blauwbandgrondel komt zowel in een habitat voor dat gedomineerd wordt door riet als door moerasvegetaties. Alver heeft een voorkeur voor houtige habitats, pos voor afkalvende oevers ().

Tabel 23).

Tabel 23. Aantallen van de juvenielen (%) die maximaal 5% van het totale lengtebereik groter waren dan de minimum waargenomen lengte per soort, gebaseerd op aan- en afwezigheid ter hoogte van de microhabitats. De hybride winde x kopvoorn werd niet in de analyse opgenomen aangezien het om een enkel individu gaat. Winde en zeelt werden eveneens niet in de analyse opgenomen aangezien geen 0+ juvenielen van deze soorten gevonden werden.

Soort	Paaihabitat						
	Beton	Schanskorven	Afkalvend	Breuksteen	Houtig	Moeras	Riet
alver					100		
baars				100			
bittervoorn							100
blankvoorn							100
blauwbandgrondel						50	50
bot						100	
brasem				100			
driedoornige							100
giebel							100
karper							100
kolblei							100
paling						100	
pos			100				
rietvoorn						100	
snoekbaars				100			
zeebaars						100	
zonnebaars						100	
zwartbekgrondel						100	

Op basis van).

Tabel 23 kan afgeleid worden hoeveel soorten een bepaald microhabitat als paaihabitat selecteren. Hieruit blijkt dat riet en moerasvegetaties het meeste worden geselecteerd als favoriete paaihabitat. Alver heeft een voorkeur voor houtige habitats, pos voor afkalvende oevers, daar waar baars, brasem en snoekbaars, breuksteen als paaihabitat verkiezen ().

Tabel 24).

Tabel 24. Aantal keer dat een microhabitat type als 1^e of 2^e keuze wordt geselecteerd als paaihabitat voor de waargenomen vissoorten in het Kanaal Brussel-Schelde en het Kanaal Charleroi-Brussel.

	Keuze 1	Keuze 2
beton	0	0
schanskorven	0	0
afkalvend	1	0

breuksteen	3	0
houtig	1	0
moerasvegetaties	6	1
riet	6	1

Er werd eveneens een analyse gemaakt van de microhabitattypes die het meest als opgroei habitat werden geselecteerd. Brasem en zonnebaars hebben een heel duidelijke voorkeur voor breuksteen, maar dit habitatype draagt ook de voorkeur weg van rietvoorn, bittervoorn, blankvoorn en baars. Snoekbaars heeft een preferentie voor breuksteen en moeras, karper voor breuksteen en riet. De moerasvegetaties dragen de voorkeur weg van blauwbandgrondel, bot, driedoornige stekelbaars, kolblei, paling en zwartbekgrondel. Zeebaars komt zowel in moeras- als rietvegetaties voor, terwijl gibel een uitgesproken preferentie voor riet heeft. Alver daarentegen komt zowel in houtige als moerashabitats voor. Pos heeft een voorkeur voor kale habitats: beton en afkalvende oevers. Brasem en gibel groeien op ter hoogte van dezelfde microhabitat als waar ze paaïen: respectievelijk breuksteen en riet. De meeste soorten hebben een uitgesproken paai habitatvoorkeur maar groeien op in een breder microhabitatspectrum. Zo migreert een aantal soorten tijdens het opgroeien in belangrijke mate naar breuksteenhabitats (bittervoorn, blankvoorn, rietvoorn, karper, paling en zonnebaars). Ook moerasvegetaties dragen bij een bepaald aandeel soorten de voorkeur weg (alver, driedoornige stekelbaars, kolblei en snoekbaars). Bot, zeebaars en zwartbekgrondel migreren hoofdzakelijk naar rietvegetaties (Tabel 25).

Tabel 25. Aantallen van de juvenielen (%) die minimaal 5% van het totale lengtebereik groter waren dan de minimum waargenomen lengte per soort, gebaseerd op aan- en afwezigheid in de microhabitats. De hybride winde x kopvoorn werd niet in de analyse opgenomen aangezien het om een enkel individu gaat. Winde en zeelt werden eveneens niet in de analyse opgenomen aangezien geen 0+ juvenielen van deze soorten gevonden werden.

Soort	Opgroei habitat						
	Beton	Schanskorven	Afkalvend	Breuksteen	Houtig	Moeras	Riet
alver					50	50	
baars	6	22	3	31	13	9	16
bittervoorn				64			36
blankvoorn	3	13	5	32	8	23	16
blauwbandgrondel			6	18	12	35	29
bot						80	20
brasem				100			
driedoornige				9	9	46	36
gibel							100
karper				50			50
kolblei	20		20			40	20
paling		29		29		42	
pos	50		50				
rietvoorn				60		20	20
snoekbaars		10	10	30	10	30	10
zeebaars						50	50
zonnebaars				100			
zwartbekgrondel	9					82	9

Op basis van Tabel 25 kan afgeleid worden hoeveel soorten een bepaald microhabitat als opgroei habitat selecteren. Hieruit blijkt dat moeras- en breuksteenhabitats het meest frequent als favoriete opgroei habitat geselecteerd worden, gevolgd door rietvegetaties. Verstevigde oevers met beton of schanskorven worden veel minder geselecteerd (Tabel 26).

Tabel 26. Aantal keer dat een microhabitattype als 1^e tot 4^e keuze wordt geselecteerd als opgroei habitat voor de waargenomen vissoorten in het Kanaal Brussel-Schelde en het Kanaal Charleroi-Brussel. Bij gelijk aantal keuzes voor twee categorieën wordt de laagste keuze toegekend.

	Keuze 1	Keuze 2	Keuze 3	Keuze 4	Keuze 5	Keuze 6	Keuze 7
beton		1		1		1	1
schanskorven		1	1	1		1	
afkalvend		1			2	2	1
	Keuze 1	Keuze 2	Keuze 3	Keuze 4	Keuze 5	Keuze 6	Keuze 7
breuksteen	6	2	2	1			
houtig		1		3	1	1	
moerasvegetaties	6	4	1		1		
riet	1	6	3	2		1	

4.3.4 Algemeen beeld van de visgemeenschappen in de onderzochte kanaalzones

Tot slot werden een aantal aspecten van de verschillende waargenomen vispopulaties in de kanalen geanalyseerd. Het gaat om eigenschappen van die populaties die een algemeen beeld vormen van de toestand van de visgemeenschap, maar die eerder beschrijvend beoordeeld worden. Concreet werden volgende eigenschappen onderzocht: het voorkomen van verschillende soorten langs het Kanaal Leuven-Dijle, het Kanaal Charleroi-Brussel en het Kanaal Brussel-Schelde, de Huetzoning en ecologische gildes op basis van de stroomsnelheid, de evolutie van de abundantie per soort en de populatiesamenstelling per soort. Niet alle aspecten werden statistisch geanalyseerd aangezien soms onvoldoende data beschikbaar waren of omdat statistische analyse soms niet relevant was.

4.3.4.1 Verspreiding van soorten in de drie kanalen

4.3.4.1.1 Kanaal Leuven-Dijle

Sommige soorten zoals baars, blankvoorn en zeelt, komen over de hele lengte van het kanaal voor. Snoek en snoekbaars werden uitsluitend in het stroomopwaartse deel van het kanaal in Leuven teruggevonden. Pos, driedoornige stekelbaars en bittervoorn werden in het stroomopwaartse deel tot in Tildonk teruggevonden. Soorten zoals paling, gibel, karper en rietvoorn werden enkel in het stroomafwaartse deel te Boortmeerbeek teruggevonden (Tabel 27).

Tabel 27. Overzicht van het voorkomen van soorten op het Kanaal Leuven-Dijle. VVO = verticaal verstevigde oever.

Soort	Locatie					
	Leuven	Leuven	Tildonk	Tildonk	Boortmeerbeek	Boortmeerbeek
	VVO	Plasberm	VVO	Plasberm	VVO	Plasberm
baars	x	x	x	x	x	x
blankvoorn	x	x		x	x	x
zeelt	x	x		x		x
snoek	x					
snoekbaars		x				
pos	x	x	x	x		
driedoornige	x	x		x		
bittervoorn		x		x		
paling					x	x
gibel						x
karper						x
rietvoorn						x

4.3.4.1.2 Kanaal Charleroi-Brussel en Kanaal Brussel-Schelde

Over de hele lengte van het kanaal werden baars, blankvoorn, kolblei, paling, blauwbandgrondel en driedoornige stekelbaars waargenomen. De laatste twee soorten werden echter uitsluitend in de plasbermen teruggevonden. In de plasbermen stroomopwaarts en -afwaarts Brussel, in Lot en Grimbergen, werden bittervoorn, karper en winde

terugggevonden. Giebel werd waargenomen in de plasbermen van Lot en Wintam. Zeelt en brasem, daarentegen, werden enkel gevangen in Grimbergen. Snoekbaars, alver, zonnebaars, pos en rietvoorn werden zowel in Grimbergen als Wintam waargenomen. In Wintam werden snoek, zwartbekgrondel, zeebaars, bot en een hybride van kopvoorn en winde waargenomen. Bot en zeebaars, katadrome vissen, werden in het stroomafwaartse deel van het kanaal teruggevonden, in Wintam (Tabel 28).

Tabel 28. Overzicht van het voorkomen van soorten op het Kanaal Charleroi-Brussel en het Kanaal Brussel-Schelde. VVO = verticaal verstevigde oever.

Soort	Locatie					
	Lot		Grimbergen		Wintam	
	VVO	Plasberm	VVO	Plasberm	VVO	Plasberm
baars	x	x	x	x	x	x
blankvoorn	x	x	x	x	x	x
kolblei	x	x		x	x	x
paling	x	x	x	x	x	x
blauwbandgrondel		x		x		x
driedoornige stekelbaars		x		x		x
bittervoorn		x		x		
karper		x		x		
winde		x		x		
giebel		x				x
zeelt			x	x		
brasem				x		
snoekbaars			x	x		x
alver				x		x
zonnebaars				x		x
pos				x	x	x
rietvoorn				x	x	x
snoek					x	
zwartbekgrondel					x	x
bot						x
diklipharder						x
Winde x kopvoorn						x
zeebaars						x

4.3.4.2 Huetzonerings en ecologische gildes

Op basis van de Huetzonerings (Huet 1962) kunnen we besluiten dat de kanalen volledig tot de brasemzone behoren. Bijgevolg worden soorten verwacht zoals pos, rietvoorn, karper, zeelt, snoekbaars, paling, baars, snoek, blankvoorn, zeelt en brasem.

In Tabel 29 wordt een overzicht gegeven van de waargenomen vissoorten in ecologische gilden (Crombaghs et al., 2000):

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

Tabel 29. Indeling van de waargenomen soorten per ecologische gilde (Rp: partieel rheofiel, Ro: obligaat rheofiel, Re estuarien rheofiel) (Crombaghs et al., 2000).

Gilde	Vissoort
-------	----------

Rheofiel	
Partieel (Rp)	alver
	blauwbandgrondel
	winde
Estuarien (Re)	bot (katadroom)
Gilde	Vissoort
	paling (katadroom)
Eurytoop	baars
	blankvoorn
	brasem
	driedoornige stekelbaars
	karper
	kolblei
	paling
	pos
	snoekbaars
	zonnebaars
	zwartbekgrondel
Limnofiel	bittervoorn
	giebel
	rietvoorn
	snoek
	zeelt
Mariene vis	diklipharder
	zeebaars

4.3.4.2.1 Kanaal Leuven-Dijle

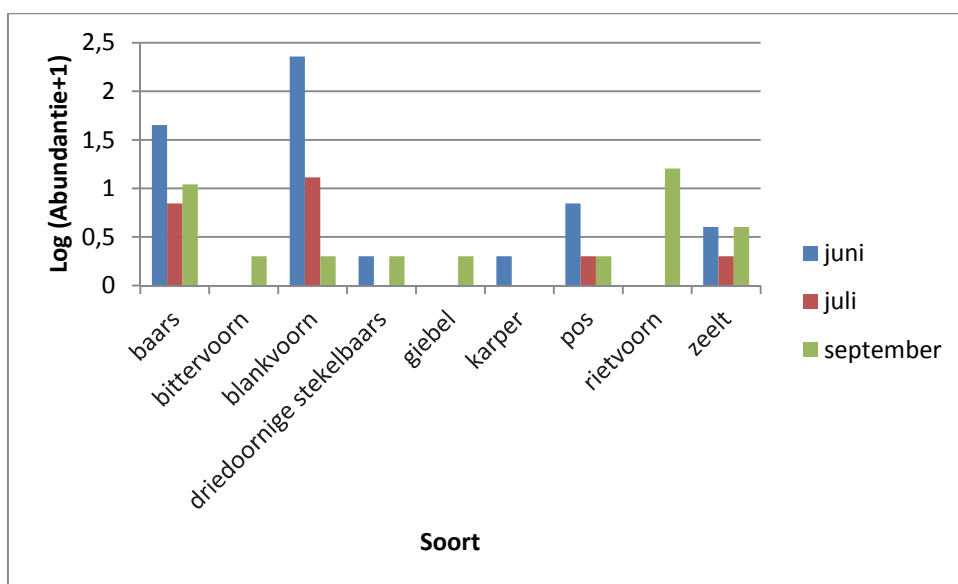
Zeven van de in totaal 12 waargenomen vissoorten behoren tot de eurytope gilde. De vijf overige soorten zijn limnofiel. Deze soorten kunnen als typisch beschouwd worden voor het Kanaal Leuven-Dijle.

4.3.4.2.2 Kanaal Charleroi-Brussel en het Kanaal Brussel-Schelde

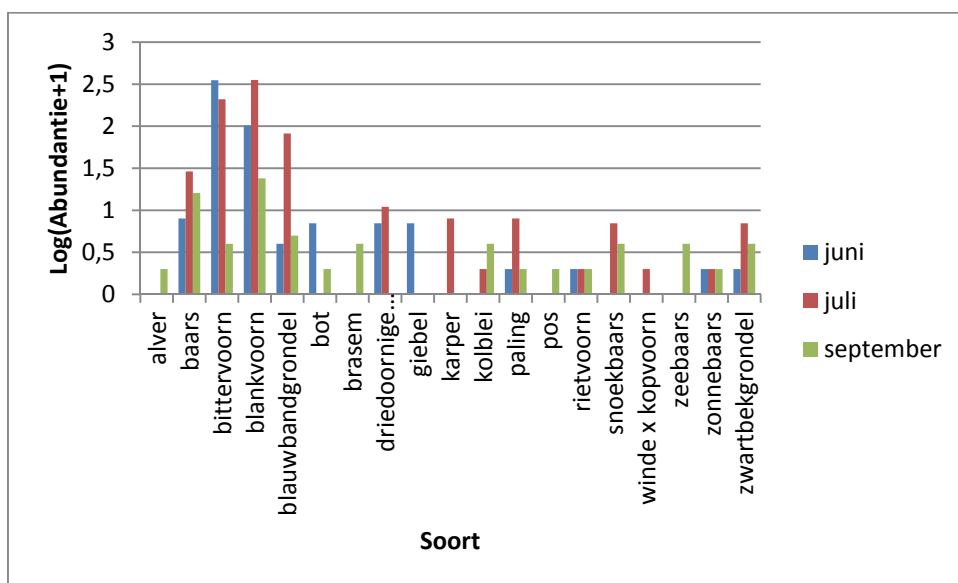
Elf van de 23 aangetroffen vissoorten behoren tot de eurytope gilde. Vijf soorten zijn limnofiel. Dit zijn typische soorten voor het kanaal. Er werden eveneens drie partieel rheofielen aangetroffen: alver, blauwbandgrondel en winde. Ook werd er een hybride tussen kopvoorn en winde aangetroffen. Opmerkelijk is de aanwezigheid van bot en zeebaars te Wintam. Bot is een katadrome trekvis. De juvenielen die aangetroffen werden, migreren weer stroomopwaarts. Zeebaars en diklipharder zijn mariene soorten die soms in het stroomafwaartse deel van de waterlopen terug te vinden zijn.

4.3.4.3 Evolutie van de abundantie per soort

De evolutie van de abundantie per soort over de verschillende staalnamemaanden geeft een beeld van de terugval in abundantie die algemeen wordt vastgesteld na de paaiperiode bij vissen (Figuur 94 en 95).



