

Evaluatie van de NTMB-oeveren van het Kanaal Brussel-Schelde, Kanaal Charleroi-Brussel en Kanaal Leuven-Dijle

Tussentijdse rapportage 2013

Deel vegetaties

Sophie Vermeersch

Dankwoord / Voorwoord

Het tot stand komen van het rapport was mogelijk door de samenwerking met Waterwegen & Zeekanaal, NV. Onder meer hebben Leen Symons en Bruno Verwimp nuttige informatie ter beschikking gesteld. Ik wens ook Mathieu Pieters, Koen Vervaet en Koen Willems te bedanken voor het nemen van de waterstalen en Luc De Geest voor de talrijke vegetatieopnamen.

Samenvatting

Op vraag van W&Z, Afdeling Zeekanaal, werd gevraagd aan het INBO om de bestaande NTMB-constructies langs het Kanaal Brussel-Schelde, het Kanaal Charleroi-Brussel en het Kanaal Leuven-Dijle, te evalueren. In eerste instantie wordt een bestaande toestand beschreven. In een latere fase, wordt de evolutie in de loop van de tijd weergegeven.

Aangezien het hier kanalen betreft met duidelijk verschillende kenmerken wat betreft capaciteit en morfometrie heeft dit ook implicaties op de NTMB-constructies die werden aangewend en het voorkomen van de vegetaties langs de oevers. Een preliminaire studie heeft aangetoond dat verschillende inventarisatiemethoden voor vegetaties aangewezen zijn om de ontwikkeling van de vegetaties te kunnen opvolgen. Langs het Kanaal Brussel-Schelde en het Kanaal Charleroi-Brussel werden permanente kwadraten uitgezet op verschillende hoogten langs de oever uitgezet. Langs het Kanaal Leuven-Dijle werden lijntransecten loodrecht op de oever aangebracht.

Bij alle vooroeverconstructies hebben de vegetaties zich reeds gedurende verschillende jaren kunnen ontwikkelen. Voornamelijk langs de trajecten van het Kanaal Leuven-Dijle hebben zich brede gordels met oeverplanten kunnen ontwikkelen, maar ook in Lot en Wintam komen vegetatiegordels met oeverplanten voor. Met uitzondering van het traject in Herent, is er op de andere plaatsen echter geen watervegetatie aanwezig. Stroomopwaarts de Bieststraat heeft een eerste aanzet tot kolonisatie van de luwe zone geen resultaten opgeleverd.

Het aantal typische oeversoorten die langs beide kanalen geïnventarieerd werd, is het grootst voor het Kanaal Leuven-Dijle. Er werden 16 soorten geïnventarieerd; 11 voor het Kanaal Brussel-Schelde. Dezelfde trend is waarneembaar voor de facultatieve soorten. Er werden 10 soorten geïnventarieerd voor het Kanaal Leuven-Dijle en 7 voor het Kanaal Brussel-Schelde.

Bij een berekening van de gemiddelde Ellenbergwaarden voor de verschillende locaties, is de gemiddelde waarde voor het vochtgetal voor de locaties van het Kanaal Brussel-Schelde beduidend kleiner dan het gemiddeld vochtgetal voor de locaties aan het Kanaal Leuven-Dijle.

Globaal genomen hebben de trajecten langs het Kanaal Leuven-Dijle, in vergelijking met het Kanaal Brussel-Schelde, een soortenrijkere, diversere vegetatie met een voedselarmer karakter waarbij er een groter aandeel van S-strategen en een lager aandeel van C-strategen voorkomt.

Wat betreft de waterkwaliteit voor de gemeten variabelen is er een duidelijk verschil tussen beide kanalen. Voor het Kanaal Brussel-Schelde zijn er duidelijk hogere waarden voor de conductiviteit en pH en lagere zuurstofconcentraties. Voor beide kanalen zijn er ook significante seizoenale verschillen voor alle gemeten variabelen. Typerend voor beiden zijn de hogere zuurstofconcentraties in het voorjaar.

Er werden echter geen significante verschillen waargenomen tussen de waterkwaliteit van het kanaal en de vooroever.

Inhoudstafel

1	Inleiding.....	8
1.1	Situering	8
1.1.1	Vraagstelling.....	8
1.1.2	Doelstelling.....	8
1.1.3	Probleemstelling.....	8
1.2	Belang van de NTMB-oeveren	9
2	Studiegebieden.....	11
2.1	Kanaal Leuven-Dijle.....	11
2.1.1	Historiek	11
2.1.2	Ligging en constructiekenmerken van de NTMB-oeveren	12
2.1.2.1	Aarschotsesteenweg Leuven - rechteroever	12
2.1.2.2	Herent – zwaikom - linkeroever	15
2.1.2.3	Boortmeerbeek- opwaarts Bieststraat- linkeroever.....	18
2.1.2.4	Boortmeerbeek- afwaarts Bieststraat- linkeroever	21
2.2	Kanaal Brussel–Schelde.....	22
2.2.1	Historiek	22
2.2.2	Ligging en constructiekenmerken van de NTMB-oeveren	23
2.2.2.1	Humbeek- zone 1- rechteroever	24
2.2.2.2	Humbeek- zone 2- rechteroever	24
2.2.2.3	Humbeek- zone 3- rechteroever	25
2.2.2.4	Humbeek- zone 4a- linkeroever.....	27
2.2.2.5	Humbeek- zone 4b- linkeroever	27
2.2.2.6	Opwaarts de sluis van Wintam- rechteroever	29
2.3	Kanaal Charleroi–Brussel.....	30
2.3.1	Historiek	30
2.3.2	Ligging en constructiekenmerken	31
3	Methode	32
3.1	Vegetatiemonitoring	32
3.1.1	Algemeen	32
3.1.2	Permanente kwadraten	32
3.1.3	Lijntransecten	32
3.1.4	Ligging en inventarisatie van pq's en lijntransecten	33
3.2	Vegetatieanalyse	35
3.2.1	Analyse permanente kwadraten	35
3.2.1.1	TWINSpan.....	35
3.2.1.2	Gemiddelde Ellenbergwaarden	36
3.2.1.3	Gemiddelde waarden voor overlevingsstrategie van soorten	36
3.2.1.4	Ecologische soortengroepen.....	38
3.2.1.5	DCA en CCA.....	39
3.2.2	Analyse van lijntransecten	39
3.3	Monitoring van abiotische factoren.....	39
3.4	Analyse van de abiotische factoren	40
4	Planning	41
5	Resultaten	42
5.1	Kanaal Brussel-Schelde en Charleroi-Brussel.....	42
5.1.1	Classificatie van vegetaties (TWINSpan)	42
5.1.2	Gemiddelde Ellenbergwaarden	45
5.1.3	Gemiddelde waarden voor de overlevingsstrategie van soorten	47

5.1.4	Indirecte gradiëntanalyse (DCA).....	48
5.1.5	Directe gradiëntanalyse CCA.....	51
5.2	Kanaal Leuven-Dijle.....	53
5.2.1	Gemiddelde Ellenbergwaarden	53
5.2.2	Ecologische groepen	56
5.2.3	CSR-classificatie	60
5.3	Abiotische factoren	64
5.3.1	Conductiviteit.....	64
5.3.2	Zuurstofconcentratie.....	67
5.3.3	pH.....	71
6	Conclusie	75
	Referenties	77