Figuur 93. Abundantie van de juveniele individuen per soort voor het totaal van de vangsten ongeacht de staalnamemethode verspreid over de verschillende staalnamemaanden voor het Kanaal Leuve-Dijle.



Figuur 94. Abundantie van de juveniele individuen per soort voor de verschillende staalnamemaanden en staalnamemethoden voor de kanalen Charleroi-Brussel en Brussel-Schelde.

Deze figuren bevestigen ook de beschreven paaiperiodes van de verschillende vissoorten (Tabel 30).

Tabel 30. Paaiperiode die in de literatuur wordt vermeld voor de vissen die in de kanalen van de verschillende studiegebieden werden aangetroffen.

Soort	jan	feb	maa	apr	mei	juni	jul	aug	sep
alver				x	x	x			
baars				x	x				
bittervoorn				x	x	x	x		
blankvoorn				x	x	x			
blauwbandgrondel					x	x	x	x	x
bot	x	x							
brasem				x	x	x			

Soort	jan	feb	maa	apr	mei	juni	jul	aug	sep
diklipharder									
driedoornige				x	x	x			
giebel					x	x			
karper					x	x			
kolblei					x	x			
paling									
pos				x	x	x			
rietvoorn					x	x			
snoek		x	x						
snoekbaars				x	x				
winde			x	x	x				
winde x kopvoorn									
zeebaars									
zeelt					x	x	x	x	x
zonnebaars						x	x	x	
zwartbekgrondel				x	x	x	x	x	x

4.3.4.4 Populatiesamenstelling per soort

De analyse van de lengteverdeling per soort geeft informatie over de stabiliteit van de populatie van deze soort. Voor elke soort werd het bereik berekend als het verschil van de minimale en de maximale waargenomen lengte. Vervolgens werd het maximale verschil tussen twee waargenomen individuen berekend en werd dit verschil uitgedrukt als percentage van het bereik. De literatuur geeft aan dat de duurzaamheid van een populatie recht evenredig is met de aanwezigheid van alle mogelijke levens- en dus ook lengteklassen (Vandelannoote et al., 1999). In deze studie werd een populatie als duurzaam beschouwd wanneer het maximale verschil tussen twee opeenvolgende individuen in lengteklasse kleiner was dan 25% van het bereik.

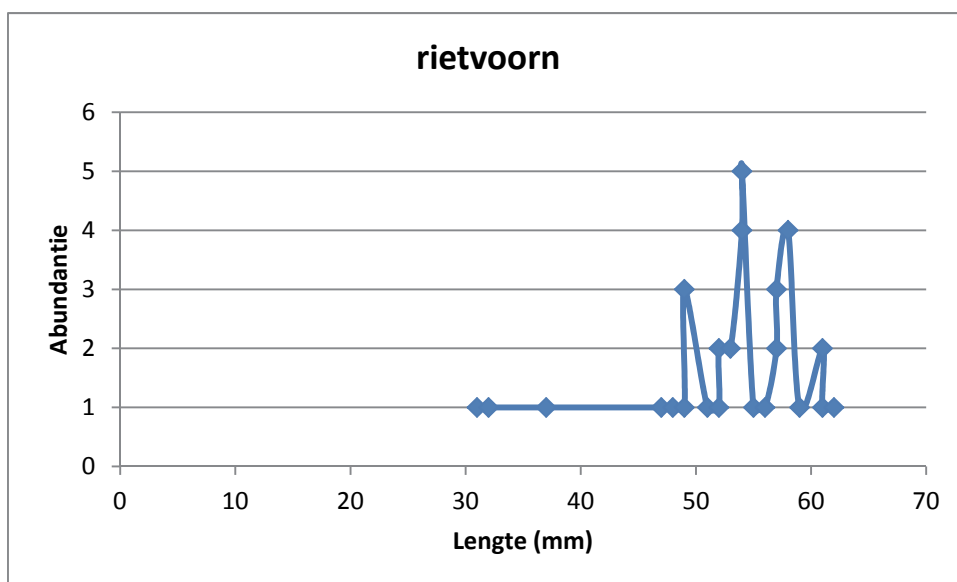
4.3.4.4.1 Kanaal Leuven-Dijle

Voor paling, snoek en snoekbaars werden geen juvenielen teruggevonden. Voor bittervoorn, driedoornige stekelbaars en giebel zijn slechts enkele individuen aangetroffen (Tabel 31). De populaties van rietvoorn en zeelt vertonen wel een gevarieerde juvenielenpopulatie, maar er werd slechts een beperkt aantal lengteklassen waargenomen onder de kleinste lengteklasse en de juvenielen. Mogelijks heeft dit te maken met de vangstefficiëntie van het elektrisch vissen. Ondanks de inspanningen om de vangstefficiëntie te verhogen door het nemen van verschillende bemonsteringspunten en het werken met een kleine anode, is de kans groter voor het ontbreken van de kleinere lengteklassen. Ter illustratie wordt de lengteverdeling voor rietvoorn voor de volledige staalnameperiode weergegeven (Figuur 95).

Tabel 31. Lengtebereik per soort en maximaal lengteverschil tussen 2 opeenvolgende individuen met verschillende lengte binnen een populatie gedurende de volledige bemonsteringsperiode in het Kanaal Leuven-Dijle. De maximale verschillen hoger dan 25% zijn vetgedrukt, net als de soorten die met deze verschillen overeenkomen.

Naam	Bereik (mm)	Maximaal verschil (mm)	Maximaal verschil (%)
baars	171	20	12
bittervoorn	/	/	/
blankvoorn	62	8	13
driedoornige stekelbaars	23	25	76
giebel	35	177	49
karper	9	2	22
paling	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
pos	84	35	42
snoek	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.

Naam	Bereik (mm)	Maximaal verschil (mm)	Maximaal verschil (%)
snoekbaars	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
rietvoorn	31	10	32
zeelt	145	38	26



Figuur 95. Lengteverdeling voor rietvoorn voor de volledige staalnameperiode in het Kanaal Leuven-Dijle.

4.3.4.4.2 Kanaal Charleroi-Brussel en het Kanaal Brussel-Schelde

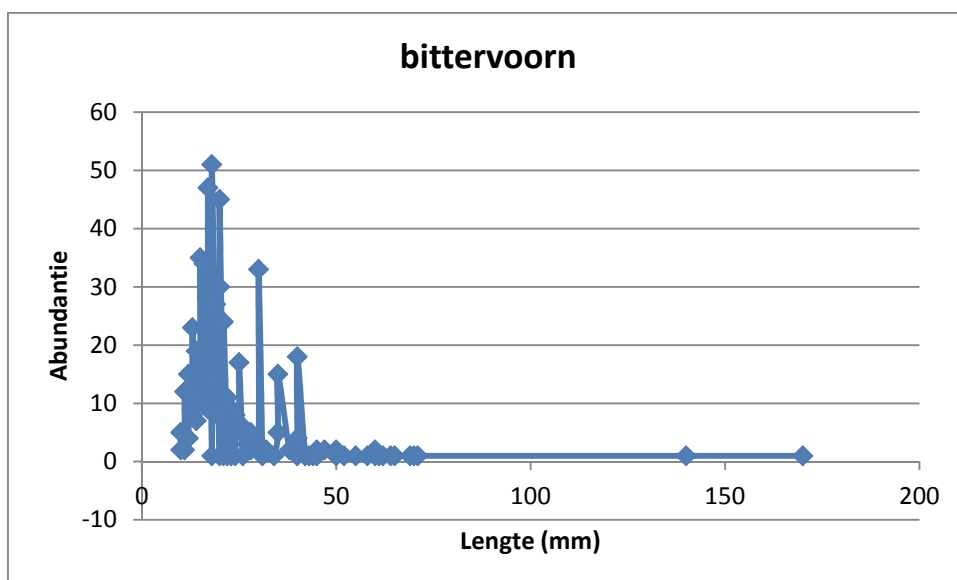
Voor alver, diklipharder, karper, pos, winde, zeelt en bot werden slechts enkele individuen teruggevonden, waardoor het ontbreken van verschillende leeftijdscategorieën verklaard wordt (Tabel 32).

Tabel 32. Lengtebereik per soort en maximaal lengteverschil tussen 2 opeenvolgende individuen met verschillende lengte binnen een populatie gedurende de volledige bemonsteringsperiode in de kanalen Charleroi-Brussel en Brussel-Schelde. De maximale verschillen hoger dan 25% zijn vetgedrukt, net als de soorten die met deze verschillen overeenkomen.

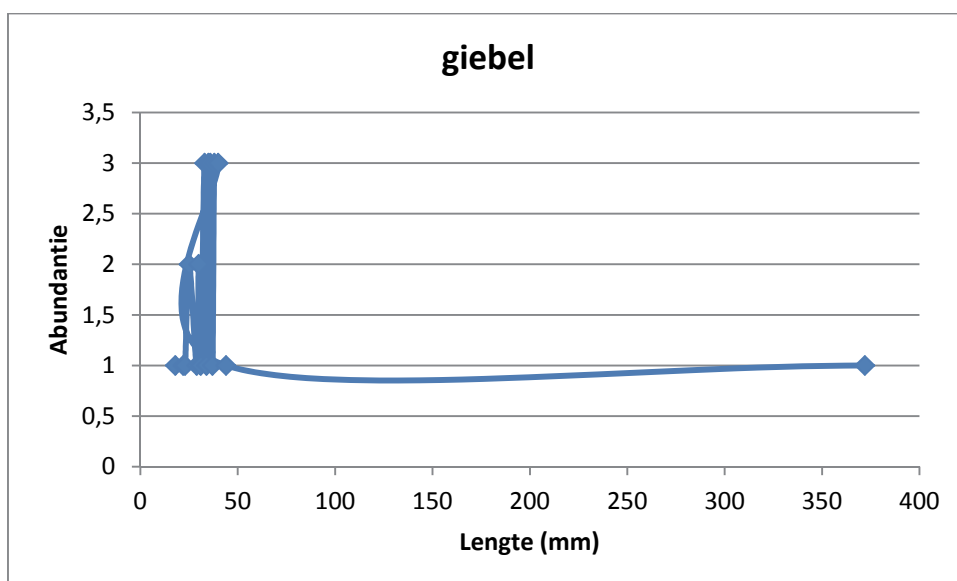
Naam	Bereik (mm)	Maximaal verschil (mm)	Maximaal verschil (%)
alver	36	27	75
baars	192	20	10
bittervoorn	160	69	43
blankvoorn	274	40	15
blauwbandgrondel	71	5	7
bot	43	15	35
brasem	153	122	80
diklipharder	/	/	/
giebel	372	354	93
karper	43	20	47
kolblei	114	42	37
paling	740	63	9
pos	55	46	84
rietvoorn	161	28	17
snoek	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
snoekbaars	485	482	38
winde	335	310	93

Naam	Bereik (mm)	Maximaal verschil (mm)	Maximaal verschil (%)
winde x kopvoorn	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
zeebaars	42	10	24
zeelt	60	46	77
zonnebaars	85	22	26
zwartbekgrondel	116	23	20

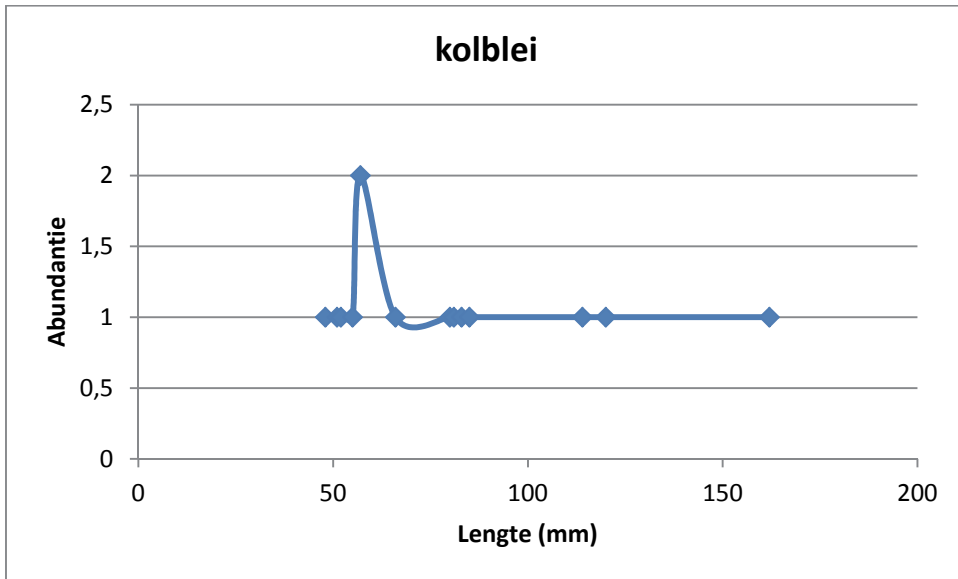
De populaties van en bittervoorn, kolblei, brasem, snoekbaars, zonnebaars bot vertonen een gevarieerde juvenielenpopulatie, maar er werd maar een beperkt aantal lengteklassen waargenomen tussen de maximale lengteklassen en de juvenielen (Figuur 96-102). Mogelijks heeft dit te maken met een probleem van vangstefficiëntie, waarbij de grotere lengteklassen van de juvenielen gemakkelijker kunnen ontsnappen door het gebruik van een kleine anode. Anderzijds kunnen grotere juvenielen ook gemakkelijker ontsnappen uit schietfuisen door de maaswijdte. Voor snoekbaars ontbreken echter de lengteklassen tussen 200 en 400 mm. Mogelijks heeft dit te maken met vandalisme op de uitgezette fuisen. Zowel in Lot als in Grimbergen (RO) werden de fuisen gedeeltelijk geleidigd, waardoor informatie verloren is gegaan.



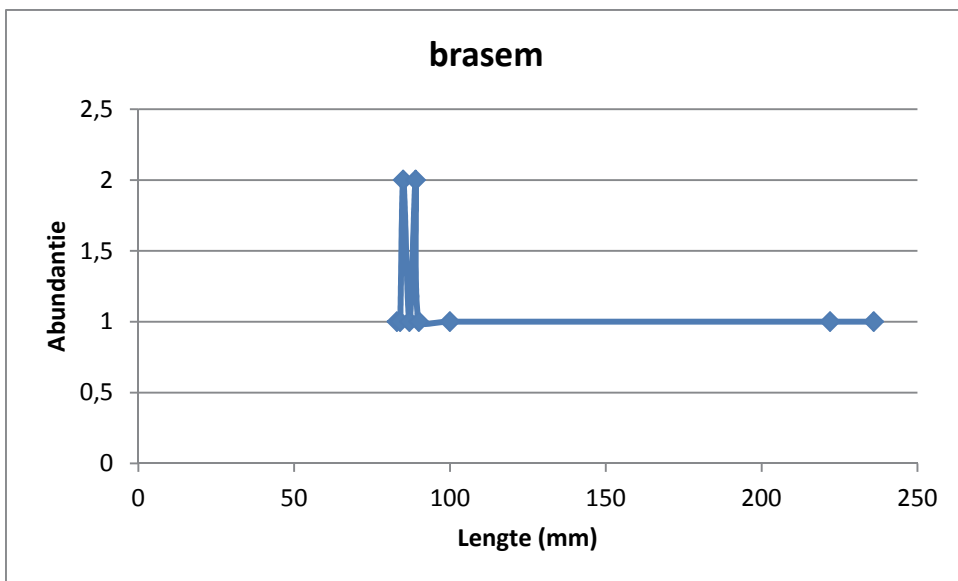
Figuur 96. Lengteverdeling voor bittervoorn voor de volledige staalnameperiode in het Kanaal Charleroi-Brussel en het Kanaal Brussel-Schelde.



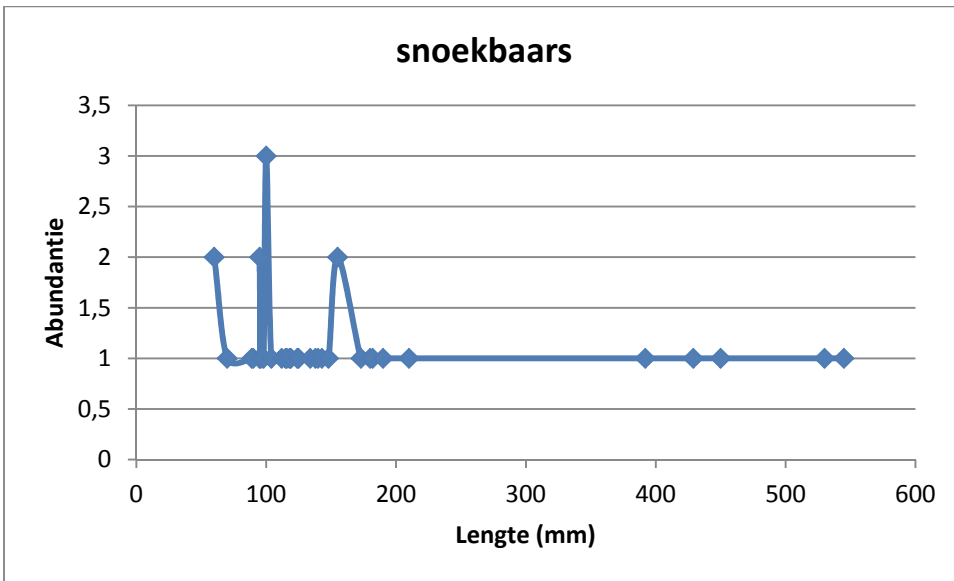
Figuur 97. Lengteverdeling voor bot voor de volledige staalnameperiode in het Kanaal Charleroi-Brussel en het Kanaal Brussel-Schelde.



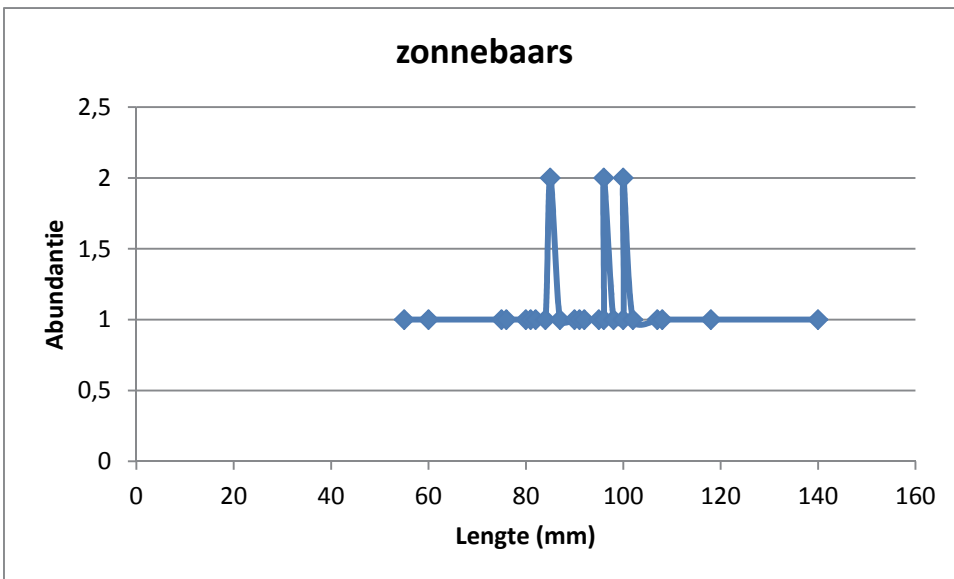
Figuur 98. Lengteverdeling voor kolblei voor de volledige staalnameperiode in het Kanaal Charleroi-Brussel en het Kanaal Brussel-Schelde.



Figuur 99. Lengteverdeling voor brasem voor de volledige staalnameperiode in het Kanaal Charleroi-Brussel en het Kanaal Brussel-Schelde.



Figuur 100. Lengteverdeling voor snoekbaars voor de volledige staalnameperiode in Brussel-Schelde.



Figuur 101. Lengteverdeling voor zonnebaars voor de volledige staalnameperiode in het Kanaal Brussel-Schelde.

5 Discussie

5.1 Waterkwaliteit

Plasbermen kunnen een slechte waterkwaliteit hebben als gevolg van een geringe wateruitwisseling met de waterweg (CUR, 1999; Sukhodolova et al., 2017). De geringe wateruitwisseling kan een gevolg zijn van te weinig openingen in de vooroever, sedimentatie of hoge bedekkingen van water- of oevervegetatie.

De waterkwaliteit in een plasberm kan dermate slecht worden dat deze niet meer geschikt is voor verschillende waterorganismen. Zo stellen Weber & Wolter (2016) een arme visgemeenschap vast in een 5 jaar oude plasberm langs de Spree. De zuurstofwaarden tijdens de zomermaanden daalden in de plasberm onder de 2 mg/l, wat niet meer leefbaar is voor de meeste vissoorten (Sukhodolova et al., 2017). Als oorzaak geven de auteurs een geringe wateruitwisseling tussen plasberm en waterweg aan door abundante water- (gele plomp en grof hoornblad) en oevervegetatie (riet). De afbraak van het organisch materiaal zorgt voor lagere zuurstofconcentraties. Opmerkelijk is dat er twee jaar na de aanleg van de plasberm wel nog een diverse visgemeenschap werd waargenomen in deze plasberm (Wolter, 2010).

In de meetpunten langs het Kanaal Leuven-Dijle liggen de opgeloste zuurstofwaarde veelal boven de richtwaarde van 6 mg/l (Besluit van de Vlaamse Regering van 21 mei 2010). Tevens worden geen verschillen in zuurstofwaarden aangetroffen tussen de plasbermen en de waterweg.

In de meetpunten langs het Kanaal Leuven-Dijle is de gemiddelde opgeloste zuurstofwaarde voor de lente 9,6 mg/l en 6,0 mg/l voor de zomer. Langs het Kanaal Brussel-Schelde worden wel verschillen waargenomen, maar de verschillen zijn over het algemeen beperkt. Zo worden lagere waarden van opgeloste zuurstof gemeten in de plasbermen tijdens de zomermaanden, maar de verschillen beperken zich tot minder dan 1 mg/l. De plasbermen zone 4a en zone 4b te Grimbergen kennen de belangrijkste verschillen in zuurstofwaarden. Op enkele meetpunten in deze plasbermen werden tijdens de lente 2015 en de zomer 2015 immers verschillen gevonden tussen 1 en 2 mg/l. Een verdere opvolging van de waterkwaliteit blijft dan ook wenselijk voor deze plasbermen.

Te Lot langs het Kanaal Charleroi-Brussel zijn de opgeloste zuurstofwaarde, op één meting na, steeds hoger dan 6 mg/l. In de zomer werden lagere waarden van opgeloste zuurstof gemeten in de plasbermen ten opzichte van de waterweg. De verschillen liggen rond 1 mg/l opgeloste zuurstof maar lopen bij één meting op tot 1,8 mg/l. Een verdere opvolging van de waterkwaliteit in de plasberm blijft hier eveneens wenselijk.

Ook langs het Kanaal Gent-Oostende te Beernem wordt tijdens de zomermaanden sterke verschillen in zuurstofwaarden gemeten tussen de plasberm en de waterweg: de mediaanwaarde voor opgeloste zuurstof in de plasberm bedraagt 3,3 mg/l terwijl de mediaanwaarde in de waterweg 5,2 mg/l is (metingen van 2013, 2014 en 2016). Wellicht ligt de afbraak van organisch beladen sediment samen met de geringe wateruitwisseling (als gevolg van sedimentatie en de gevestigde oevervegetatie) aan de basis van de slechtere waterkwaliteit in de plasberm (Van Kerckvoorde & De Geest, 2014).

5.2 Oever- en watervegetatie

Oevertrajecten langs waterwegen verstevigd met harde materialen, bv. een verticaal verstevigde betonoever bieden nauwelijks mogelijkheden voor oevervegetatie. Redenen omvatten:

- de harde oeververstevigingen bieden geen of weinig ruimte voor vegetatie,
- een smalle oeverzone door steile hellingen,
- het belemmeren van de vestiging van oevervegetatie door golven en stromingen afkomstig van scheepvaart (Coops et al., 1991),
- het hinderen van de ontwikkeling van oevervegetatie door schade en ontworteling eveneens als gevolg van golven en stromingen door scheepvaart (Asplund & Cook, 1997; Murphy et al., 1995).

Om negatieve ecologische effecten van scheepvaart te mitigeren kan het aandeel van natuurvriendelijke oevers worden verhoogd. Een mogelijkheid is het aanleggen van plasbermen. Door de constructie van een vooroever wordt beoogd om de golven en stromingen van de scheepvaartactiviteiten op te vangen (Söhngen et al., 2008). Als

gevolg kan een luwe zone ontstaan in de plasberm, de ruimte tussen de vooroever en de eigenlijke kanaaloever, waardoor er mogelijkheden zijn voor de vestiging en ontwikkeling van oevervegetatie.

In de bestudeerde plasbermen kon over het algemeen oevervegetatie ontwikkelen. In de plasberm aan de Aarschotsesteenweg van het Kanaal Leuven-Dijle is er gedurende de gehele monitoringperiode een rietkraag aanwezig, die zorgt voor een continue hoge bedekking van typische oeversoorten. De uitbreiding van de rietkraag ging wel gepaard met een homogenisering van de vegetatie, waarbij het aantal natte ruigtesoorten afnam. De plasberm stroomafwaarts Bieststraat werd in 2012 en 2014 gekenmerkt door bedekkingen van typische en facultatieve oeversoorten tussen 60 en 90%. In 2016 liggen de bedekkingen tussen 40 en 60%. Sterk contrasterend hiermee is de plasberm stroomopwaarts Bieststraat, die eenzelfde opbouw heeft, waar maximale bedekkingen van typische en facultatieve oeversoorten slechts 20% bereiken. Mogelijk werd de oevervegetatie hier sterk aangetast door predatie van (verwilderde) ganzen. Bovendien werd de oever in 2015 volledig heraangelegd. Bij de plasberm te Herent is de bedekking van oeversoorten overwegend hoger dan 60%, opgebouwd uit onder meer grote lisdodde, riet, oeverzegge en de waterplant witte waterlelie. De bedekking van witte waterlelie is in de monitoringperiode afgenomen.

Aan het Kanaal Brussel-Schelde te Grimbergen worden de onderzochte plasbermen ter hoogte van de kanaaloever gedomineerd door wilgenstruiken. Door competitie voor licht en ruimte kan de kruidige oevervegetatie er zich slechts in geringe mate ontwikkelen. Hoewel de mediaanwaarde voor de kruidbedekking 39% bedraagt, is de mediane bedekking van oeversoorten slechts 3%. In vrijwel alle opnames is de exoot oranje springzaad aanwezig, doch aan lage bedekkingen.

Te Wintam werd voor alle proefvlakken gelegen aan de kanaaloever tussen 2014 en 2016 een toename in bedekking van zowel de kruidlaag als de struiklaag vastgesteld, waarbij de mediaanwaarde van de kruidlaag inmiddels 109% bedraagt. Dominerende soorten in de kruidlaag zijn vooral scherpe zegge, moeraszegge en riet. Hierdoor hebben alle proefvlakken een bedekking van oeversoorten tussen 75 en 125%. Eén proefvlak bestaat uit bloemrijke natte ruigte van heeblaadjes, grote kattenstaart, gele lis, moeraspirea, gewone engelwortel en scherpe zegge. De meest opvallende verandering werd opgetekend voor het proefvlak waar in 2014 nog overwegend hazenpootje voorkwam, en waar nu scherpe zegge domineert. De struikbedekking ligt bij drie proefvlakken aan de kanaaloever tussen 50 en 80%, bij één proefvlak komt geen struiklaag voor.

De kruidlaag van de proefvlakken aan de vooroever is bij drie van de vier proefvlakken slecht ontwikkeld waarbij oeversoorten niet groeien of maximaal slechts 10% bedekken. In één proefvlak is er een hoge kruidbedekking door oeversoorten (92%), met name riet, moeraszegge en oranje springzaad. De struiklaag is variabel: in één proefvlak domineren wilgen, in een ander proefvlak bereiken wilgen een kwart bedekking en in de overige twee proefvlakken komen geen struiken voor.

Aan het Kanaal Charleroi-Brussel te Lot wordt één proefvlak aan de kanaaloever gedomineerd door riet (bedekking van 97%) terwijl in het andere proefvlak vooral gele lis en riet bedekken (50 en 30%). Struiken ontbreken er. Aan de vooroever komt een oevervegetatie voor met bedekkingen van net geen 60% bestaande uit voornamelijk kalmoes en harig wilgenroosje en groeien wilgen met een bedekking tussen 10 en 30%. In de plasberm te Lot groeit bovendien de waterplant gele plomp. Deze resultaten bevestigen dat plasbermen mogelijkheden bieden voor de ontwikkeling van overwegend productieve oeversoorten; in deze gevallen voornamelijk riet, grote en kleine lisdodde en grote egelskop, maar ook kleinere oeversoorten zoals zegges en wolfsfoot. Waterplanten van stilstaande waters (witte waterlelie en gele plomp) konden zich slechts beperkt vestigen.

Andere studies van plasbermen beschrijven eveneens een vestiging en ontwikkeling van oevervegetatie in plasbermen langs kanalen (Boedeltje et al., 2001; Boeters et al., 1997) of rivieren (Weber et al., 2012). Het vestigen en ontwikkelen van watervegetatie in een plasberm is blijkbaar niet evident. Ook in de plasberm te Beernem langs het Kanaal Gent-Oostende groeien geen wortelende waterplanten (Van Kerckvoorde & De Geest, 2014). Boeters et al. (1997) vonden quasi geen wortelende waterplanten in een 4-6 jaar oude plasberm. Echter, Weber et al. (2012) en Boedeltje et al. (2001) vonden een abundante watervegetatie in plasbermen. Een mogelijke verklaring voor het moeilijk vestigen en handhaven van waterplanten in plasbermen kan niet-geschikte milieuomstandigheden zijn. Zo beschrijven Boedeltje et al. (2001) dat wortelende waterplanten in plasbermen enkel voorkwamen bij dunne sedimentlagen (<2cm) met laag gehalte aan organisch materiaal. Plasbermen hebben dikwijls te lijden onder sedimentatie waardoor de waterkwaliteit ondermaats kan zijn. Voldoende dynamiek kan het sedimentatieproces beperken.

5.3 Visgemeenschappen

In deze studie werd de geschiktheid van verschillende habitattypes voor vispopulaties onderzocht. Hierbij werd gefocust op juveniele individuen en de rol van twee mesohabitats, nl. verticaal verstevigde oevers (VVO) en plasbermen. Alle plasbermen zijn gebaseerd op hetzelfde concept namelijk een luwe zone afgeschermd door een vooroever. Binnen de mesohabitats werd eveneens aandacht besteed aan de microhabitats (riet, moerasvegetaties, grazige vegetaties, houtige begroeiing, afkalvende oevers, breuksteen, schanskorven, beton). Kort samengevat kunnen we het volgende besluiten:

Verticaal verstevigde oevers

Dit oevertype wordt gekenmerkt door het laagste aantal vissoorten. Gevoelige soorten komen er nauwelijks voor. Bovendien vertonen visgemeenschappen bij 'verticaal verstevigde oevers een lage abundantie, een zeer hoge dynamiek en een lage functionele organisatie. De verschillende resultaten van het elektrisch vissen tonen aan dat er wel vissen aanwezig zijn ter hoogte van dit type oevers maar dat deze oevers nagenoeg geen schuilhabitat bieden. Bovendien zijn de populaties ter hoogte van deze oevers minder stabiel en gevoeliger voor verstoringen door de lage functionele organisatie.

Dit wordt ook geïllustreerd door de lage lengtescore van de vispopulaties bij dit type oevers. Gemiddeld worden ter hoogte van verticaal verstevigde oevers grotere vissen waargenomen. Het feit dat minder kleine juvenielen worden gevangen wijst een beperkt belang van dit oevertype voor de voortplanting van een aantal soorten.