Lijst van figuren

Figuur 1. Ligging van de NTMB-oever aan de Aarschotsesteenweg in Leuven.....	13
Figuur 2. Oeververdediging ter hoogte van de Aarschotsesteenweg in Leuven, waarbij het profiel aangevuld werd met teelaarde	14
Figuur 3. Oeververdediging ter hoogte van de Aarschotsesteenweg in Leuven, waarbij het profiel niet aangevuld werd met teelaarde	15
Figuur 4. Ligging van de NTMB-oever in Herent	16
Figuur 5. Dwarsprofiel van de NTMB-constructie in Herent	18
Figuur 6. Ligging van de NTMB-oever in Boortmeerbeek.....	19
Figuur 7. Ligging van de NTMB-oever in Grimbergen.....	23
Figuur 8. Dwarsprofiel van de NTMB-oever in zone 1	24
Figuur 9. Dwarsprofiel van de NTMB-oever ter hoogte van zone 2	25
Figuur 10. Dwarsdoorsnede van de NTMB-constructie ter hoogte van zone 3	26
Figuur 11. Dwarsprofiel van de NTMB-oever ter hoogte van zone 4a.....	27
Figuur 12. Dwarsdoorsnede van de NTMB-oever ter hoogte van zone 4b in Grimbergen.....	28
Figuur 13. Dwarsprofiel van de NTMB-constructie in Wintam	29
Figuur 14. Dwarsprofiel van de NTMB-constructie in Lot.....	31
Figuur 15. Schematische voorstelling van de inventarisatiemethode volgens transecten (in bovenaanzicht)	34
Figuur 16. Voorstelling van de verschillende strategieën in een driehoek (Grime 2001).....	37
Figuur 17. 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, verruiging en verstoring.....	38
Figuur 18. TWINSPAN analyse voor de vegetaties langs het Kanaal Brussel-Schelde en Charleroi-Brussel. Tussen haakjes wordt het aantal plots aangegeven die zich binnen de groep bevinden, samen met de indicatorsoorten.....	44
Figuur 19. Boxplots (met mediaanwaarden, 1 ^e en 3 ^e kwartiel, minimum, maximum en outliers) voor de verschillende vegetatiegroepen in functie van het vochtgetal M..	46
Figuur 20. Boxplots (met mediaanwaarden, 1 ^e en 3 ^e kwartiel, minimum, maximum en outliers) voor de verschillende vegetatiegroepen in functie van het nutriëntgetal N.....	47
Figuur 21. De gemiddelde waarde van de verschillende overlevingsstrategieën voor de verschillende TWINSPAN groepen	48
Figuur 22. 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)	49
Figuur 23. Lineaire regressie tussen de waarden van de 1 ^e DCA as en gewogen Ellenbergwaarden voor M ($R^2=0.67$).....	50
Figuur 24. Lineaire regressie tussen de waarden van de 2 ^e DCA as en gewogen Ellenbergwaarden voor N ($R^2=0.24$)	51
Figuur 25. 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))	52
Figuur 26. Gemiddelde Ellenbergwaarden voor het traject aan de Aarschotsesteenweg	53
Figuur 27. Gemiddelde Ellenbergwaarden voor het traject in Herent	54
Figuur 28. Gemiddelde Ellenbergwaarden voor het traject stroomopwaarts de Bieststraat (Boortmeerbeek)	55
Figuur 29. Gemiddelde Ellenbergwaarden voor het traject stroomafwaarts de Bieststraat (Boortmeerbeek)	56
Figuur 30. Procentueel aandeel van de ecologische groepen voor het traject aan de Aarschotsesteenweg	57
Figuur 31. Procentueel aandeel van de ecologische groepen voor het traject in Herent	58
Figuur 32. Procentueel aandeel van de ecologische groepen voor het traject stroomopwaarts de Bieststraat (Boortmeerbeek)	59
Figuur 33. Procentueel aandeel van de ecologische groepen voor het traject stroomafwaarts de Bieststraat (Boortmeerbeek)	60
Figuur 34. CSR-classificatie voor het traject aan de Aarschotsesteenweg	61
Figuur 35. CSR-classificatie voor het traject in Herent	61
Figuur 36. CSR-classificatie voor het traject stroomopwaarts de Bieststraat (Boortmeerbeek)	62
Figuur 37. CSR-classificatie voor het traject stroomafwaarts de Bieststraat (Boortmeerbeek)	63
Figuur 38. Box-plots voor de conductiviteit op het Kanaal Brussel-Schelde (1) en Kanaal Leuven-Dijle (2) tijdens het voorjaar	64
Figuur 39. Box-plots voor de conductiviteit op het Kanaal Brussel-Schelde (1) en Kanaal Dijle-Leuven (2) tijdens de zomer	65
Figuur 40. Box-plots voor de conductiviteit op het Kanaal Leuven-Dijle tijdens het voorjaar (1) en de zomer (2)	66
Figuur 41. Box-plots voor de conductiviteit op het Kanaal Brussel-Schelde tijdens het voorjaar (1) en de zomer (2)	67
Figuur 42. Box-plots voor de zuurstofconcentratie op het Kanaal Brussel-Schelde (1) en Kanaal Leuven-Dijle (2) tijdens het voorjaar	68
Figuur 43. Box-plots voor de zuurstofconcentratie op het Kanaal Brussel-Schelde (1) en Kanaal Leuven-Dijle (2) tijdens de zomer	69
Figuur 44. Box-plots voor de zuurstofconcentratie op het Kanaal Leuven-Dijle tijdens het voorjaar (1) en in de zomer (2)	70
Figuur 45. Box-plots voor de zuurstofconcentratie op het Kanaal Brussel-Schelde tijdens het voorjaar (1) en in de zomer (2)	71
Figuur 46. Box-plots voor pH op het Kanaal Brussel-Schelde (1) en Kanaal Leuven-Dijle (2) tijdens het voorjaar	72
Figuur 47. Box-plots voor pH op het Kanaal Leuven-Dijle tijdens het voorjaar (1) en tijdens de zomer (2)	73
Figuur 48. Box-plots voor pH op het Kanaal Brussel-Schelde in het voorjaar (1) en tijdens de zomer (2)	74
Figuur 49. Box-plots voor het gemiddeld vochtgetal voor de trajecten langs het Kanaal Brussel-Schelde (1) en voor het Kanaal Leuven-Dijle (2)	75

Figuur 50. Vergelijking tussen het CSR-diagram voor de vegetaties langs het Kanaal Brussel-Schelde in vergelijking tot het Kanaal Leuven-Dijle.....	76
---	----

Lijst van tabellen

Tabel 1. Aangepaste Tansleyschaal voor waterlopen.....	33
Tabel 2. De verschillende strategieën van Grime (2001) volgens de mate van verstoring en stress.....	37
Tabel 3. Het C-, S-, R-aandeel bij de verschillende overlevingsstrategieën	38
Tabel 4. Planningstabel waarbij de rapportage wordt aangeduid door stippen	41
Tabel 5. Locaties van de permanente kwadraten.....	81
Tabel 6. De gebruikte splitsingsniveau's voor de twinspan met de procentuele bedekking die ermee overeenkomt.....	84

1 Inleiding

1.1 Situering

1.1.1 Vraagstelling

Ondanks een jarenlange verbetering van de waterkwaliteit, worden vele waterlopen in Vlaanderen nog steeds gekenmerkt door een ontoereikende ecologische toestand. Nochtans stelt de Europese Kaderrichtlijn (KRW, 2000/60/EG) dat uiterlijk 2015 een goede chemische en een aanvaardbare ecologische oppervlaktewaterkwaliteit moet bereikt worden in alle Europese waterlopen. In Vlaanderen werden de krachtlijnen van het KRW vertaald in het Decreet Integraal Waterbeleid. De achteruitgang van de ecologische toestand wordt voornamelijk verklaard door habitatverlies en –fragmentatie (Nilsson *et al.* 2005). De ontwikkeling van NTMB-oeveren kan een instrument zijn om de doelstellingen van het KRW te bereiken.

In het kader van de raamovereenkomst tussen W&Z en INBO, heeft W&Z aan het INBO gevraagd om (1) een monitoringplan uit te werken, (2) een monitoring van de vegetaties uit te voeren en (3) het functioneren van de vooroever als habitat voor vispopulaties te evalueren.

1.1.2 Doelstelling

In deze studie wordt enkel het luik vegetaties behandeld. In functie van de oeverkarakteristieken van de kanalen (breedte van de oever, hellingsgraad) zullen specifieke monitoringstechnieken toegepast worden. De bedoeling hiervan is om veranderingen in vegetaties op een optimale manier te detecteren en hierdoor een relevante analyse mogelijk te maken.

1.1.3 Probleemstelling

Deze studie behelst de realisatie van een monitoring voor de evaluatie van de aangelegde NTMB-oeveren langs het Kanaal Brussel-Schelde, het Kanaal Charleroi-Brussel en het Kanaal Leuven-Dijle.

De oeveren van het Kanaal Brussel-Schelde en Charleroi-Brussel zijn onderhevig aan een sterke golfslag ten gevolge van economische scheepvaart. Langs het Kanaal Leuven-Dijle dient er rekening gehouden te worden met lichte schepen tot 600 ton en pleziervaart.

Langs de kanalen werden verschillende typen natuurvriendelijke oeververdedigingen aangewend, met als doel:

- voorkomen dat oevererosieprocessen een toename in de totale sedimentlast veroorzaken, wat stroomafwaarts onvermijdelijk cumulatieve effecten zal veroorzaken;
- beschermen van diepgewortelde oevervegetatie, wiens functie erin bestaat om de oeveren te stabiliseren en luwe zones te creëren;

- het behoud van optimale diepte/breedte verhoudingen van de rivier voor de ontwikkeling van volwaardige habitateigenschappen voor vissen (AWZ 2002a).

Op alle locaties werden plasbermen aangelegd al dan niet gebruik makend van bestaande zwaaikommen.

Bij vernieuwing of herstelling van oeverversterkingen streeft W&Z ernaar om tot een geïntegreerde visie te komen en te overwegen om alle functies van de oever als één geheel te beschouwen. Naast de civieltechnische eisen voor waterbeheersing en transport, dienen ook de landschappelijke, ecologische, cultuurhistorische en recreatieve functies van de oever en de dijk beschouwd te worden (AWZ 2002b).

Sommige locaties beogen het creëren en het verder uitbouwen van de recreatieve faciliteiten, zowel op het water als op de oever. Dit impliceert de sanering van aanlegsteigers, de aanleg van visplaatsen, het verharderen van jaagpaden (AWZ 2002b). Alle locaties worden gekenmerkt door een intensief gebruik van de verharde jaagpaden. Dit heeft ertoe geleid dat de kanaaloeveren gescheiden werden van de achterliggende gebieden, wat een bijkomende druk op de natuurwaarden langs de kanalen veroorzaakt.