'Verticaal verstevigde oevers kunnen bijgevolg beschouwd worden als het slechtst mogelijke oevertype in alle bestudeerde kanalen vanuit vispopulatieperspectief. Deze oevers bevatten maar een klein aantal microhabitattypes met een beperkt aantal schuilmogelijkheden (beton en schanskorven). Enkel op het Kanaal Leuven-Dijle ter hoogte van de Aarschotsesteenweg heeft zich waterriet kunnen ontwikkelen voor de verstevigde oevers. Elders vormen deze oevers een ondergrens van het habitatkwaliteitsbereik op deze kanalen.

Naar inrichting en beheer toe, kunnen we dus stellen dat 'verticaal verstevigde oevers een te vermijden oevertype vormen dat enkel op de noodzakelijke locaties moet worden toegepast. Waar mogelijk worden best vooroevers aangelegd om de submerse habitatheterogeniteit en –kwaliteit te verhogen, zonder hierbij in conflict te komen met de minimaal vereiste breedte voor scheepvaart.

Plasbermen: vooroever met luwe zone

Dit type oevers herbergt een groter gemiddeld aantal soorten en ook gevoelige soorten dan de verticaal verstevigde oevers. Ongeacht de vangstechnieken vertonen vispopulaties een grotere abundantie langs de natuurtechnische oevers. De visgemeenschappen vertonen er een gemiddelde dynamiek en functionele organisatie. Dit wijst op een stabiele, draagkrachtige gemeenschap ter hoogte van deze natuurvriendelijke oevers. Opvallend is de goede lengtescore van verschillende vissoorten bij breuksteen, hoogst waarschijnlijk door de talrijke schuilmogelijkheden die dergelijke habitat biedt.

Algemeen werd in het Kanaal Leuven-Dijle 12 soorten gevangen, waarvan minstens 7 soorten een levensvatbare en gezonde populatie vertonen. De resultaten geven aan de populaties van de overige 5 soorten (bittervoorn, driedoornige stekelbaars, giebel, rietvoorn, zeelt) minder evenwichtig zijn uitgebouwd. Voor het Kanaal Charleroi-Brussel en het Kanaal Brussel-Schelde werden 23 soorten waargenomen, waarvan 13 soorten ogenschijnlijk minder stabiele populaties vertonen (alver, bittervoorn, bot, brasem, diklipharder, giebel, karper, kolblei, pos, snoekbaars, winde, zeelt en zonnebaars). Mogelijks zijn deze populaties minder duurzaam of zijn de bemonsterde habitats geen typehabitats voor deze soorten. Opmerkelijk is de vangst van gevoelige soorten zoals zeebaars en bot, de habitatrichtlijnsoort bittervoorn en de Rodelijstsoorten alver en winde. Bovendien werd de meerderheid van de soorten enkel gevangen ter hoogte van de plasbermen. De resultaten geven de potenties aan voor de inrichting van plasbermen om tot een grotere habitatdiversiteit te komen.

5.4 Aandachtspunten bij aanleg van plasbermen

Een grotere ecologische potentie voor plasbermen ontstaat wanneer de kanaaloever onverstevigd wordt gelaten en er een flauwe helling wordt ingericht, desnoods enkel ter hoogte van de waterlijn wanneer de ruimte beperkt is. Op die manier ontstaan immers geleidelijke overgangen tussen de droge condities op de kruin en de natte condities

aan de waterlijn. Verschillende oeversoorten vereisen andere bodemcondities voor de kieming en voor de ontwikkeling van zaailingen. Zo kunnen bv. grote en kleine lisdodde zich vestigen onder de waterlijn terwijl bv. riet en gele lis een droogvallende oever nodig hebben (Coops & Van Der Velde, 1995). Een flauw hellend talud zorgt dat dergelijke variatie in vochtcondities kan ontstaan waardoor er kansen zijn voor verschillende oeversoorten. Verticaal verstevigde oevers vormen een te vermijden oevertype dat enkel op noodzakelijke locaties (bv. geen beschikbare ruimte) dient te worden toegepast

Inrichtingsmaatregelen die gericht zijn op het verhogen van de habitatheterogeniteit bieden ecologische kansen voor onder meer vispopulaties. Hoe groter de diversiteit van diepte, stroomsnelheid, oeverstructuur en vegetaties in een plasberm hoe beter. Tevens is het aangewezen om de oeverlengte te maximaliseren. Oevers met een gekartelde en onregelmatige rand hebben hogere ecologische potenties dan strakke en rechte oevers. Het plaatsen van paaiorbstels zoals in Boortmeerbeek op het Kanaal Leuven-Dijle, biedt potenties bij de ontwikkeling van vispopulaties. Dit is vooral nuttig wanneer de oevers pas zijn aangelegd of wanneer de vegetatie moeilijk tot ontwikkeling komt.

De vooroever wordt bij voorkeur aangelegd met stortstenen of schanskorven, eerder dan met damplanken, wegens de hogere habitatdiversiteit. Voor de opvulling van de schanskorven geniet een grof kaliber van stenen de voorkeur, zonder verdere afdichting met bv. asfaltmestiek, steen- of gietasfalt. Op die manier ontstaan veel interstitiële holtes die kansen bieden voor fauna en flora (Van Kerckvoorde & De Geest, 2014).

Het is van belang om voldoende wateruitwisseling tussen de plasberm en de eigenlijke waterweg te hebben om de waterkwaliteit in de plasberm te handhaven (zie ook §5.1). Wateruitwisseling kan door openingen in de vooroever te voorzien. Er dient een evenwicht te worden gevonden: te veel openingen kan aanleiding geven tot te veel dynamiek (golfwerking, waterspiegelverandering); te weinig openingen kunnen zorgen voor sedimentatie en een slechte waterkwaliteit in de plasberm (Van Kerckvoorde & De Geest, 2014; CUR, 1999; Sukhodolova et al., 2017). Een inrichting waarbij de openingen kunnen aangepast worden in de tijd naargelang de evolutie van de plasberm (zoals de vegetatieontwikkeling of de waterkwaliteit) zou ideaal zijn.

Indien mogelijk kan bij de inrichting van een plasberm de bestaande oevervegetatie worden gespaard of oevervegetatie aangeplant of aangebracht. Dit werd verricht bij de aanleg van de vooroever aan de Aarschotsesteenweg op het Kanaal Leuven-Dijle. Op die manier is er direct na aanleg oevervegetatie aanwezig. Echter, een snelle spontane kolonisatie door oevervegetatie in plasbermen valt te verwachten aangezien veel oeversoorten algemeen voorkomen in Vlaanderen en zaden of propagulen hebben die zich gemakkelijk verspreiden via water.

Omdat altijd een aantal randvoorwaarden (scheepvaart, veiligheid, waterafvoer) gerespecteerd moeten worden, is de aanleg van plasbermen maatwerk. De resultaten van dit rapport tonen aan dat habitatdiversiteit een goede basis vormt voor de aanleg van ecologisch potentierijke plasbermen.

5.5 Beheer van plasbermen

5.5.1 Beheer van rietvegetatie

Indien de uitgangssituatie en hydrologie optimaal is kunnen rietvegetaties standhouden zonder enige beheervorm (Haslam, 1972; Van Ryckegem et al., 2010), maar uiteindelijk zal bij nulbeheer verruiging (met bv. grote brandnetel, braam, kleeftkruid of haagwinde) en verbossing (met bv. wilgen) optreden (Vandenbussche et al., 2002). Beperkt beheer kan initieel bestaan uit het selectief verwijderen van zaadbomen die in het gebied opschieten.

Rietvegetaties en aan riet gebonden fauna zijn dikwijls gebaat bij een gefaseerd maaibeheer in de winterperiode (tussen november tot en met februari). Gefaseerd maaibeheer verschilt van gewoon maaibeheer doordat niet alles tegelijkertijd wordt gemaaid. Op die manier blijft overjarig riet steeds in de plasberm aanwezig, wat van belang is als broedbiotoop, overwinteringsgebied, schuil- of foerageerplaats. Voor riet is een gefaseerd maaibeheer om de 3 jaar aangewezen (Claus & Janssens, 1994; ter Heerdt, 2010). Begrazing (ondermeer via ganzen) heeft een negatief effect op vestiging en uitbreiding van rietkragen (Bakker, 2010; Van Ryckegem et al., 2010).

De maaimachines moeten de vegetatie zuiver afsnijden, bijvoorbeeld door gebruik te maken van een maaibalk of -korf (Claus & Janssens, 1994). Het maaisel dient te worden weggehaald om voedselaanrijking tegen te gaan. Om slib

en strooisel tussen de rietstoppels te verwijderen kan riet worden uitgekraabd na het maaien (conform de code van goede natuurpraktijk voor waterlopen goedgekeurd door de Vlaamse Regering op 10 juli 2015).

5.5.2 Beheer van bloemrijke natte ruigte en grote zeggenvegetatie

Een bloemrijke oevervegetatie van bv. moerasspirea, grote kattenstaart, poelruit, echte valeriaan, grote wederik kattenstaart, koninginnenkruid, gewone engelwortel, harig wilgenroosje, waterzuring, watermunt, wolfsfoot, moesdistel, kale jonker, gele lis, zwanenbloem, geoord en gevleugeld helmkruid kan een natuurdoel vormen in plasbermen. Dergelijke natte ruigte wordt in stand gehouden of verder ontwikkeld door een maaibeurt in het najaar om de twee tot drie jaar. Ook hier is het wenselijk om gefaseerd te maaien.

Ook grote zeggenvegetatie kan een natuurdoel uitmaken, hoewel dit vegetatietype minder soortenrijk is dan bovenstaande. Dit type wordt gekenmerkt door de dominantie van grote zeggen, zoals oeverzegge, scherpe zegge en moeraszegge, maar ook riet en ruigtesoorten kunnen er in voorkomen. Langs rivieroevers heersen meestal voldoende dynamische omstandigheden waarbij deze vegetatie plekgewijs een eindstadium van de successie kan vormen. Op minder dynamische locaties, zoals in plasbermen heersen, vormt een maaibeurt in het najaar om de twee tot drie jaar een optimaal beheer (Vandenbussche et al. 2002).

5.5.3 Beheer van wilgenstruwelen

Wilgenstruwelen worden best beheerd om scheepvaartactiviteiten niet te hinderen, omwille van oeverstabiliteit (het mogelijk maken van visuele oevercontroles) en om de waterafvoer niet te hinderen (het beletten dat dikke takken in de waterweg of sluzen terecht komen).

Er wordt een gefaseerd kapbeheer voorgesteld met een omlooptijd van 6 jaar waarbij wordt gekapt in trajecten van 250-500 m (zoals voorgesteld langs andere waterwegen: Zeeschelde (Vandevoorde et al., in voorbereiding), Dender (Landmax, 2015) of Bovenschelde (Landmax, 2014)). Wanneer wilgenstruwelen worden afgezet zijn volgende maatregelen aangewezen:

- Het afzetten van de struwelen gebeurt preferentieel vanaf november tot en met februari.
- Het hakhout wordt afgezet minimaal 10cm en maximaal 20cm boven het maaiveld.
- Indien al een knot gevormd is, dan worden de takken best op zo'n 5cm boven de knot verwijderd. Dit om de kans voor het uitlopen vanuit slapende knoppen te verhogen.
- Het afzetten van de struwelen wordt zodanig uitgevoerd dat een glad en egaal wondvlak ontstaat. Pneumatische knipscharen zorgen voor een aanzienlijke beschadiging waardoor kans op inrotting bestaat. Het is dan ook wenselijk om de definitieve snede te maken met een zaag.
- Het kaphout dient te worden verwijderd en afgevoerd, ook indien het hout al dan niet verhakseld wordt. Het hakselhout laten liggen veroorzaakt voedselaanrijking en verruiging van de vegetatie.
- Bodemverdichting en -verstoring dienen te worden voorkomen. Het kapot rijden van bermen en taluds is niet toegestaan.
- Behandeling van de struwelen met bestrijdingsmiddelen is niet wenselijk.
- Bemesting van de struwelen is niet wenselijk.

5.5.4 Beheer van oranje springzaad

Oranje springzaad behoort tot hetzelfde geslacht als de zeer invasieve exoot reuzenbalsemien, dewelke vandaag de dag grote delen van rivier- en kanaaloevers heeft ingepalmd. Het eveneens uitheemse oranje springzaad verspreidt zich op dezelfde wijze (zaden worden afgeschoten en kunnen met het water worden meegevoerd) en heeft minder voedselrijke omstandigheden nodig dan reuzenbalsemien. Het risico bestaat dat dus dat de soort eveneens een invasief karakter heeft in onze contreien. Evenwel werd ze reeds in 2011 voor het eerst opgemerkt langs het Kanaal Brussel-Schelde te Grimbergen en werd geen explosieve uitbreiding vastgesteld. Bovendien is ze niet opgenomen in de Harmonia soortenlijst van het BFIS (Belgian Forum on Invasive Species). Bestrijding (op lokaal niveau) gebeurt het efficiëntst wanneer de soort nog in lage abundanties voorkomt.

Door jaarlijks te voorkomen dat de soort in zaad komt, kan deze binnen enkele jaren lokaal worden uitgeroeid. De soort is immers éénjarig en heeft slechts kortlevend zaad (tot max. 18 maanden). Het met de hand uittrekken van de planten (incl. wortelstelsel) is de meest nauwkeurige maar ook de meest intensieve wijze van bestrijden. De uitgetrokken planten moeten verwijderd worden, aangezien deze kunnen herschieten. Hetzelfde gaat op voor

plantfragmenten. Om deze reden vereist maai-beheer een grondige nazorg. Ook moeten de planten voldoende dicht tegen de grond gemaaid worden om uitschieten te voorkomen. De periode van bestrijding gebeurt best vanaf begin juli tot augustus, wanneer de plant in knop of in bloei komt, maar nog geen zaad gevormd is. Verdere opvolging is noodzakelijk om gemiste planten en hergroei tijdig op te sporen en te verwijderen; idealiter om de twee à drie weken tot en met oktober (de laatste bloeimaand). Een zone moet enkele jaren opgevolgd worden, om te verzekeren dat de soort verdwenen is. Monitoring van de kanaaloevers blijft noodzakelijk om de aanwezigheid van invasieve soorten snel te detecteren en aan te pakken.

Als het praktisch niet haalbaar is om op alle locaties simultaan te bestrijden, moet de bestrijding gefaseerd aangepakt worden, waarbij stroomopwaarts begonnen wordt en men zone per zone volledig afwerkt in stroomafwaartse richting. Hoewel dit een zeer intensieve aanpak vereist, is het beter om kort op de bal te spelen en de situatie niet te laten escaleren. Dit zorgt ervoor dat de totale inspanning finaal binnen de perken blijft.

5.5.5 Uitdiepen

Plasbermen hebben dikwijls te maken met aanslibbing. Deze sedimentatie is afhankelijk van de wateruitwisseling tussen plasberm en waterweg (het aantal openingen in de vooroever), de intensiteit van de scheepvaart, de diepte van de plasberm, de vegetatiebedekking in de plasberm en de aard van de zwevende deeltjes in de waterkolom (De Vries, 1998). Zo wordt een gemiddelde aanslibbing van 2,4 cm/jaar (met een maximum van 4,4 cm/jaar) gemeten voor plasbermen langs de Zuid-Willemsvaart en een gemiddelde aanslibbing van 3,2 cm/jaar (met een maximum van 6,5 cm/jaar) voor plasbermen langs het Wilhelminakanaal (Grontmij|AquaSense, 2007).

Geaccumuleerd slib in plasbermen met geringe wateruitwisseling, kunnen zorgen voor een slechte waterkwaliteit in de plasberm. Hoge fosfaatconcentraties en lage zuurstofwaarden in plasbermen worden dikwijls beschreven (Grontmij|AquaSense, 2007). Tevens kan aanslibbing zorgen voor een snellere natuurlijke successie van de vegetatie (verlanding).

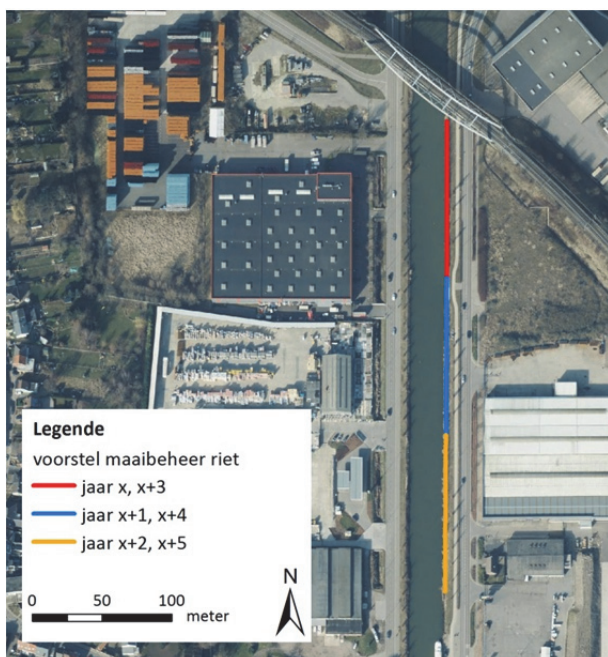
Sommige bestudeerde plasbermen zijn ondiep en (gedeeltelijk) verland, zoals voornamelijk zone 1 te Grimbergen en de plasberm te Lot. Hier kan een uitdieping worden overwogen (zie verder).

5.5.6 Voorstel van beheermaatregelen voor de bestudeerde plasbermen

In onderstaande paragrafen worden concrete beheervoorstellen geformuleerd voor de bestudeerde plasbermen, gebaseerd op de actuele situatie. Daarbij is het beheer gericht op het behoud van de aanwezige rietvegetatie of bloemenrijke ruigte, op het korthouden van wilgenstruwelen, op het behoud of herstel van de oppervlakte open water en op de bestrijding van oranje springzaad. Monitoring van de verdere ontwikkeling van de plasbermen is noodzakelijk om wijzigingen in vegetatie (door spontane successie) op te volgen en adequaat te beheren. Als voorbeeld geldt bv. de plasberm te Lot (Kanaal Charleroi-Brussel) waar sinds 2016 een wilgenstruiklaag aan het ontwikkelen is, waardoor in de toekomst een kapbeheer noodzakelijk zal zijn.

5.5.6.1 Kanaal Leuven-Dijle

Aan de Aarschotsesteenweg is een gefaseerd maai-beheer aangewezen in functie van het behoud van de aanwezige rietvegetatie. Om de drie jaar kan een strook van 110 m gemaaid worden volgens het schema weergegeven in Figuur 102, in de periode november-februari.



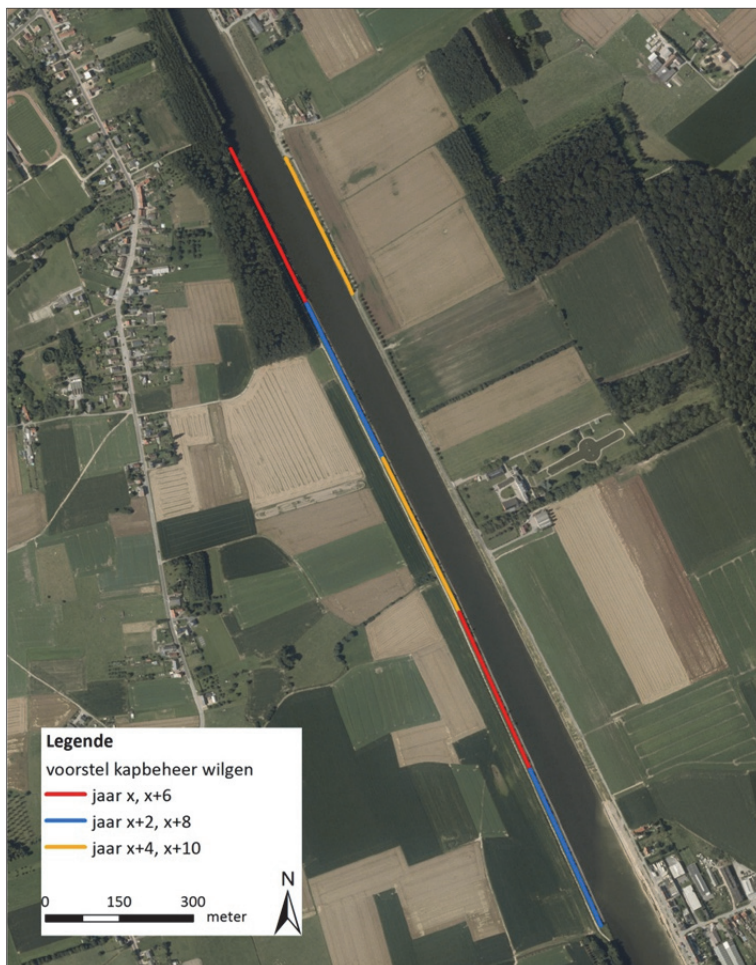
Figuur 102 Voorstel tot gefaseerd maaibeheer in de plasberm aan de Aarschotsesteenweg.

5.5.6.2 Kanaal Brussel-Schelde

De kanaaloever van het Kanaal Brussel-Schelde moeten opgevolgd worden om de aanwezigheid en/of de uitbreiding van oranje springzaad te monitoren. Waar de soort wordt opgemerkt, moet bestrijding gebeuren zoals voorgesteld onder §5.5.4. Actueel betreft dit minstens de plasbermen te Wintam en Grimbergen (zones 4a en 4b).

Te Grimbergen kan een gefaseerd kapbeheer om de 6 jaar van wilgenstruiken geïmplementeerd worden. Aan de linkeroever kan een opdeling gemaakt worden in vijf stroken van 350 m; aan de rechteroever is er één strook van 300 m. Elk jaar kunnen er zo twee stroken gekapt worden (Figuur 103). Zone 1 is een ondiepe plasberm, die nagenoeg volledig verland is en daarmee ontoegankelijk voor vispopulaties. Het is aanbevolen de plasberm te verdiepen. Bovendien kan het aanbrengen van openingen in de plasbermen (i.p.v. de actueel aanwezige buizen) en/of het vergroten van de openingen, voor een verbeterde dynamiek zorgen over de hele plasberm en een meer continue toegang voor verschillende soorten vissen. De plasberm is momenteel diep uitgeërodeerd ter hoogte van de bestaande openingen en aangeslibd naar de uiteinden toe. De sedimentatie- en erosieprocessen zijn er te groot.

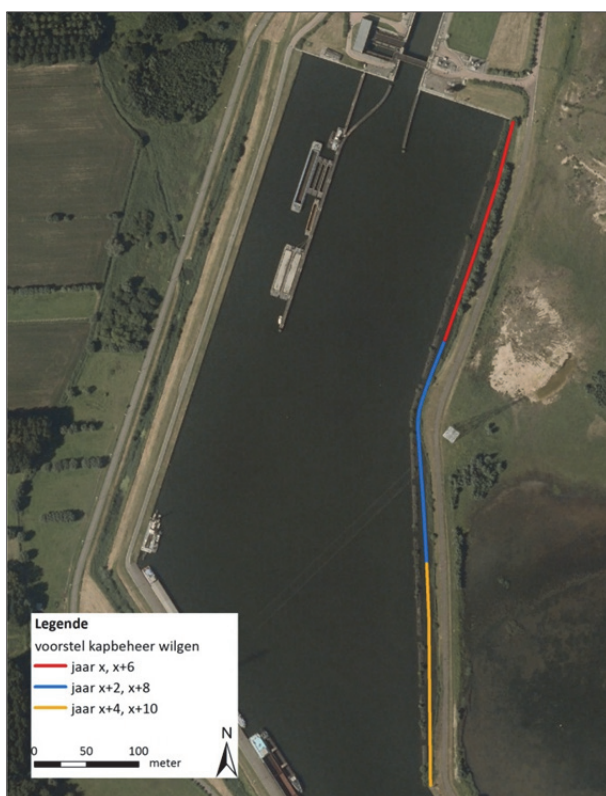
In Zone 2 is actueel geen vooroever aanwezig. De aanleg van een vooroever kan de verdere erosie van de kanaaloever helpen voorkomen, en in de luwe achterliggende plasberm kan de ontwikkeling van oevervegetatie de aanwezige natuurwaarden verhogen. De maatregel kan enkel toegepast worden op de plaatsen waar de damwanden volledig bloot liggen. Het is niet wenselijk om deze inrichting toe te passen ter hoogte van de oeverwaluwanden.



Figuur 103 Voorstel van gefaseerd kapbeheer voor wilgenstruweel in de plasbermen te Grimbergen.

Ook in Wintam is het aangewezen om een aangepast gefaseerd kapbeheer om de 3 jaar voor wilgenstruiken in te stellen. Hiertoe kan een opdeling gemaakt worden in drie stroken van 220 m (zie Figuur 104).

Ook is er een locatie aan de kanaaloever met een goed ontwikkelde bloemrijke natte ruigte, met soorten als scherpe zegge, heelblaadjes, grote kattenstaart en gele lis. Deze kan in stand gehouden worden door om de drie jaar in het najaar te maaien. Een gefaseerde aanpak, waarbij niet de gehele vegetatie in één keer wordt weggemaaid, is noodzakelijk. Aangezien op de andere locaties langs de kanaaloever, maar ook langs de vooroever overwegend grote zeggenvegetatie en riet voorkomen, kunnen deze volgens hetzelfde maaieregime beheerd worden.



Figuur 104 Voorstel van gefaseerd kapbeheer voor wilgenstruweel in de plasberm te Wintam.

5.5.6.3 Kanaal Charleroi-Brussel

In de plasberm te Lot is de oppervlakte open water beperkt, wat ook de mogelijkheden voor vissen beperkt. Dit kan verholpen worden door het uitbaggeren van de plasberm. Hierbij dienen een aantal voorzorgsmaatregelen genomen te worden voor het behoud van de visstand, in het bijzonder bittervoorn die aanwezig is met een vitale populatie. De mate van de impact van het baggeren wordt bepaald door:

- de periode van baggeren
- de aard van baggermethode
- de duur van het baggeren
- de baggeroppervlakte (alleen vaargeul, alleen de oevers, beiden)
- de aan- of afwezigheid van een vluchtweg

Baggerperiode

Het baggeren gebeurt bij voorkeur in het winterhalfjaar (november-februari). Vissen hebben in koude maanden een minder grote zuurstofbehoefte dan in warme maanden. Hierdoor kunnen ze eventuele zuurstofvermindering van het water door baggerwerkzaamheden beter doorstaan dan in warme maanden. Bovendien wordt het paai- en opgroei-eizoen op die manier niet verstoord.

Invloed van baggermethode

Verschillende baggermethodes zijn mogelijk: baggerzuigboot, hydraulische kraan (baggeren van af de oever met bak die over bodem schuift) of baggerschuifboot (alle baggerspecie wordt naar 1 punt opgeduwd en dan uit watergang gehaald)

In verschillende rapporten kan men lezen dat het gebruik van de baggerzuigboot het meest is aangewezen, dit werkt het nauwkeurigste en geeft ook het minst opgewoeld slib (Huybrechts et al., 2007). Het werken met een baggerschuifboot lijkt het minst aangewezen.

Duur van het baggeren

Om vissen de kans te geven tijdelijk beter water op te zoeken wordt er aangeraden gefaseerd te baggeren. Dit wil zeggen dat verschillende delen van het te baggeren water met rust worden gelaten en enkele weken later pas worden bezocht. De vis kan zich dan tijdelijk terugtrekken in die ongestoorde delen van het water.

Baggeroppervlakte

Nefast voor vissen is uiteraard dat de ganse lengte/breedte van de plasberm wordt gebaggerd, inclusief de plantenrijke oevers. Het duurt immers een hele tijd vooraleer het plantenmateriaal, dat kan dienst doen voor eifzetz, beschermzone en foerageerzone, zich heeft kunnen herstellen.

Niet baggeren naar dode einden

Tijdens het baggeren moet men er altijd voor zorgen dat de vis een vluchtweg heeft, dus in dit geval niet naar een het uiteinde van de plasberm toe. Door te baggeren in de richting van de in- en uitstroomopeningen, heeft de vis een vluchtweg naar de diepere vaargeul toe, waar hij zich ook preferentieel zal begeven tijdens de wintermaanden.

Terugzetten van flora en fauna

In de mate van het mogelijke zouden de grote zoetwatermossels terug moeten worden gezet. Door het uitbaggeren van een vaargeul zullen organismen in aantallen afnemen (b.v. slakken, mosselen, benthische organismen, waterplanten). Aangezien deze organismen deel uitmaken van een voedselweb kan het verminderen in aantal van een van de onderdelen leiden tot een verstoring van de trofische relaties tussen organismen. Als voorbeeld kan de zwanenmossel geciteerd worden. Ze spelen een belangrijke rol in het voedselweb van ondiepe wateren, nl. als grazer van algen en detritus, substraat voor benthische organismen en als broedkamer voor o.a. de bittervoorn. Door het baggeren worden vaak in een keer grote hoeveelheden mosselen verwijderd, zonder dat het effect op het voedselweb bekend is. Het massaal verwijderen van mosselen kan bovendien een impact hebben op de helderheid van een ecosysteem.

5.5.7 Suggesties voor toekomstige monitoring

Een alternatieve manier om de vegetatie van plasbermen in kaart te brengen is vegetatiekartering. Bij vegetatiekartering zijn geen volledige inventarisaties of vegetatieopnames nodig, maar wel kennis van karteringseenheden en de eraan verbonden kenmerkende soorten. Vegetatiekartering van plasbermen wordt best verricht door het traject af te wandelen of te fietsen (indien mogelijk). Met behulp van een hand-GPS (nauwkeurigheid 1-5 m) worden het begin- en eindpunt ingemeten van een traject waar een bepaald karteringseenheid kan aan worden toegewezen. Voor heel brede plasbermen kan het intekenen van karteereenheden op recente orthofoto's (1:3000 - 1:5000) een methodiek zijn. De te onderscheiden karteereenheden relevant voor de vegetatie in plasbermen omvatten watervegetatie, riet, verruigd riet, natte ruigte, grasland, bramen en struwelen. Hierbij kunnen ook o.a. kenmerkende en/of zeldzamere soorten worden opgenomen. Dit zou ook een oplossing bieden aan de problemen die bij het gebruik van PQ's voorkwamen. In de plasberm te Lot (Kanaal Charleroi-Brussel) viel bv. een zone met rietvegetatie buiten beschouwing omdat deze niet binnen een PQ voorkwam. Ook gele plomp, een wortelende waterplant, werd om dezelfde reden over het hoofd gezien. De keuze voor het uitvoeren van een vegetatiekartering zou ook een uniforme benadering van de verschillende kanalen mogelijk maken, waarbij geen combinatie van lijntransecten en PQ's noodzakelijk is.

De gehanteerde methodologie moet in de eerste plaats natuurlijk afhangen van de vraagstelling. Toekomstige monitoring kan bv. gebeuren in functie van vooropgestelde natuurdoelstellingen, zoals de realisatie of uitbreiding van specifieke vegetatietypen, het effect van het gevoerde beheer,...

Ook is het aangewezen om bij de planning van toekomstige inrichtingsprojecten concrete doelstellingen voorop te stellen, en de uitgevoerde ingrepen vanaf de aanleg nauwgezet bij te houden. Deze informatie is immers noodzakelijk bij de interpretatie van waargenomen veranderingen in vegetatiebedekking of vispopulaties. Het opstellen van een beheerplan kan hieraan bijdragen door aan verschillende zones bepaalde natuurdoelen toe te kennen, alsook een aangepast beheerregime dat noodzakelijk is voor de ontwikkeling, instandhouding of uitbreiding ervan. Dit geeft meteen aanleiding tot een meer concrete vraagstelling voor de monitoring. De voorgestelde beheermaatregelen onder §5.5.6 kunnen voor de bestudeerde kanalen reeds een eerste aanzet geven.