Dit rapport beschrijft en verantwoordt de keuze van de monitoringmethodiek voor de opvolging van de vegetatie-ontwikkeling langs elk van de drie kanalen. Daarnaast worden de resultaten een eerste meting, uitgevoerd in de periode mei – juni 2013, samengevat en vegetatiekundig geanalyseerd.

1.2 Belang van de NTMB-oeveren

De harde oeverstructuren, die de oeveren van kanalen kenmerken, verhogen de stroomsnelheid van het water langs de oever. Hierdoor wordt de vestiging of overleving van vele oeverplanten belemmerd (Fischenich 1997). De complexiteit van de vaargeul wordt gereduceerd door veranderingen die geïnduceerd worden door de harde oeverstructuren: verdwijnen van onregelmatigheden in de oever en variaties in de vaargeulbreedte, homogeniseren van de stroomsnelheid in de omgeving van de oever, creëren van migratieknelpunten ter hoogte van de zijlopen, verlies van natuurlijke oeversubstraat en beperkingen van morfologische aanpassingen die soms vereist zijn voor een stabiele oever. Bovendien worden gestabiliseerde oeveren gekenmerkt door algemene plantengemeenschappen van uniforme ouderdom en soortensamenstelling die kenmerkend zijn voor gestabiliseerde oeveren (Grégory *et al.* 1991; Naiman *et al.* 1993, 2005; Ward & Trockner 2001). De totale soortenrijkdom is negatief gecorreleerd met de harde oeververdedigingen en het scheepsverkeer maar neemt toe met de afstand tot de vaargeul (Wilby & Eaton 1996).

De voordelen in vergelijking tot harde oeverversterkingen kunnen als volgt opgesomd worden (niet-limitatief) (Lachat 1998):

- toenemend dynamisch efficiënte methode voor 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;
- 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 (met die verstande dat er met streekeigen soorten en populaties wordt gewerkt);
- toename van de concentratie zuurstof in het water en het beletten van een te sterke opwarming door beschaduwning;
- vermindering van de turbiditeit in het water;
- vermindering van de kans op algenbloei;
- inpassing in het landschap;
- op standaardwerken van oeververstevingen (beperkte verwachte erosie, beperkte kunstmatigheid) wordt de kostenbesparing tussen 40 en 90% begroot.

De beperkingen zijn vaak gerelateerd tot 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;
- limiterende factoren kunnen o.a. zijn: getijden, sterke helling en hevige golfslag, ruimtegebrek;
- de aanleg van NTMB-oeveren vereist meestal een grotere mankracht, waarvan een bepaalde expertise vereist is.

De aanwezigheid van ondiepe oeverhabitats met een verminderde dynamiek, biedt mogelijkheden voor de ontwikkeling van hoogproductieve soorten zoals grote lisdodde, liesgras en grote egelskop. In dergelijke habitats komen ook kleinere moerasplanten en waterplanten van stilstaande waters (sterrenkroos, kroos, waterpest, hoornblad) frequenter voor. De bereikte oppervlakte van deze bestanden bereiken echter zelden het functioneel en ecologisch belang van de uitgebreide rietmoerassen in andere wetlandhabitats (Wilby & Eaton 1996).

2 Studiegebieden

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 waterloop om de handel met zeeschepen in te voeren. Pas in 1753 werd het kanaal in gebruik genomen door problemen met de sluizen en dijken. De drie initieel bestaande sluizen 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 sluizen moesten dergelijke overstromingen voorkomen. De sluis van Mechelen werd vervangen door een sluis in Battel en één in Boortmeerbeek en in Tildonk werd er 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 vaartkom 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 sluizen 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 30km (30.043 m) (Vandegoor 1998). Tussen 2008 en 2012 werd de vaargeul op de meeste plaatsen verdiept van 3 naar 4 m. Ondanks 3m voldoende diepgang biedt, werd de verdieping uitgevoerd om het baggeren van de aanslibbing langer te kunnen uitstellen (mond. Med. L. Symons).

Het kanaal telt vijf sluizen, alle vijf van het zeldzame type buiksas, zo 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
- Zennegat met een tij afhankelijk verval tussen ongeveer 4,80 m en 0 m

2.1.2 Ligging en constructiekenmerken van de NTMB-oeveren

2.1.2.1 *Aarschotsesteenweg Leuven - rechteroever*

Deze NTMB-oever is net buiten de stadskern van Leuven gelegen langs een gebied voor stedelijke ontwikkeling (Fig. 1; Foto 1). De aanleg is vermoedelijk gebeurd op vraag van de stad Leuven.

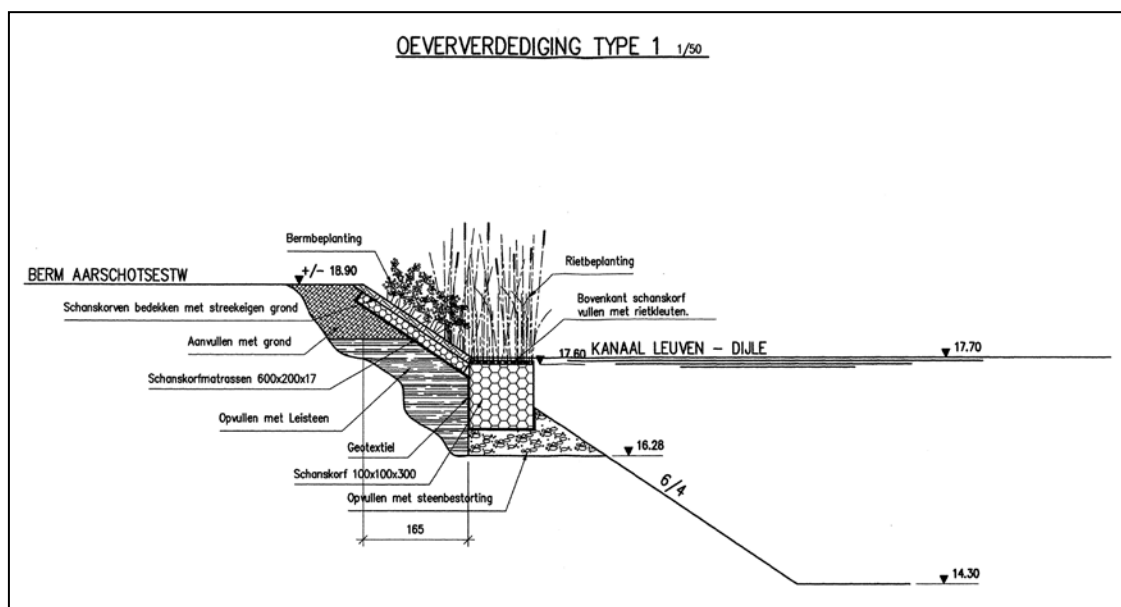
De constructie bestaat grotendeels uit schanskorven en schanskorfmatrassen die bedekt werden met gebiedseigen grond en waarin rietkluiven werden aangebracht (Fig. 2 en 3). Het profiel werd al dan niet aangevuld met teelaarde. Wat vegetaties betreft bestaat de oever grotendeels uit rietkragen.



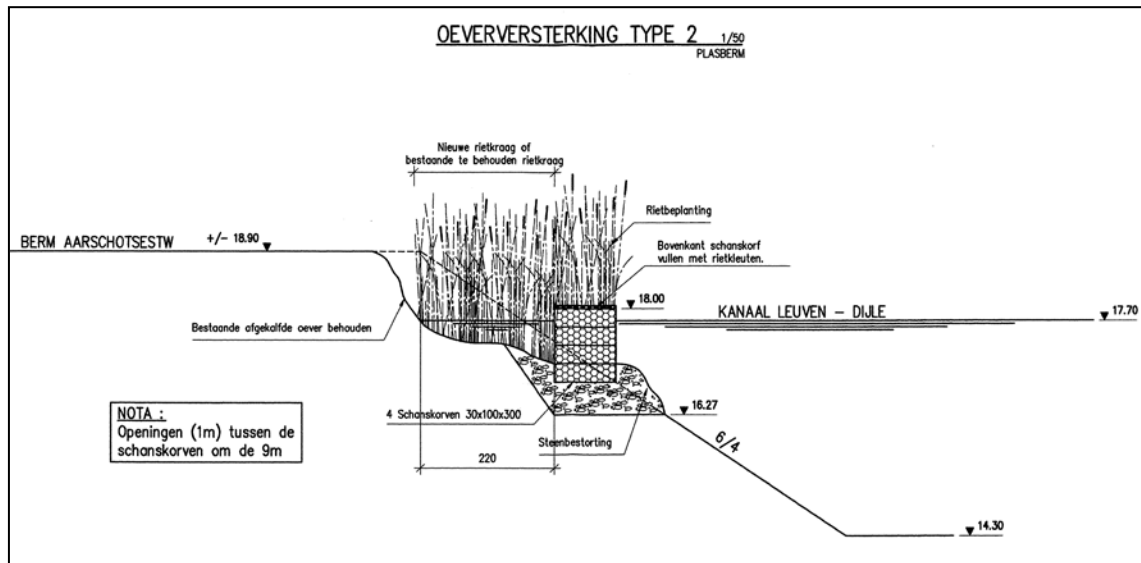
Figuur 1. Ligging van de NTMB-oever aan de Aarschotsesteenweg in Leuven



Foto 1. NTMB-oever ter hoogte van de Aarschotsesteenweg in Leuven



Figuur 2. Oeververdediging ter hoogte van de Aarschotsesteenweg in Leuven, waarbij het profiel aangevuld werd met teelaarde



Figuur 3. Oeververdediging ter hoogte van de Aarschotsestenweg in Leuven, waarbij het profiel niet aangevuld werd met teelaarde

2.1.2.2 Herent – zwaaiikom - linkeroever

Deze NTMB-oever bevindt zich in agrarisch gebied en werd aangelegd in een zwaaiikom (Fig. 4; Foto 2).