Referenties

- Asplund T.R. & Cook C.M. (1997). Effects of motor boats on submerged aquatic macrophytes. *Lake and Reservoir Management* 13: 1–12.
- Arévalo J.R., Delgado J.D., Otto R., Naranjo A., Salas M. & Fernández-Palacios J.M. (2005). Distribution of alien vs. native plants species in roadside communities along an altitudinal gradient in Tenerife and Gran Canaria (Canary Islands). *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 7: 185–202.
- Armstrong J.D., Kemp P.S., Kennedy G.J.A., Ladie M. & Milner N.J. (2003). Habitat requirements of Atlantic salmon and brown trout in rivers and streams. *Fisheries Research*. 62: 143–170.
- AWZ - Administratie Waterwegen en Zeewezen. (2002a). De waterweg en de natuur. Natuurtechnische milieubouw bij AWZ. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap.
- AWZ - Administratie Waterwegen en Zeewezen. (2002b). Beleidsplan Durme en Moervaart. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap.
- Bakker L. (2010). Effect van zomerbegrazing door Grauwe ganzen op de uitbreiding van waterriet. *De Levende Natuur* 111: 57–59.
- Boedeltje G., Smolders A.J.P., Roelofs J.G.M. & Van Groenendael J.M. (2001). Constructed shallow zones along navigation canals: vegetation establishment and change in relation to environmental characteristics. *Aquatic Conservation* 11: 453–471.
- Boeters R., Havinga H., Litjens G. & Verheij H.J. (1997). Ten years of experience in combining ecology and navigation on Dutch waterways. Paper presented at the 29th International Navigation Congress, Permanent International Association of Navigation Congresses.
- Bossuyt B. & Hermy M. (2000). Restoration of the understorey layer of recent forest bordering ancient forest. *Applied Vegetation Science* 3: 43–50.
- Bovee K.D. (1986). Development and evaluation of habitat suitability criteria for use in the instream flow incremental methodology.
- Bunce R.G.H., Barraclough C.J., Gillespie M.K., Howard D.C., Scott W.A., Smart S.M., Van De Poll H.M. & Watkins J.W. (1999). Vegetation of the British countryside: the countryside vegetation system. *Ecofact research report series, volume 1*. Institute of Terrestrial Ecology (ITE), Centre for Ecology and Hydrology, Natural Environment Research Council (NERC). London, 224 pp.
- Claus K. & Janssens L. (1994). *Vademecum Natuurtechniek. Inrichting en beheer van waterlopen*. AMINAL, Werkgroep Natuurtechnische Milieubouw, D/194/3241/11.
- Coops H. (1999). Oeverbescherming door Riet. *De Levende Natuur* 100: 46–49.
- Coops H., Boeters R. & Smit H. (1991). Direct and indirect effects of wave attack on helophytes. *Aquatic Botany* 41: 333–352.
- Coops H. & Van Der Velde G. (1995). Seed dispersal, germination and seedling growth of six helophyte species in relation to waterlevel zonation. *Freshwater Biology* 34: 13–20.
- Copp G.H., Oliver J.M., Penáz M. Roux A.L. (1991). Juvenile fishes as functional descriptors of fluvial ecosystem dynamics: applications on the river Rhône, France. *Regulated Rivers: research and management* 6: 135–145.
- Couck J. (1996). *Elektrisch vissen theorie en praktijk*. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel.
- Crombaghs B.H.J.M., Akkermans R.W., Gubbels R.E.M.B. & Hoogwerf G. (2000). *Vissen in Limburgse beken*. Stichting natuurpublicaties Limburg, Maastricht.

- CUR (1999). Natuurvriendelijke oevers: belasting en sterkte. Civieltechnisch centrum uitvoering research en regelgeving, publicatie 201, Gouda.
- Cuperus R. & Canters K.J. (1992). Met oevers meer natuur: op zoek naar referentiebeelden en maatregelen voor aanleg, inrichting en beheer van natuurvriendelijke oevers. Centrum voor Milieukunde, Rijksuniversiteit, Leiden.
- De Bie E. & Paelinckx D. (2013). INBOVEG, a treasury of vegetation relevés. In: Püssa K., Kalamees R. & Hallop K. (eds.). 56th Symposium of the International Association for Vegetation Science. Vegetation Patterns and their Underlying Processes. Abstracts. 26–30 June 2013 Tartu Estonia, University of Tartu.
- Dejonghe W., Boon N., Seghers D., Top E.M. & Verstraete W. (2001). Bioaugmentation of soils by increasing microbial richness: missing links. *Environmental Microbiology* 3: 649–657.
- De Vries J.F. (1998). Aanslibbing in de natte strook. TU Delft, Delft.
- Duijn P. (1994). Meten aan oevervegetaties. Een onderzoek naar het meten van oevervegetaties langs smalle oevers van rijkswateren ten behoeve van het evalueren van natuurvriendelijke oevers. Dienst Weg- en Waterbouwkunde. W-DWW-93-728.
- Dupré C. & Diekmann M. (1998). Prediction of occurrences of vascular plants in deciduous forests of South Sweden by means of Ellenberg indicator values. *Applied Vegetation Science* 1: 139–150.
- Ellenberg H., Weber H.E., Düll R., Wirth V., Werner W. & Paulißen D. (1991). Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* 18: 1–248.
- Ertsen A.C.D., Alkemade J.R.M. & Wassen M.J. (1998). Calibrating Ellenberg indicator values for moisture, acidity, nutrient availability and salinity in the Netherlands. *Plant Ecology* 135: 113–124.
- Fernandez A.S., Hashsham S.A., Dollhopf S.L., Raskin L., Glagoleva O., Dazzo F.B., Hickey R.F., Criddle C.S. & Tiedje J.M. (2000). Flexible community structure correlates with stable community function in methanogenic bioreactor communities perturbed by glucose. *Applied and Environmental Microbiology* 66: 4058–4067.
- Fewster R.M., Laake J.L. & Buckland S.T. (2005). Line transect sampling in small and large regions. *Biometrics* 61: 856–859.
- Fischenich C. (1997). Hydraulic impact of riparian vegetation. Technical Report EL-97-9. Environmental Research Program.
- Gorman O.T. & Karr J.R. (1978). Habitat Structure and Stream Fish Communities. *Ecology* 59: 507–515.
- Grace J.B. (1999). The factors controlling species density in herbaceous plant communities: an assessment/ Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics 2: 1–28.
- Grégory S.V., Swanson F.L., Mc Kee A. & Cummins K.W. (1991). An ecosystem perspective of riparian zones. *BioScience* 41: 540–551.
- Grime J.P. (2001). Plant strategies, vegetation processes, and ecosystem properties. Wiley, Chichester, 417 pp.
- Grontmij|AquaSense (2007). Ecologische effecten van natuurvriendelijke oevers. Samenvatting RWS gegevens. Amsterdam.
- Hawkes J.C., Pyatt D.G. & White I.M.S. (1997). Using Ellenberg indicator values to assess soil quality in British forests from ground vegetation: a pilot study. *Journal of Applied Ecology* 34: 375–387.
- Heggenes J. & Saltvelt S.J. (2002). Effect of aquatic mosses on juvenile fish density and habitat use in the regulated River Suldalslagen, Western Norway. *River Research and Applications*. 18: 249–264.
- Hill M.O. (1979). TWINSpan - a FORTRAN Program for arranging multivariate data in an Ordered Two-way Table by Classification of the Individuals and Attributes. Cornell University, Ithaca, New York.

- Hill M.O. & Carey P.D. (1997). Prediction of yield in the Rothamsted Park Grass Experiment by Ellenberg indicator values. *J. Veg. Sci.* 8: 579–586.
- Hill, M.O. & Gauch, H.G. 1980. Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. *Vegetatio* 42: 47–58.
- Hill M.O. & Gauch H.G. (1980). Detrended Correspondence analysis: an improved ordination technique. *Vegetation* 42: 47–58.
- Hill M.O. & Šmilauer P. (2005). TWINSpan for Windows version 2.3. Centre for Ecology and Hydrology & University of South Bohemia, Huntingdon & Ceske Budejovice.
- Hodgson J.G., Grime J.P., Hunt R. & Thompson K. (1995). *The electronic comparative plant ecology*. Chapman & Hall, London.
- Hodgson J.G., Wilson P.J., Hunt R., Grime J.P. & Thompson K. (1999). Allocating C-S-R plant functional types: a soft approach to a hard problem. *Oikos* 85: 282–296.
- Hoshino A., Yoshihara Y., Sasaki T., Okayasu T., Jamsran U., Okuro T. & Takeuchi K. (2009). Comparison of vegetation changes along grazing gradients with different numbers of livestock. *Journal of Arid Environments* 73: 687–690.
- Huybrechts W., Van Thuyne G. & Vermeersch S. (2007). Verdiepingsbaggerwerken tussen Kampenhout en Zennegat op het Kanaal Leuven-Dijle (Provincie Vlaams-Brabant en Antwerpen). Advies van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.A.2007.152. In opdracht van W&Z, Afdeling Zeekanaal.
- Huet M. (1962). Influence du courant sur la distribution des poissons dans les eaux courantes. *Revue Suisse D'Hydrologie* 24: 412–432.
- Hunt R., Hodgson J.G., Thompson K., Bungener P., Dunnett N.P. & Askew A.P. (2004). A new practical tool for deriving a functional signature for herbaceous vegetation. *Applied Vegetation Science* 7: 163–170.
- Jerling L. (1983). Composition and viability of the seed bank along a successional gradient on a Baltic sea shore meadow. *Holarctic Ecology* 6: 150–156.
- Jongman R.H.G., ter Braak C.J.F. & Van Tongeren O.F.R. (1987). *Data Analysis in Community and Landscape Ecology*. Pudoc Wageningen.
- Karim M.N. & Mallik A.U. (2008). Roadside revegetation by native plants: I. Roadside microhabitats, floristic zonation and species traits. *Ecological Engineering* 32: 222–237.
- Keddy P.A. (1984). Quantifying a within lake gradient of wave energy in Gillfillan Lake, Nova Scotia. *Canadian Journal of Botany* 62: 301–309.
- Kent M. & Coker P. (1992). *Vegetation description and analysis*. John Wiley & Sons (Canada).
- Klosowski S. (1993). The shore vegetation in selected lakeland areas in northeastern Poland. *Hydrobiologia* 251: 227–237.
- Kucera-Hirzinger V., Schludermann E., Zornig H. Weissenbacher A., Schabuss M. & Schiemer F. (2009). Potential effects of navigation-induced wave wash on the early life history stages of riverine fish. *Aquatic Sciences* 71: 94–102.
- Lachat B. (1998). Conserver, aménager, revitaliser les cours d'eau avec une logique naturelle. *Annales de Limnologie* 34: 227–241.
- Landmax (2014). Actualisatie bermbeheerplan en opstellen bomenplan Boven-Schelde. Herentals.
- Landmax (2016). Bermbeheer- en bomenplan voor de Dender. Herentals.
- Long J.W., Teale A. & Burnette B.M. (2003). Marsh development at restoration sites on the White Mountain Apache Reservation, Arizona. *Journal of American Water Resources Association* 39: 1345–1359.

- Lörentzen S., Roscher C., Schumacher J., Schulze E.D. & Schmid B. (2008). Species richness and identity affect the use of aboveground space in experimental grasslands. *Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematics* 10: 73–87.
- Marzorati M., Wittebolle L., Boon N., Daffonchio D. & Verstraete W. (2008). How to get more out of molecular fingerprints: practical tools for microbial ecology. *Environmental Microbiology* 10: 1571–1581.
- Mertens B., Boon N. & Verstraete W. (2005). Stereoscopic effect of hexachlorocyclohexane on activity and structure of soil methanotrophic communities. *Environmental Microbiology* 7: 660–669.
- Milieuboot vzw. (2006). Met de Milieuboot op het Kanaal Leuven-Dijle. *Nieuwsbrief* 47:1.
- Mouton A., Gelaude E., Buysse D., Stevens M., Van den Neucker T., Martens S., Baeyens R., Jacobs Y. & Coeck J. (2009). Evaluatie van NTMB-projecten langs de IJzer uitgevoerd door W&Z. Luik visfauna. INBO.R.2009.61.
- Murphy K., Willby N.J. & Eaton J.W. (1995). Ecological impacts and management of boat traffic on navigable inland waterways. In: Harper D.M. & Ferguson A.J.D. (red.). *The Ecological Basis for River Management*, John Wiley & Sons, Chichester, 427–442.
- Muscha J.M. & Hild (2006). Biological soil crusts in grazed and ungrazed Wyoming sagebrush steppe. *Journal of Arid Environments* 67: 195–207.
- Naiman R.J., Décamps H. & Pollock M. (1993). The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological Applications* 3: 209–212.
- Naiman R.J., Décamps H. & Mc Clain M.E. (2005). *Riparian ecology, conservation, and management of streamside communities*. Elsevier Academic Press, San Diego, California, USA.
- Nédélec C. & Prado J. (1990). Definition and classification of fishing gear categories. FAO fisheries technical paper n° 222 rev. 1. FAO, Rome.
- Nilsson C., Reidy C.A., Dynesius M. & Revenga C. (2005). Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science*. 308: 405–408.
- Økland R.H. & Eilersten O. (1994). Canonical Correspondence Analysis with Variation Partitioning: some comments and an application. *Journal of Vegetation Science* 5: 117–126.
- Pinder A.C. (2001). *Keys to larval and juvenile stages of coarse fishes from fresh waters in the British Isles*. The Freshwater Biological Association, Cumbria, UK.
- Pinheiro J. & Bates D. (2000). *Mixed-Effects Models in S and SPLUS*. Statistics and Computing Series, Springer-Verlag, New York.
- Pinheiro J., Bates D., DebRoy S., Sarkar D. & R Development Core Team (2011). *nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models*. R package version 3.
- Poff N.L. & Allan J.D. (1995). Functional Organization of Stream Fish Assemblages in Relation to Hydrological Variability. *Ecology* 76: 606–627.
- Potuin C. & Rolff D.A. (1993). Distribution-free and robust statistical methods: Viable alternatives to parametric statistics. *Ecology*. 74: 1617–1628.
- R Development Core Team (2011). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Ruijgrok E., Bogaert S., Lambert S. & Abma R. (2011). De kosten en baten van NTMB- oevers langs bevaarbare waterlopen in Vlaanderen. Studie in opdracht van LNE, Afdeling milieu-, natuur- en energiebeleid. THV Witteveen & Bos – Arcadis Belgium.

Runhaar J., Groen C.L.G., van der Meijden R. & Stevers R.A.M. (1987). Een nieuwe indeling in ecologische groepen binnen de Nederlandse flora. *Gorteria* 13: 277–359.

Schaffers A.P. & Sýkora K.V. (2000). Reliability of Ellenberg indicator values for moisture, nitrogen and soil reaction: a comparison with field measurements. *J. Veg. Sci.* 11: 225–244.

Schaminée J.H.J., Stortelder A.H.F. & Westhoff V. (1995). De vegetatie van Nederland. Deel 1. Inleiding tot de plantensociologie – grondslagen, methoden en toepassingen. Opulus Press, Uppsala/Leiden.

Schiemer F. & Zalewski M. (1992). The importance of riparian ecotones for diversity and productivity of riverine fish communities. *Netherlands Journal of Zoology.* 42: 323–335.

Schoener T.W. (1974). Resource Partitioning in Ecological Communities. *Science.* 185: 27–39.

Shannon C.E. & Weaver W. (1963). *Mathematical theory of communication.* University of Illinois Press, Urbana, Illinois.

Smart S.M., Bunce R.G.H., Marrs R., Le Duc M., Firbank L.G., Maskell L.C., Scott W.A., Thompson K. & Walker K.J. (2005). Large-scale changes in the abundance of common higher plant species across Britain between 1978, 1990 and 1998 as a consequence of human activity: Tests of hypothesised changes in trait representation. *Biological Conservation* 124: 355–371.

Söhngen B., Koop J., Knight S., Rythönen J., Beckwith P., Ferrari N., Iribarren J., Kevin T., Wolter C. & Maynard S. (2008). Considerations to reduce environmental impacts of vessels. Report of PIANC INCOM Working Group 27, Part I, PIANC Report Series.

Spieris I.L.Y. & Vis H. (2012). Onderzoek naar het visbestand in kanaal Leuven-Dijle, njaar 2011. Project: VA2011-17 Opgesteld in opdracht van Agentschap voor Natuur en Bos.

Statzner B., Gore J.A., Resh V.H. (1988). Hydraulic Stream Ecology- Observed Patterns and Potential Applications. *Journal of North American Benthological Society* 7: 307–360.

Steinhardt T. (2009). Comparison of recent vegetation and diaspore banks along abiotic gradients in brackish coastal lagoons. *Aquatic Botany* 91: 20–26.

Sterling A. & Daubram M. (2001). *Le Canal de Charleroi à Bruxelles, le témoin d'une tradition industrielle.* Namur. Coll., Traces.

Sukhodolova T., Weber A., Zhang J. & Wolter C. (2017). Effects of macrophyte development on the oxygen metabolism of an urban river rehabilitation structure. *Science of The Total Environment* 574: 1125–1130.

ter Heerdt G. (2010). Natuurvriendelijk onderhoud en ecologische kwaliteit. Literatuuronderzoek naar de ideale frequentie van schonen en onderbouwing van het nut van het afvoeren van maaisel. *Waternet, Afdeling Onderzoek en Advies. Rapportnummer 10.012104.*

Van Ballaer B., Van Liefferinge C., Backx H., Van Pelt D., Meire P. (2011). Evaluatie van vooroevers langs het Zeekanaal in Grimbergen. Opstellen en uitvoeren van een monitoringsprogramma voor natuurvriendelijke oevers langs het Zeekanaal in Grimbergen. TWOL-programma 2006 OL200500107. ECOBE11-R146. In opdracht van Afdeling Milieu-integratie en –subsiëringen. Dienst Natuurtechnische Milieubouw.

van Collier A.L., Rogers K.H. & Heritage G.L. (2000). Riparian vegetation-environment relationships: complementarity of gradient versus patch hierarchy approaches. *Journal of Vegetation Science* 11: 337–350.

Vandelannoote A., Yseboodt R., Bruylants B., Verheyen R., Coeck J., Belpaire C., Van Thuyne G., Denaeyer B., Beyens J., Maes J. & Vandenabeele P. (1999). *Atlas van de Vlaamse beek- en riviervissen.* WEL vzw, Antwerpen.

Van Kerckvoorde A. & De Geest L. (2014). Ecologische opvolging van bermen en natuurvriendelijke oevers langs het Kanaal Gent-Brugge. Resultaten vegetatieopnames 3de ronde en beheervoorstellen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2015.7255805.

- Van Thuyne G. (2008). Visbestandopnames op het Kanaal Charleroi-Brussel-Schelde(2007). INBO.IR.2008
- Van Thuyne G. & Breine J. (2007). Visbestandopnames op het Dijkkanaal LeuvenMechelen. 2006. INBO. R.2007.33. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Van Ryckegem G., Gyselings R., Mertens W. & Van den Bergh E. (2010). Maximaliseren van de rietontwikkeling in het natuurontwikkelingsproject Wal-Zwijn (Zeescheldebekken, Geactualiseerde Sigmaphan). Advies van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.A.2010.2190.
- Vandegoor G. (1998). Het kanaal Leuven-Mechelen in heden en verleden. 1750-2000, Hagok.
- Vandenbussche V., t'Jollyn F., Zwaenepoel A., Vanhecke L. & Hoffmann M. (2002). Systematiek van natuurtypen voor de biotopen heide, moeras, duin, slik en schor. Deel 3: moeras. Verslag van het Instituut voor Natuurbehoud 14.
- Vandevoorde B., Dhaluin P., Van Lierop F., Elsen R. & Van den Bergh E. (in voorbereiding). Beheervoorstel voor de dijkvegetaties langs de Zeeschelde, Durme en Rupel (district 1 & 2). Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, in opdracht van Waterwegen en Zeekanaal NV, afdeling Zeeschelde.
- Vermaat J.E. & De Bruyne R.J. (1993). Factors limiting the distribution of submerged waterplants in the lowland River Vecht (The Netherlands). *Freshwater Biology* 30: 147–157.
- Vermeersch S. & Dhaluin P. (2012). Toekomstgerichte opvolging van de verschillende natuurvriendelijke oeververdedigingstechnieken langs de Moervaart. 3e inventarisatie. Rapport van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.R.2012.64, Brussel.
- Vrielynck S., Belpaire C., Stabel A., Breine J., Quataert P. (2003). De visbestanden in Vlaanderen anno 1840-1950. IBW.Wb.V.R.2002.89. Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer, Geraardsbergen.
- Wamelink G.W.W., Joosten V., van Dobben H.F. & Berendse F. (2002). Validity of Ellenberg indicator values judged from physico-chemical field measurements. *Journal of Vegetation Science* 13: 269–278.
- Ward J.V. & Trockner K. (2001). Biodiversity: towards a unifying theme for river ecology. *Freshwater Biology* 46: 807–819.
- W&Z - Waterwegen & Zeekanaal NV. (2010). Vademecum 2010. Afdeling Zeekanaal.
- Weber A., Lautenbach S. & Wolter C. (2012). Improvement of aquatic vegetation in urban waterways using protected artificial shallows. *Ecological Engineering* 42: 160–167.
- Weber A. & Wolter C. (2016). Habitat rehabilitation for juvenile fish in urban waterways: a case study from Berlin, Germany. *Journal of Applied Ichthyology* 33: 136–143.
- Whittaker R.J., Willis K.J. & Field R. (2001). Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity. *Journal of Biogeography* 28: 453–470.
- Wilby N.J. & Eaton J.W. (1996). Backwater habitats and their role in nature conservation in navigable canals. *Hydrobiologia* 340: 333–338.
- Wolter C. (2010). Functional vs scenic restoration challenges to improve fish and fisheries in urban waters. *Fisheries Management & Ecology* 17: 176–185.

Bijlage 1. Lambert72-coördinaten van de meetlocaties voor waterkwaliteit.

meetpunt	Lambert72_X	Lambert72_Y
zone1	152098,36	184249,51
zone1	152114,77	184218,03
zone2	152057,62	184335,50
zone2	152075,87	184298,20
zone3	152015,28	184418,85
zone3	152031,42	184385,51
zone4a	152082,23	184088,87
zone4a	152181,44	183889,52
zone4a	152347,18	183559,11
zone4b	152515,87	183182,71
zone4b	152426,18	183378,24
Wintam	145391,90	200576,68
Wintam	145316,80	200351,37
Wintam	145323,58	200156,19
Lot	142645,91	161437,05
Lot	142660,35	161460,03
Lot	142684,29	161498,11
Aarschotsesteenweg	173784,59	176578,91
Aarschotsesteenweg	173784,40	176565,91
Herent	171324,07	180473,66
Herent	171339,74	180457,44
stroomopwaarts Bieststraat	163164,90	185124,42
stroomopwaarts Bieststraat	163182,43	185105,63
stroomafwaarts Bieststraat	162267,40	186070,90
stroomafwaarts Bieststraat	162285,78	186050,72

Bijlage 2. Lambert72-coördinaten van de transecten met vaste proefvlakken.

De coördinaten zijn de linkerbovenhoek van het proefvlak op de kruin, kijkend naar het water.

Transect	Lambert72_X	Lambert72_Y
1	152018,91	184426,79
2	152044,47	184377,74
3	152057,97	184348,85
4	152092,34	184280,66
5	152104,72	184254,63
6	152124,72	184215,10
8	151968,19	184295,82
7	151894,69	184449,81
9	151998,4	184235,37
10	152100,47	184028,12
11	152240,53	183745,20
12	152404,76	183401,80
13	152539,99	183099,97
15	152632,11	182896,46
14	152607,91	182951,66
16	145333,41	199988,48
17	145336,16	200177,93
18	145326,43	200325,62
19	145392,05	200520,42
20	142683,15	161502,65
21	142615,28	161393,11

Bijlage 3. Grootte en ligging van de permanente proefvlakken.

Transect	PQ-nummer	Ligging op het transect	Proefvlakgrootte (m)	Locatie
T1	1	kanaaloever	4 x 2	Grimbergen zone 3
T1	2	kruin	4 x 2	Grimbergen zone 3
T2	3	kruin	4 x 2	Grimbergen zone 3
T2	4	kanaaloever	4 x 2	Grimbergen zone 3
T3	39	kruin	4 x 2	Grimbergen zone 2
T4	40	kruin	4 x 2	Grimbergen zone 2
T5	41	kruin	4 x 2	Grimbergen zone 1
T5	42	kanaaloever	4 x 2	Grimbergen zone 1
T6	43	kruin	4 x 2	Grimbergen zone 1
T6	44	kanaaloever	4 x 2	Grimbergen zone 1
T7	5	kruin	4 x 2	Grimbergen zone 4a
T7	6	kanaaloever	4 x 2	Grimbergen zone 4a
T8	7	kruin	4 x 2	Grimbergen zone 4a
T8	8	kanaaloever	4 x 2	Grimbergen zone 4a
T9	9	kruin	4 x 2	Grimbergen zone 4a
T9	10	kanaaloever	4 x 2	Grimbergen zone 4a
T10	11	kruin	4 x 2	Grimbergen zone 4a
T10	12	kanaaloever	4 x 2	Grimbergen zone 4a
T11	13	kruin	4 x 2	Grimbergen zone 4a
T11	14	kanaaloever	4 x 2	Grimbergen zone 4a
T12	15	kruin	4 x 2	Grimbergen zone 4b
T12	16	kanaaloever	4 x 2	Grimbergen zone 4b
T13	17	kruin	4 x 2	Grimbergen zone 4b
T13	18	kanaaloever	4 x 2	Grimbergen zone 4b
T14	19	kruin	4 x 2	Grimbergen zone 4b
T14	20	kanaaloever	4 x 2	Grimbergen zone 4b
T15	21	kruin	4 x 2	Grimbergen zone 4b
T15	22	kanaaloever	4 x 2	Grimbergen zone 4b
T16	23	kruin	8 x 1	Wintam
T16	24	kanaaloever	8 x 1	Wintam
T16	25	vooroever	8 x 1	Wintam
T17	26	kanaaloever	4 x 2	Wintam
T17	27	vooroever	4 x 2	Wintam
T18	28	kruin	4 x 2	Wintam
T18	29	kanaaloever	4 x 2	Wintam
T18	30	vooroever	4 x 2	Wintam
T19	31	kanaaloever	4 x 2	Wintam
T19	32	vooroever	4 x 2	Wintam
T20	33	kruin	8 x 1	Lot
T20	34	kanaaloever	8 x 1	Lot
T20	35	vooroever	8 x 1	Lot
T21	36	kruin	4 x 2	Lot
T21	37	kanaaloever	4 x 2	Lot
T21	38	vooroever	4 x 2	Lot

Bijlage 4. De betekenis van de Ellenberg-indicatorgetallen (Ellenberg et al. 1992).

Ellenberg-indicatorgetal voor **nutriënten**

- 1 = zeer stikstofarme bodems
- 2 = zeer stikstofarme bodems / stikstofarme bodems
- 3 = stikstofarme bodems
- 4 = stikstofarme bodems / matig stikstofrijke bodems
- 5 = matig stikstofrijke bodems
- 6 = matig stikstofrijke bodems / stikstofrijke bodems
- 7 = stikstofrijke bodems
- 8 = uitgesproken stikstofrijke bodems
- 9 = zeer uitgesproken stikstofrijke bodems
- X = indifferent
- ? = onbekend volgens Ellenberg

Ellenberg-indicatorgetal voor **zuurgraad**

- 1 = sterk zure bodems
- 2 = sterk zure bodems / zure bodems
- 3 = zure bodems
- 4 = zure bodems / zwak zure bodems
- 5 = zwak zure bodems
- 6 = zwak zure tot zwak basische bodems
- 7 = zwak zure tot zwak basische bodems
- 8 = basische bodems; meestal op kalk
- 9 = sterk basische of kalkrijke bodems
- X = indifferent
- ? = onbekend volgens Ellenberg

Ellenberg-indicatorgetal voor **vocht**

- 1 = extreme droogte-indicator
- 2 = extreme droogte-indicator / droogte-indicator
- 3 = droogte-indicator
- 4 = droogte-indicator / droogte / vocht-indicator
- 5 = droogte / vocht-indicator
- 6 = droogte / vocht-indicator / vocht-indicator
- 7 = vocht-indicator
- 8 = vocht-indicator / nat-indicator
- 9 = nat-indicator
- 10 = waterplant, kenmerkend voor tijdelijk droogvallen
- 11 = waterplant, bladeren in contact met de lucht
- 12 = onderwaterplant
- X = indifferent
- * = indicator voor wisselende grondwaterstand
- = = inundatie indicator
- ? = onbekend volgens Ellenberg

Ellenberg-indicatorgetal voor **licht**

- 1 = volle schaduwplant
- 2 = volle schaduwplant / schaduwplant
- 3 = schaduwplant
- 4 = schaduwplant / half-schaduwplant
- 5 = half-schaduwplant
- 6 = half-schaduwplant / half-lichtplant
- 7 = half-lichtplant
- 8 = lichtplant
- 9 = volle lichtplant
- X = indifferent
- ? = onbekend volgens Ellenberg

Ellenberg-indicatorgetal voor **maaigevoeligheid**

- 1 = volledig maai-intolerant
- 2 = maai-intolerant / maaigevoelig
- 3 = maaigevoelig
- 4 = maaigevoelig / matig tolerant
- 5 = matig maaitolerant
- 6 = matig / redelijk maaitolerant
- 7 = redelijk maaitolerant
- 8 = redelijk / volledig maaitolerant
- 9 = volledig maaitolerant

Ellenberg-indicatorgetal voor **temperatuur**

- 1 = koude-plant
- 2 = koude-plant / koele gebieden
- 3 = plant van koele gebieden
- 4 = plant van koele gebieden / matig warme gebieden
- 5 = plant van matig warme gebieden
- 6 = plant van matig warme gebieden / warme gebieden
- 7 = plant van warme gebieden
- 8 = plant van warme gebieden / extreem warme gebieden
- 9 = plant van extreem warme gebieden
- X = indifferent
- ? = onbekend volgens Ellenberg

Bijlage 5. Bemonsterde habitats voor vissen.