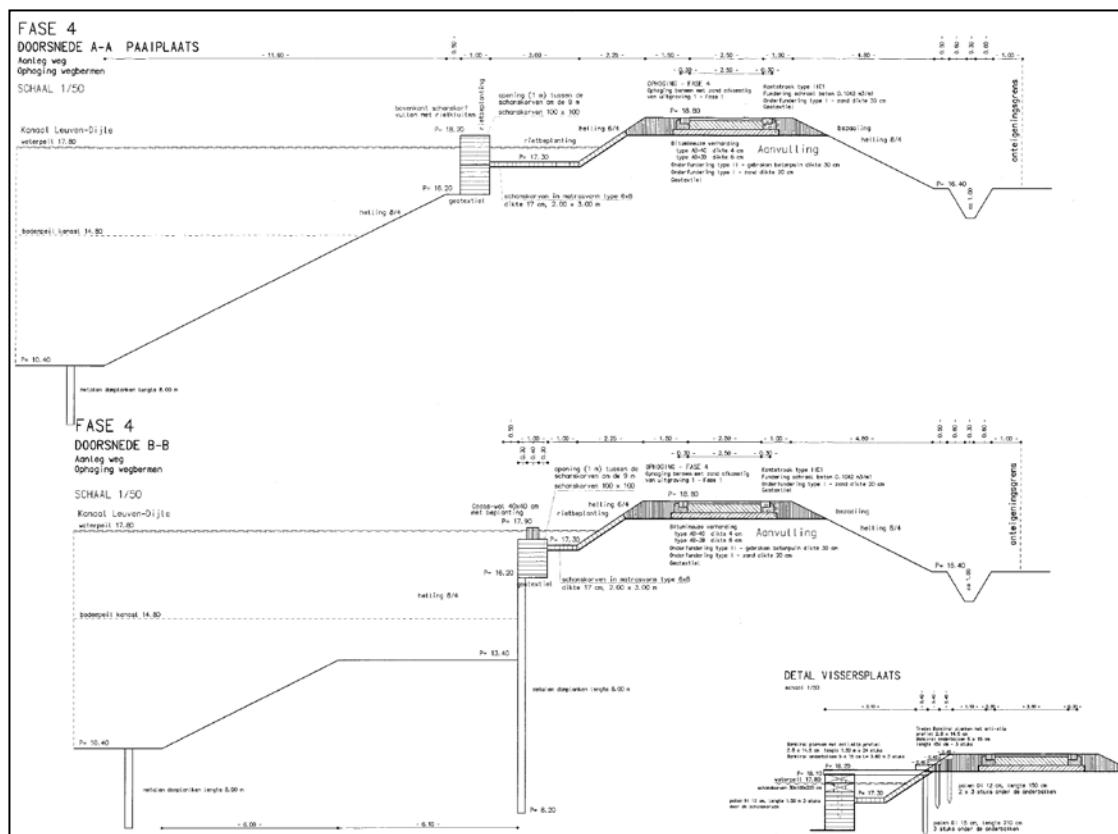
Ter hoogte van de vispaaiplaats bestaat de vooroeverconstructie uit schanskorven die aangevuld werden met rietkluiten. De bodem van de luwe zone is bezet met schanskorfmatrassen. Om de 9 m werd een opening van 1 m breedte voorzien. Onder het bodempeil van het kanaal werd aan de teen van de helling een metalen damplank voorzien (Fig. 5).



Figuur 4. Ligging van de NTMB-oever in Herent



Foto 2. NTMB-oever in Herent ter hoogte van de zwaaiikom

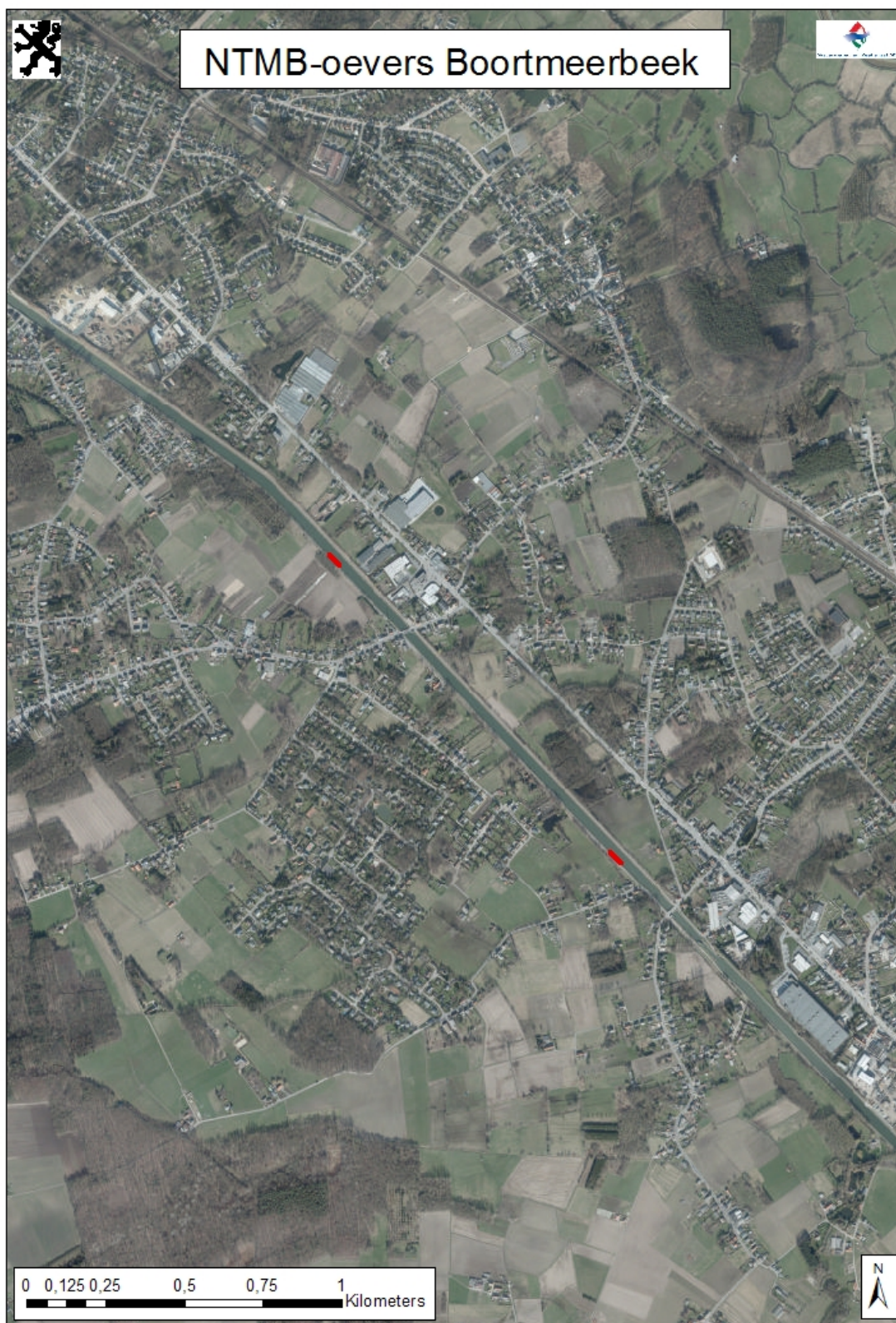


Figuur 5. Dwarsprofiel van de NTMB-constructie in Herent

2.1.2.3 Boortmeerbeek- opwaarts Bieststraat- linkeroever

De NTMB-oever is gelegen in agrarisch gebied (Fig. 6).

De vooroever van NTMB-constructie bestaat uit schanskorven (Foto 3). De bodem van de luwe zone is bezet met schanskorfmattressen. Waarschijnlijk was er de intensie om de luwe zone te laten begroeien door rietvegetaties aangezien kokosrolmattressen aanwezig zijn. De begroeiing is echter sterk aangetast door de predatie van ganzen. Op een van de mattressen is er geen vegetatie meer aanwezig (Foto 4).



Figuur 6. Ligging van de NTMB-oeveren in Boortmeerbeek



*Foto 3. NTMB-oever in
Boortmeerbeek
stroomopwaarts de Bieststraat*



Foto 4. Kokosvezelmat zonder begroeiing

2.1.2.4 *Boortmeerbeek- afwaarts Bieststraat- linkeroever*

Deze constructie komt overeen met de constructie stroomopwaarts de Bieststraat en ligt eveneens in agrarisch gebied (Fig. 6). Weliswaar is de luwe zone vegetatierijker en bestaat ze hoofdzakelijk uit grote lisdodde.



Foto 5. NTMB-oever 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. Om dit te vermijden 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 is 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 in Brussel werd 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 industriebekken 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 Fonteynen) en Humbeek werden vervangen door de sluis van Kapelle-op-den-Bos.

In 1965 werd een nieuwe modernisering opgestart 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 (duwvaartkonvooien) tot 9000 ton. In Willebroek, bij het insteeddok van Verbrande Brug en in de haven van Brussel werden in het recente verleden 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 NTMB-oeveren

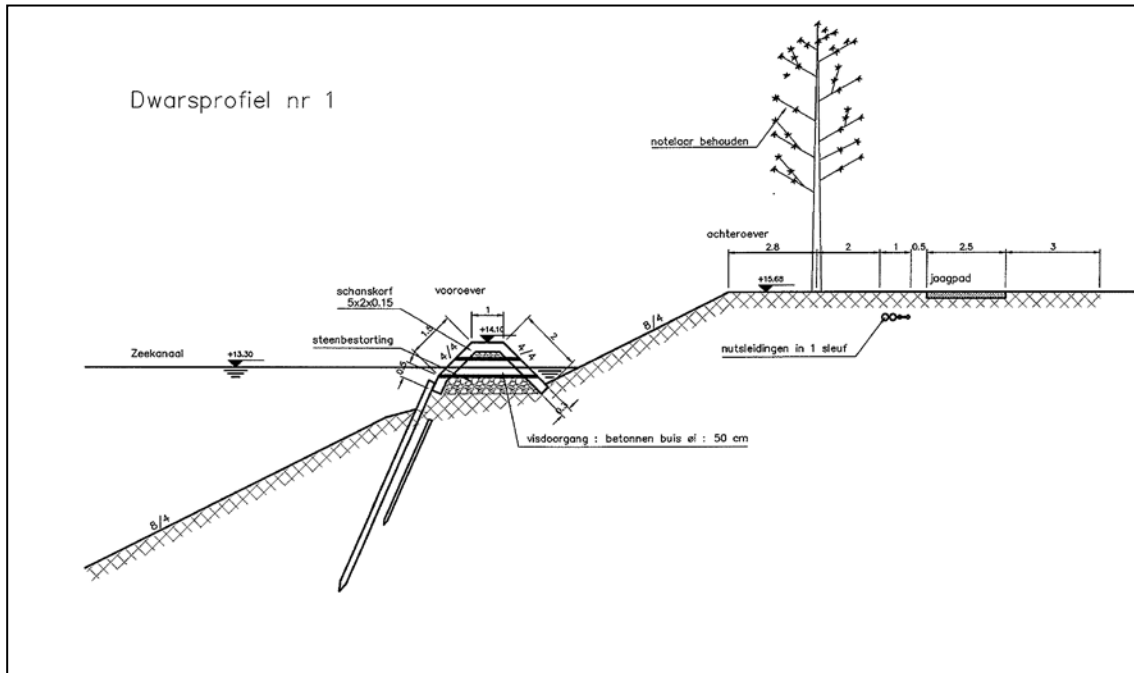
De trajecten met NTMB-oeveren (Fig. 7) maken deel uit van een proefproject om expertise op te bouwen i.v.m. de mogelijkheden van natuurvriendelijke oevers op andere trajecten.



Figuur 7. Ligging van de NTMB-oeveren in Grimbergen

2.2.2.1 Humbeek- zone 1- rechteroever

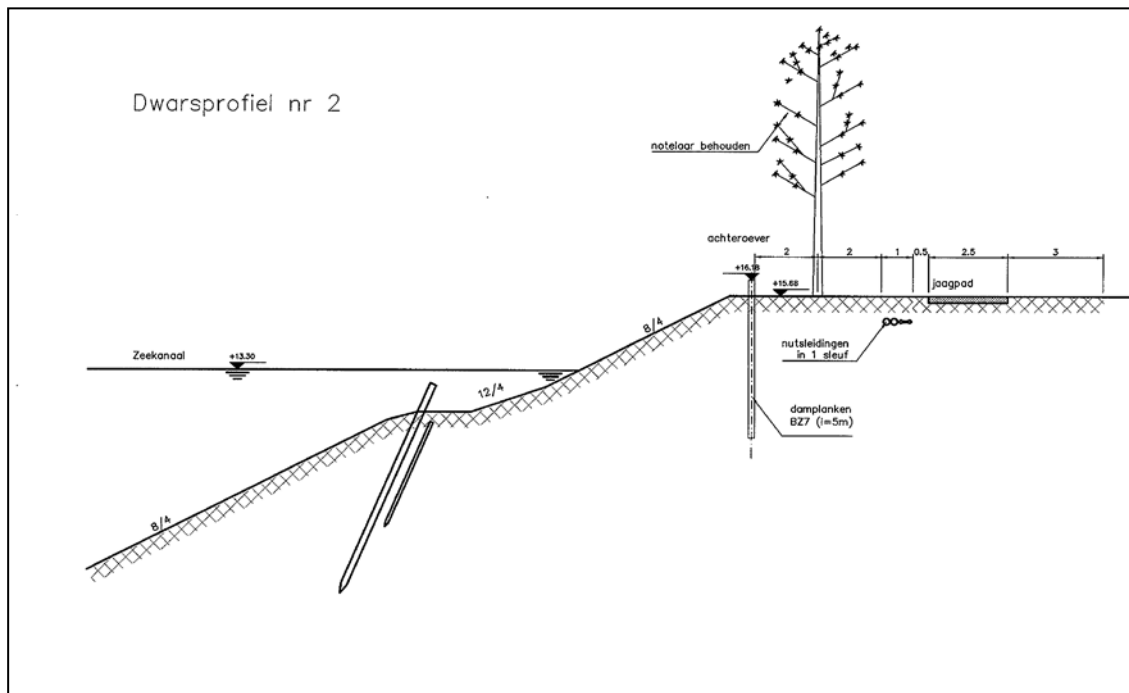
De vooroever is opgebouwd uit schanskorven. De bodem van de plasberm en de oever zijn niet versterkt. De brede vooroever in combinatie met de zacht hellende oever zorgen ervoor dat er een ondiepe plasberm gecreëerd werd (Fig. 8). De verbinding tussen de luwe zone en het kanaal wordt tot stand gebracht door 3 buizen met een diameter van 50 cm.



Figuur 8. Dwarsprofiel van de NTMB-oever in zone 1

2.2.2.2 Humbeek- zone 2- rechteroever

De oever werd gedeeltelijk afgegraven en onversterkt gelaten. Aan de bovenkant van het talud werden damplanken geplaatst om de afkalving van het jaagpad te vermijden. De oude vooroeververdediging is onder water nog gedeeltelijk aanwezig maar is niet meer functioneel voor de bescherming van de oever tegen golfslag (Fig. 9).

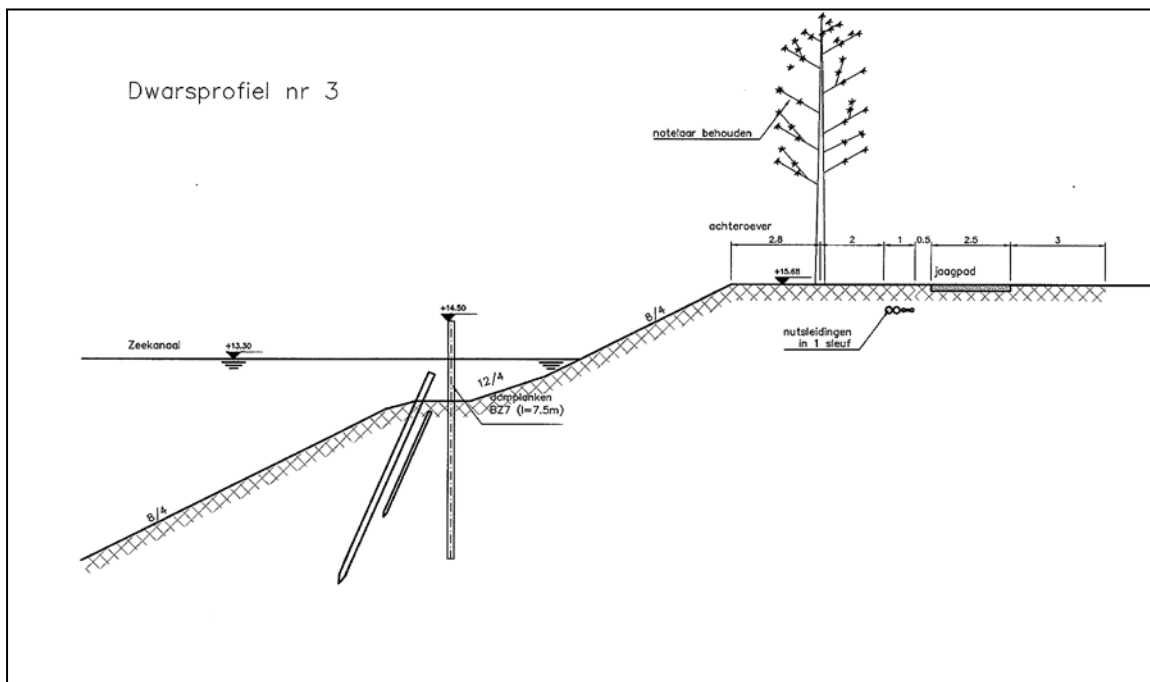


Figuur 9. Dwarsprofiel van de NTMB-oever ter hoogte van zone 2

2.2.2.3 Humbeek- zone 3- rechtoever

De oever van deze plasberm werd niet verstevigd. De vooroeverconstructie bestaat uit damplaten. Er zijn 3 verbindingsingen met het kanaal voorzien van 1 m breed. Om een verregaande deining in de luwe zone te voorkomen, werden achter de openingen damplanken aangebracht. Bovendien werd steenbestorting aangebracht om de vooroeverconstructie te verstevigen (Fig. 10).