Kanaal Brussel-Schelde

- 1 staalname ter hoogte van verticaal verstevigde oevers (LO)
- 1 staalname ter hoogte van verticaal verstevigde oevers (RO)
- 1 staalname ter hoogte van de schanskorven (RO)
- 1 staalname ter hoogte van de vooroever met schanskorven (zone 1- Grimbergen)- microhabitat: moerasvegetaties
- 1 staalname ter hoogte van geërodeerde zone (zone 2- Grimbergen)- microhabitat: afkalvende oever
- 1 staalname ter hoogte van vooroeverconstructie met damplanken (zone 3- Grimbergen)- microhabitat: houtige begroeiing
- 1 staalpunt ter hoogte van de vooroeverconstructie met breuksteen (zone 4a- Grimbergen)- microhabitat: breuksteen
- 1 staalpunt ter hoogte van de vooroeverconstructie met breuksteen (zone 4a- Grimbergen)- microhabitat: houtige begroeiing
- 2 staalpunten ter hoogte van de vooroeverconstructie met breuksteen (zone 4b- Grimbergen)- microhabitat: breuksteen
- 1 staalpunt ter hoogte van verticaal verstevigde oever Wintam (RO)
- 3 staalpunten ter hoogte van de vooroever met breuksteen (Wintam)-microhabitat: moerasvegetaties
- 1 staalname ter hoogte van vooroever met breuksteen (Wintam)- microhabitat: riet

Kanaal Charleroi-Brussel

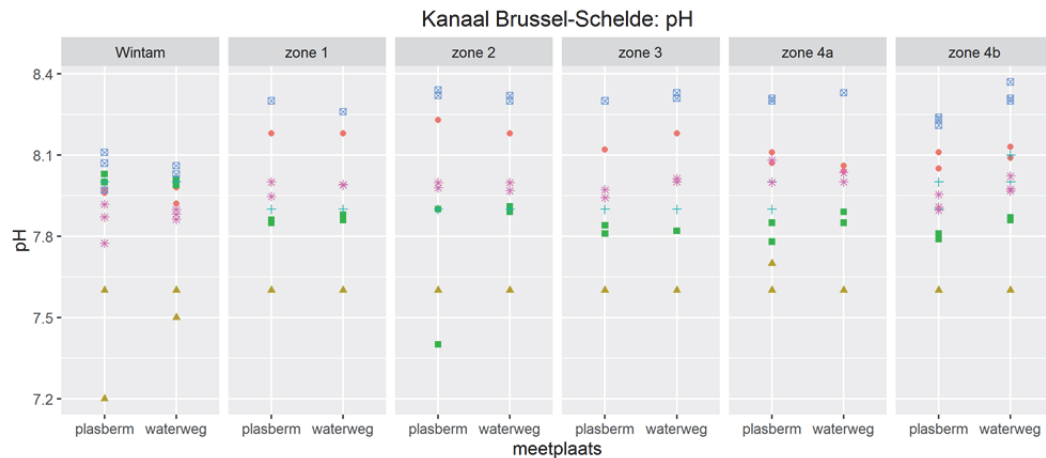
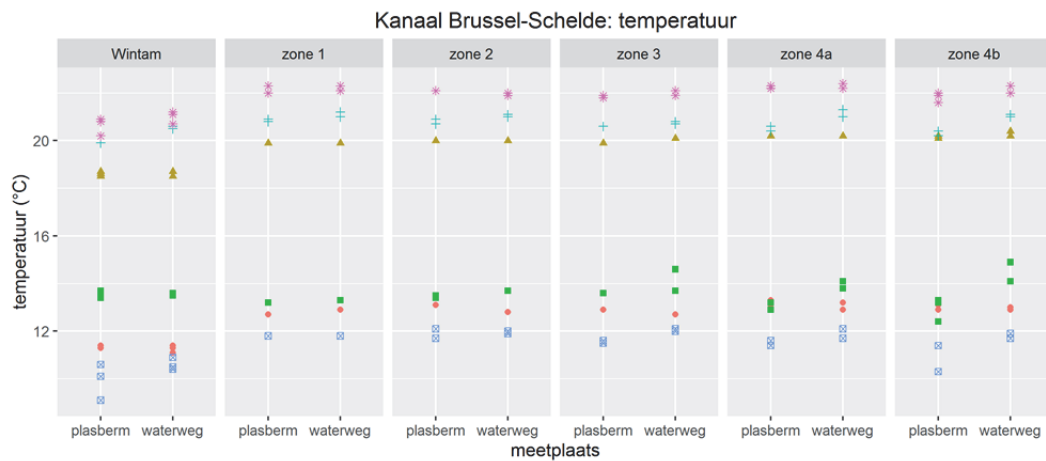
- 1 staalname ter hoogte van de vooroever met breuksteen (Lot)- microhabitat: riet
- 1 staalname ter hoogte van verticaal verstevigde oevers (Lot)

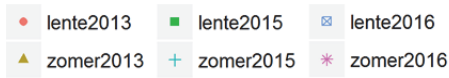
Kanaal Leuven-Dijle

- 1 staalname ter hoogte van de plasberm Aarschotsesteenweg (microhabitat: moerasvegetaties)
- 1 staalname ter hoogte van rietoevers Aarschotsesteenweg
- 1 staalname ter hoogte van verticaal verstevigde oevers Aarschotsesteenweg
- 1 staalname ter hoogte van de zwaairom (Herent)- microhabitat: moerasvegetaties
- 1 staalname ter hoogte van verticaal verstevigde oevers (Herent)
- 1 staalname stroomopwaarts de Bieststraat (Boortmeerbeek)- microhabitat: grazige vegetaties
- 1 staalname stroomafwaarts de Biesstraat (Boortmeerbeek)- microhabitat: moerasvegetaties
- 1 staalname ter hoogte van verticaal verstevigde oevers (Boortmeerbeek)

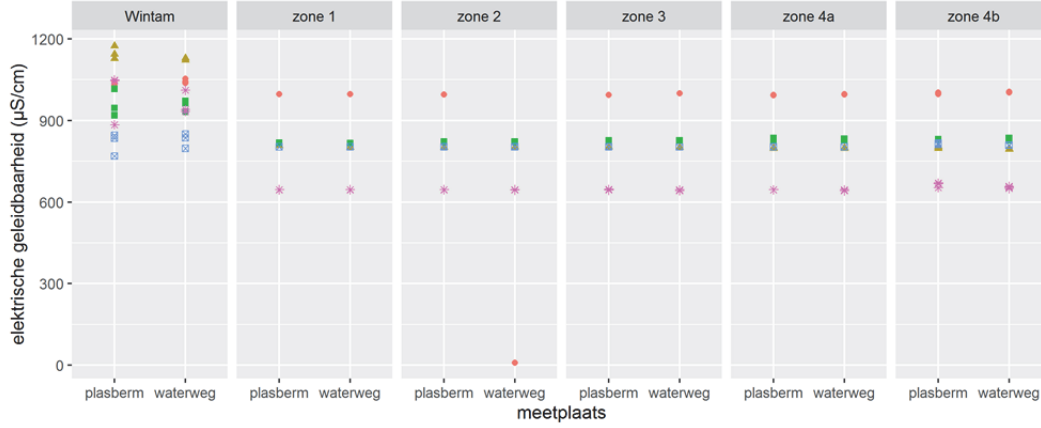
Bijlage 6. Metingen van de temperatuur, de pH, de elektrische geleidbaarheid, het zuurstofgehalte en de zuurstofverzadiging langs het Kanaal Brussel-Schelde, het Kanaal Leuven-Dijle en het Kanaal Charleroi-Brussel.

Kanaal Brussel-Schelde

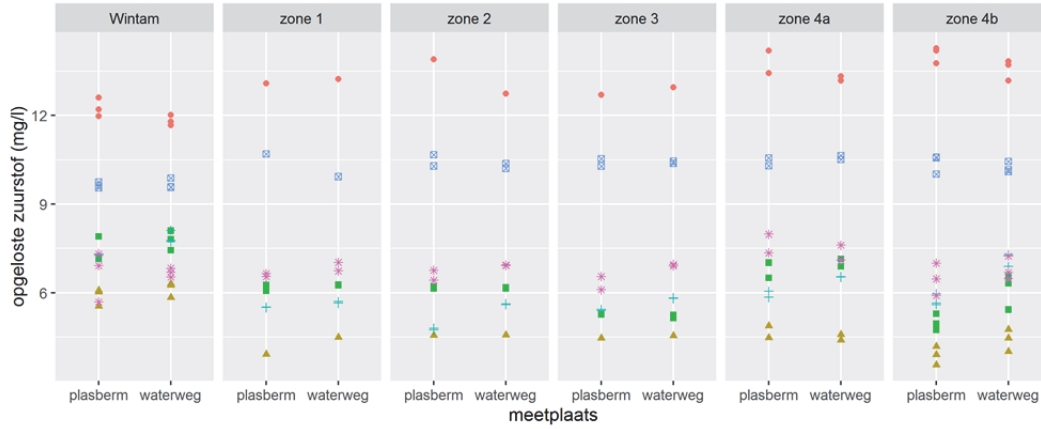




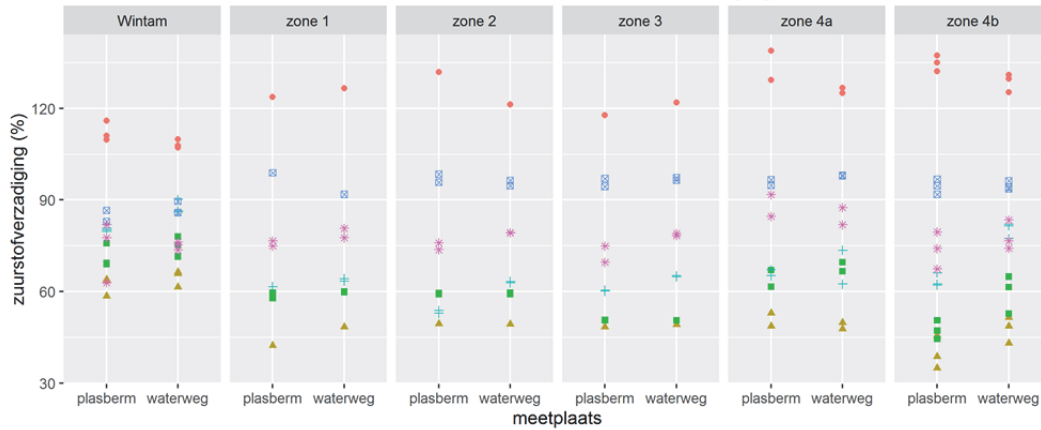
Kanaal Brussel-Schelde: elektrische geleidbaarheid



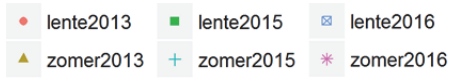
Kanaal Brussel-Schelde: opgeloste zuurstof



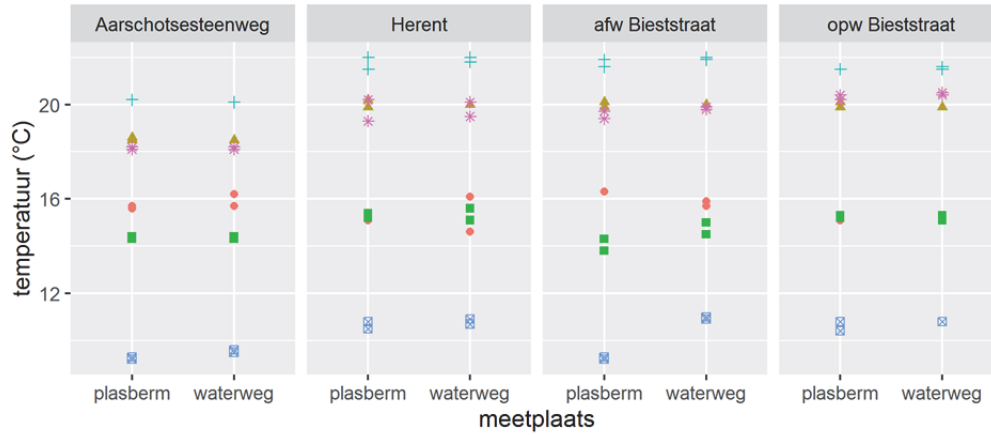
Kanaal Brussel-Schelde: zuurstofverzadiging



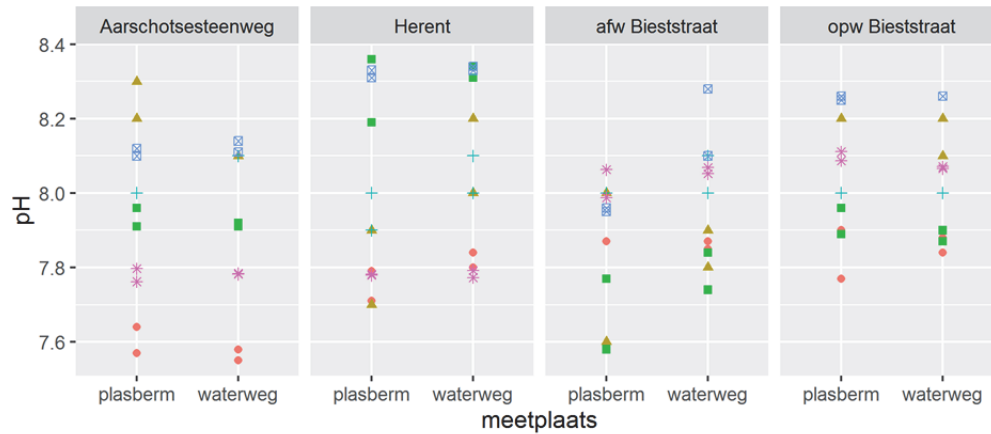
Kanaal Leuven-Dijle



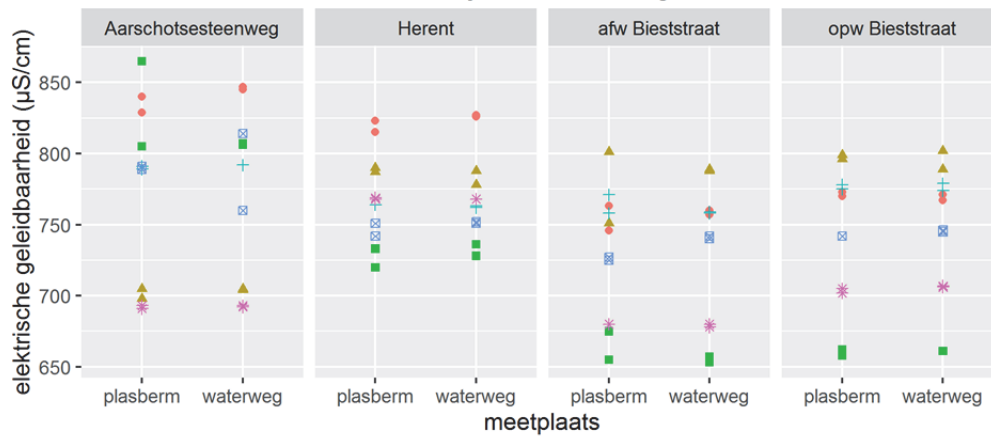
Kanaal Leuven-Dijle: temperatuur

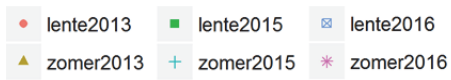


Kanaal Leuven-Dijle: pH

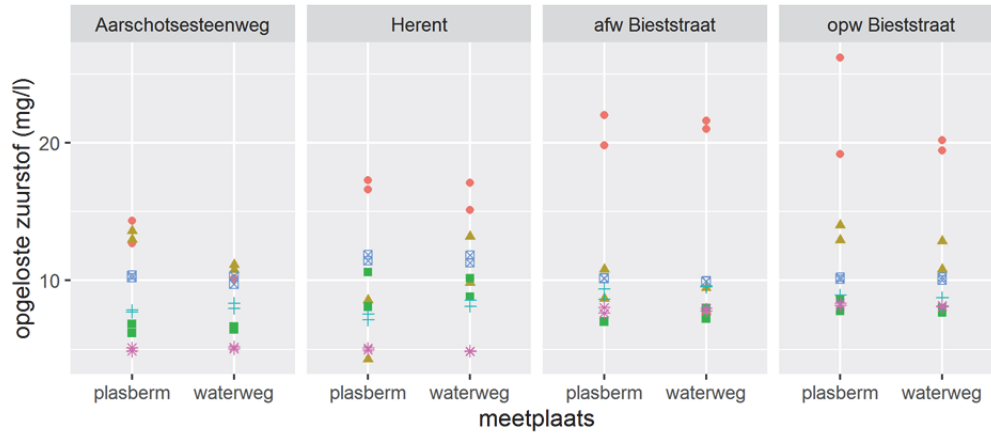


Kanaal Leuven-Dijle: elektrische geleidbaarheid

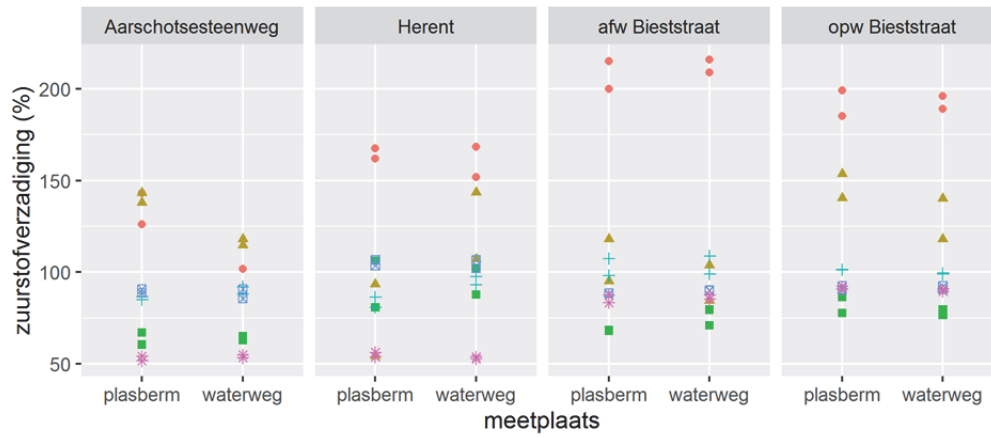




Kanaal Leuven-Dijle: opgeloste zuurstof



Kanaal Leuven-Dijle: zuurstofverzadiging



Kanaal Charleroi-Brussel

- lente2017
- ▲ zomer2017