De vegetatie van de oever bestaat grotendeels uit wilgenstruwelen (Foto 6)



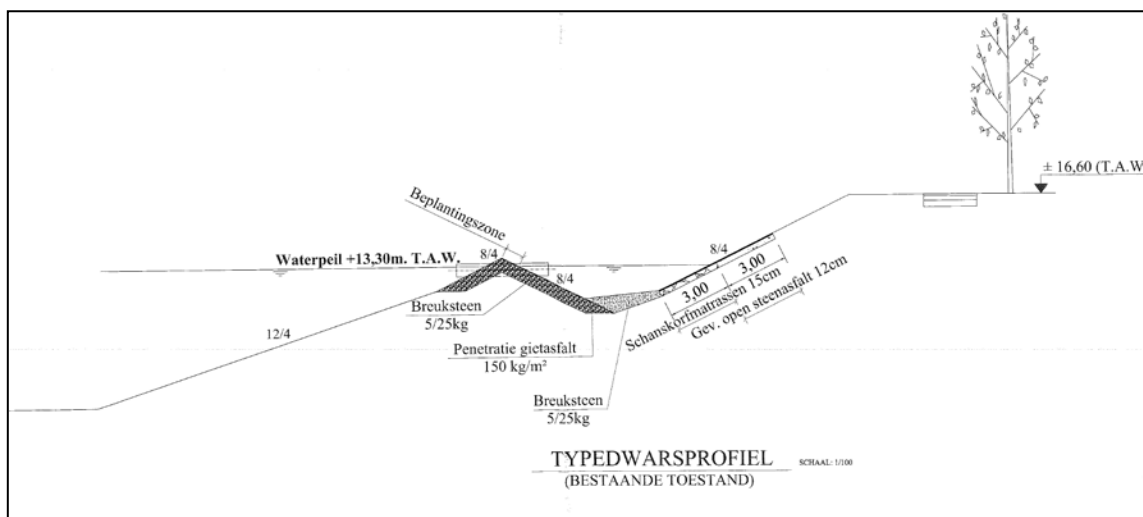
Figuur 10. Dwarsdoorsnede van de NTMB-constructie ter hoogte van zone 3



Foto 6. Wilgenstruwelen langs de NTMB-oever van zone 3

2.2.2.4 Humbeek- zone 4a- linkeroever

De vooroever werd aangelegd in breuksteen, maar deze werd heraangelegd in 2007 en alle aanwezige wilgenbegroeiing werd verwijderd. In de vooroever werd er om de 50 m een verbindingsbuis naar het kanaal voorzien. De eigenlijke oevers zijn uitgevoerd met schanskorven tot ongeveer 1 m boven de wateroppervlakte. Hogerop werd het talud over 3m gestabiliseerd aan de hand van gepenetreerd steenasfalt (Fig. 11). De eigenlijke oever werd beheerd door het kappen van de wilgenstruwelen (Foto 7).



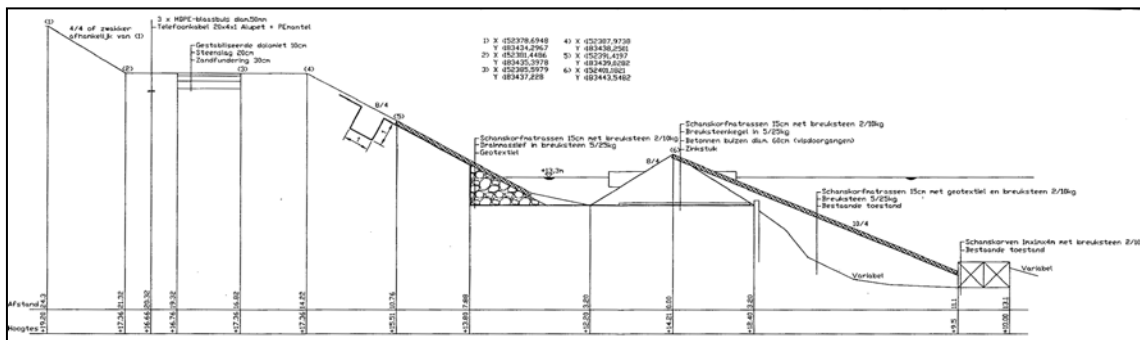
Figuur 11. Dwarsprofiel van de NTMB-oever ter hoogte van zone 4a



Foto 7. Oever van de NTMB-constructie ter hoogte van zone 4

2.2.2.5 Humbeek- zone 4b- linkeroever

In 2006 werd een laatste traject op de linkeroever over een lengte van 600 m afgewerkt (Foto 8). De oever werd met schanskorven bekleed tot ongeveer 5m boven de wteroppervlakte (Fig. 12). Er werden openingen met een breedte van 60 cm in de vooroever voorzien telkens om de 50 m.



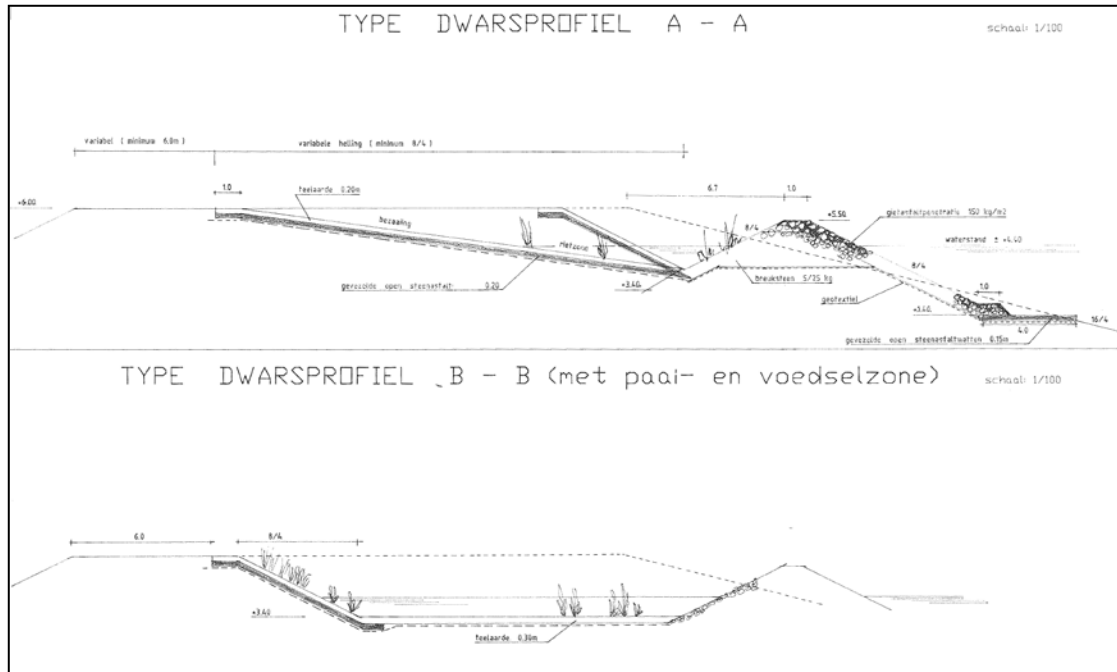
Figuur 12. Dwarsdoorsnede van de NTMB-oever ter hoogte van zone 4b in Grimbergen



Foto 8. NTMB-oever ter hoogte van zone 4b in Grimbergen (linkeroever)

2.2.2.6 Opwaarts de sluis van Wintam- rechteroever

De vooroeverconstructie bestaat uit stortstenen met gietasfaltpenetratie. De eigenlijke oever is bezet met gevezelde steenasfalt overdekt met teelaarde, die vervolgens werd ingezaaid (Fig. 13). Ter hoogte van de paaiplaatsen is de luwe zone uitgebreid (Foto 9).



Figuur 13. Dwarsprofiel van de NTMB-constructie in Wintam



Foto 9. NTMB-oever in Wintam ter hoogte van een paaiplaats

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 staat tevens in verbinding met de volgende kanalen en rivieren:

- het Canal du Centre (Seneffe)
- het Zeekanaal Brussel-Schelde (Brussel)
- de Samber (Charleroi)

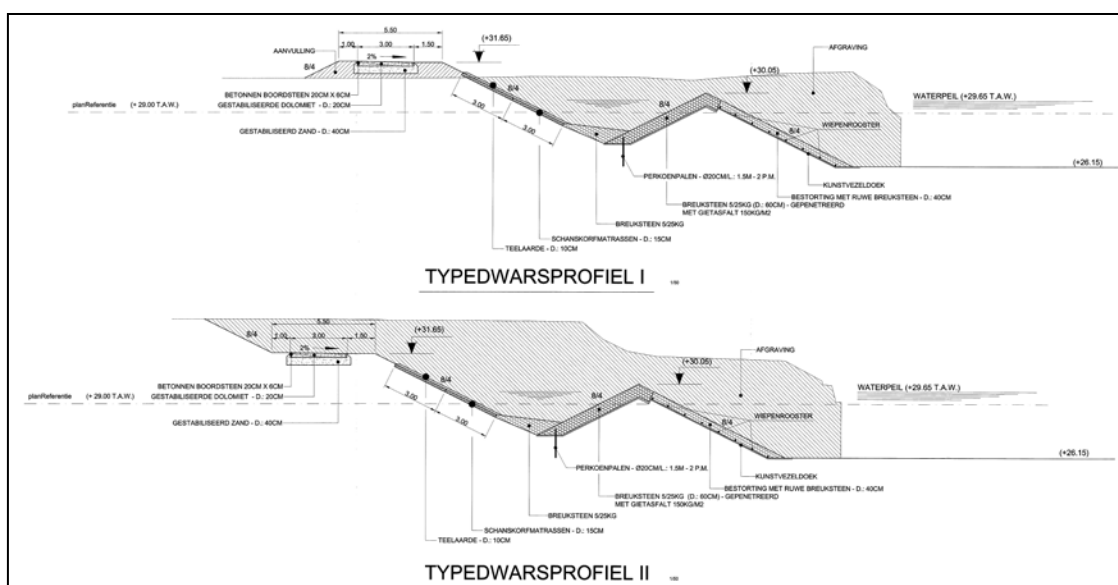
Oorspronkelijk was het kanaal geschikt voor schepen tot 70 ton, was het 74,5 km lang en telde liefst 55 sluizen waarvan 30 op het stuk van Ronquières tot Seneffe. Daar ligt de scheiding tussen het waterbekken van de Schelde en de Maas. Er moest een hoogteverschil van maar liefst 70 meter overwonnen worden. Hiervoor werd de vallei van de Samme gevolgd. Omdat de streek arm aan water is, werd er in plaats van nog meer kleine sluizen de 1267 m lange Tunnel van La Bête Refaite gebouwd (Sterling & Daubram 2001).

Om aan de 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 sluizen 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

Voor de realisatie van de NTMB-oever in Lot werd de oorspronkelijke oever uitgegraven. De oever werd gestabiliseerd door schanskorfmatrassen. De vooroeverconstructie en de bodem van de luwe zone bestaan uit breuksteen. De vooeover werd nog verder gestabiliseerd door het gebruik van gietasfalt en door de basis van de vooroever vast te leggen aan de hand van perkoenpalen (Figuur 14, Foto 10).



Figuur 14. Dwarsprofiel van de NTMB-constructie in Lot



Foto 10. NTMB-constructie in Lot

3 Methode

3.1 Vegetatiemonitoring

3.1.1 Algemeen

In dit onderzoek is de gebruikte methode afhankelijk van de ontwikkeling van de ecologische gradiënten van een vegetatiegemeenschap langs de kanaaloevers. Er is een zonatie aanwezig wanneer soorten andere plaatsen op de oevers innemen afhankelijk van het waterpeil. Deze zonatie suggereert dat de gradient aan factoren variërend in relatie tot de relatieve ligging op de oever (bv. vochtigheidsgraad, organisch gehalte van de bodem, korrelgrootte, overstromingsduur), een bepalende invloed heeft op oeverplanten en hun gemeenschappen (Keddy 1984). Een ander kenmerk van oeverplantengemeenschappen, is dat op locale schaal, een grote variatie kan optreden in soortensamenstelling en soortenrijkdom. Om een correcte beschrijving te bekomen van ecologische gradiënten, moet er afhankelijk van de locatie, gekozen worden voor een aangepaste methode om de vegetatie te inventariseren.

3.1.2 Permanente kwadraten

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

Deze methode vereist echter wel een homogeniteit in vegetaties. Deze homogeniteit komt zelden voor op de transitie tussen de waterlijn en de kruin van de oever, in het bijzonder wanneer de gradient kort is.

3.1.3 Lijntransecten

Een andere methode voor de karakterisatie van oevervegetaties is het gebruik van lijntransecten. De sterkte van deze method is dat ze kostenbesparend kan zijn wanneer grote geografische regio's beschreven kunnen worden zonder dat het vereist is dat alle soorten worden gedetecteerd. Bovendien bieden ze het bijkomend voordeel dat een groot aantal transecten die repetitief gebruikt worden over kleinere oppervlakten, gegroepeerd kunnen worden tot grotere eenheden om toevallige schommelingen in vegetatiesamenstellingen op te heffen (Fewster *et al.* 2005).

Een lijntransectanalyse is een veelgebruikte methode voor de bepaling van de abundantie en densiteit van planten- en diersoorten. Voor de plantenanalyse werden ze op verschillende manieren gebruikt: voor het detecteren van verschillen in soortendensiteit in graslandgemeenschappen onder verschillende beheertypen (Lörentzen *et al.* 2008), verschillen in bodemkenmerken ten gevolge van begrazing (Muscha & Hild 2006), de vergelijking van vegetatieveranderingen langs begrazingsgradiënten met een verschillende begrazingsdruk (Hoshino *et al.* 2009), de vergelijking van wegbermgemeenschappen langs omgevingsgradiënten (Arévalo *et al.* 2005; Karim & Mallik 2008), de zonatie van oevers van stilstaande waters en kustecosystemen (Keddy 1984; Steinhardt 2009), de beschrijving van successiegradiënten (Jerling 1983), de evaluatie van het herstel van oevergemeenschappen (Long *et al.* 2003).

3.1.4 Ligging en inventarisatie van pq's en lijntransecten

Afhankelijk van de vegetatiesamenstelling werden lijntransecten of permanente kwadraten uitgezet. Wanneer homogene vegetatie-eenheden geïdentificeerd werden, werden pq's (permanente kwadraten) afgebakend (Bijlage 1).

De pq's worden op een raai (transect) geplaatst. Indien de homogeniteit van de vegetatie het toelaat, bedraagt de afmeting van de pq's 4m x 2m. Waar de vegetatiegordels smaller zijn, worden pq's uitgezet van 8m x 1m. Dezelfde afmetingen blijven onveranderd over het hele transect.

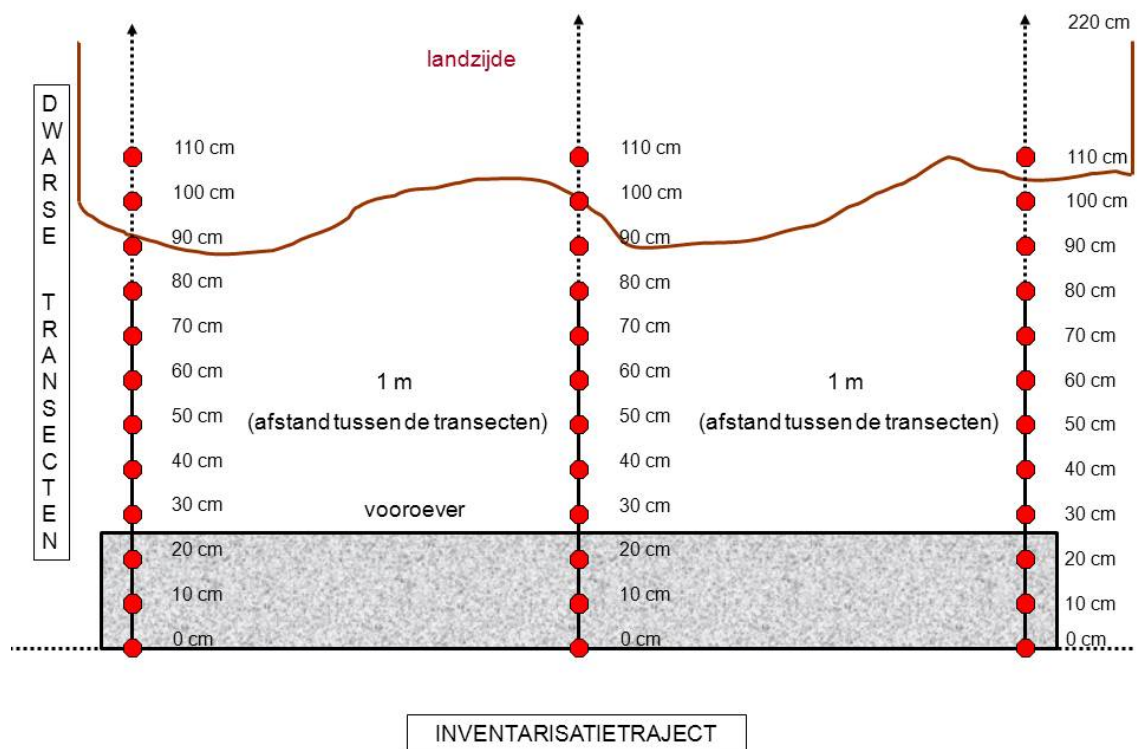
De pq's werden geïnventariseerd volgens een aangepaste Tansleyschaal, die grotendeels overeenkomt met een Braun-Blanquetschaal (Tabel 1).

Tabel 1. Aangepaste Tansleyschaal voor waterlopen

Code	Omschrijving
1	Zeldzaam: minder dan 3 exemplaren
2	Occasioneel: meer exemplaren, nooit 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

Elders, waar de hereogeniteit van de vegetaties geen permanente kwadraten toelaat, werden lijntransecten uitgezet.

Loodrecht op de oever werden dwarse lijntransecten opgemeten aan de hand van een meetstok. Deze transecten werden om de meter over het volledige traject van de NTMB-oever uitgezet. Vanuit de rivierzijde wordt langsheen de dwarse transecten om de 10cm, de plantensoorten geïnventariseerd (Fig. 15).



Figuur 15. Schematische voorstelling van de inventarisatiemethode volgens transecten (in bovenaanzicht)

Transecten zijn de lijnen waarlangs de vegetatieopnamen gebeuren en worden gelegd langsheen gradiënten waar een snelle omschakeling van soorten verwacht wordt in functie van veranderende omgevingsfactoren. 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 minimumtijd. Door gebruik te maken van transecten is het mogelijk om continue maten te gebruiken, zoals het aandeel van soorten die kenmerkend zijn voor bepaalde standplaatsfactoren.

Het onderzoek spitst zich toe op situaties waarbij er voor de overgang land-water weinig ruimte is. Voor het Kanaal Dijle-Leuven, varieert deze breedte tussen 2 en 4m. 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 gebiedsdekkende opnamen te kunnen maken. Daarnaast is op de oevers sprake van een steile gradiënt en een sterke dynamiek, waardoor meerdere vegetatietypen op een kleine oppervlakte of verschillende overgangen tussen de vegetatietypen voorkomen.

Ecologische soortengroepen die uit deze opnamen kunnen afgeleid worden, op basis van vegetatiestructuur en standplaatsfactoren (ecotootypen), zullen in smalle natuurvriendelijke oevers, doorgaans slechts fragmentarisch vertegenwoordigd zijn. Er zullen telkens van veel groepen enkele soorten aanwezig zijn. Een belangrijke voorwaarde voor het bepalen van het ecotootype met behulp van ecologische groepen is dat de vegetatie in evenwicht verkeert met de heersende milieu-omstandigheden. Is dit niet het geval, doordat zich recent grote veranderingen in standplaatsfactoren hebben voorgedaan of omdat de vegetatie grotendeels bestaat uit aangeplante soorten, dan is de bepaling van het ecotootype niet mogelijk

(Runhaar *et al.* 1987). Met natuurvriendelijke oevers is dit vaak het geval. Direct na de aanleg zijn de standplaatsfactoren ingrijpend gewijzigd, en vaak is er gebruik gemaakt van aangeplante soorten (kokosrollen). Het bepalen van het ecotooptype vlak na aanleg is dan ook weinig zinvol. De vegetatie reageert eerst op de toegebrachte veranderingen in abiotische omstandigheden en dynamiek en zal de eerste tijd vooral bestaan uit pionier- en ruigtevegetatie, ook met soorten die afkomstig zijn uit de vorige vegetatie en/of uit de zaadbank van eventueel aangebrachte grond (Duijn 1994).

In deze studie is de structuur van de oevers en het kanaal bepalend voor de ontwikkeling van de vegetaties. Permanente kwadraten (PQ) werden uitgezet langs het Kanaal Brussel-Schelde en Brussel-Charleroi en lijntransecten werden uitgezet langs het Kanaal Leuven-Dijle.

3.2 Vegetatieanalyse

3.2.1 Analyse permanente kwadraten

Bij de dataverwerking horen zowel databankverwerking (ACCESS en INBOVEG), GIS-analyse en rapportage. Voor de statistische analyses wordt parametrische testen gebruikt indien de set van gegevens overeenkomt met een normaalverdeling. Waar 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 probabiliteitsdistributie volgen (Potuin & Rolff 1993).

Permanente kwadraten worden in eerste instantie in klassen onderverdeeld. In functie van de eigenschappen van de soorten die in de verschillende klassen voorkomen, worden de verschillende vegetatieklassen gekarakteriseerd.

3.2.1.1 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 classificatiemethodes. In deze studie werd gebruik gemaakt van twinspan.

Twinspan (= Two-Way Indicator Species Analysis; Hill, 1979) is een divisieve classificatiemethode die vertrekt van de totaliteit van de opnames en die verder opsplijst 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 cutlevels) te definiëren kan bepaald worden in hoeveel schijnsoorten een soort

wordt opgesplitst in een opname. Een splitsingsniveau geeft de minimumbedekking van een soort aan om tot een schijnsoort te behoren (bijlage 2, tabel 6).

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.

3.2.1.2 *Gemiddelde Ellenbergwaarden*

De gradiënt van de rivier naar de oeverrand wordt weerspiegeld in de soortensamenstelling. De analyse maakt gebruik van Ellenberggetallen voor indicatieve plantensoorten (Ellenberg 1991); dit is een indicatiewaarde volgens een ordinale schaal voor verschillende milieufactoren. Hierbij zijn de milieuumstandigheden bij het voorkomen van de plantensoort van doorslaggevende aard. Veel soorten hebben echter ook een brede amplitude of een onduidelijke milieu-indicatie.

Ellenbergwaarden kunnen op indirecte wijze (afgeleid uit de vegetatie) aangeven welke gradiënten aanwezig zijn in de oeverzone. Deze waarden zijn indicatorwaarden die afgeleid werden per soort voor de omgevingsvariabelen zoals onder andere het vochtgehalte, nutriëntgehalte en bodemreactie (zuur/basegehalte) (Ellenberg *et al.* 1991).

M: vochtgehalte

N: nutriëntgehalte

R: bodemreactie - zuur/basegehalte

De waarden zijn gebaseerd op veldonderzoek 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 habitatcalibratie (Schaffers & Sýkora 2000). Het berekenen van gemiddelde indicatorwaarden kan beschouwd worden als een doeltreffende vorm van calibratie 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.

Buiten het risico op een grote ruimtelijke, seizoenale en tijdsvariatie kunnen abiotische metingen ontoereikend blijken door een gebrek aan variantie, een eigenschap die inherent is aan gemeten variabelen. Bovendien is het gebruik van Ellenbergwaarden een eenvoudige en goedkope methode in vergelijking tot de tijdrovende en dure bodemmetingen.

3.2.1.3 *Gemiddelde waarden voor overlevingsstrategie van soorten*

De CSR-classificatie is een indeling van plantensoorten volgens de overlevingsstrategie waarbij stress en verstoring de belangrijkste externe factoren zijn. Een verschillend aandeel van deze externe factoren resulteert in een competitieve (bv. grote brandnetel, riet, harig wilgenroosje, akkerdistel), stresstolerante (bv. tongvaren) en ruderaal (bv. spiesmelde, blaartrekkende boterbloem) strategie.

Grime (2001) ontwikkelde een classificatie van plantensoorten volgens de overlevingsstrategie: de CSR-classificatie. Door de andere benadering kan deze indeling complementaire informatie opleveren ten opzichte van de Ellenberggetallen.

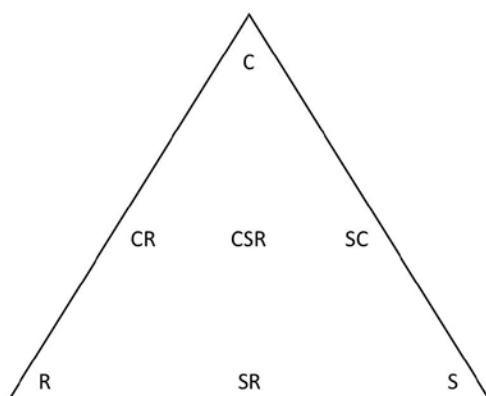
De CSR-classificatie vertrekt van het idee dat twee groepen van externe factoren de hoeveelheid dood en levend plantmateriaal in welk habitat ook bepalen: stress en verstoring. Stress bestaat uit factoren die de productiviteit van fotosynthese beperken zoals het gebrek aan licht, water, nutriënten of suboptimale temperaturen. Verstoring houdt het geheel of gedeeltelijk vernietigen van de plantbiomassa in door bv. herbivoren, windschade, vorstschade, ziekteverwekkers, vertrapping, erosie,... (Grime, 2001).

Door de mate van stress en verstoring kunnen verschillende overlevingsstrategieën worden bepaald (tabel 2).

Tabel 2. De verschillende strategieën van Grime (2001) volgens de mate van verstoring en stress

verstoring	stress	
	<i>laag</i>	<i>hoog</i>
<i>laag</i>	C Competitieve strategie	S Stress-tolerante strategie
<i>hoog</i>	R Ruderaal strategie	

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 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 16).



Figuur 16. Voorstelling van de verschillende strategieën in een driehoek (Grime 2001)

De verschillende overlevingsstrategieën worden bekomen 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

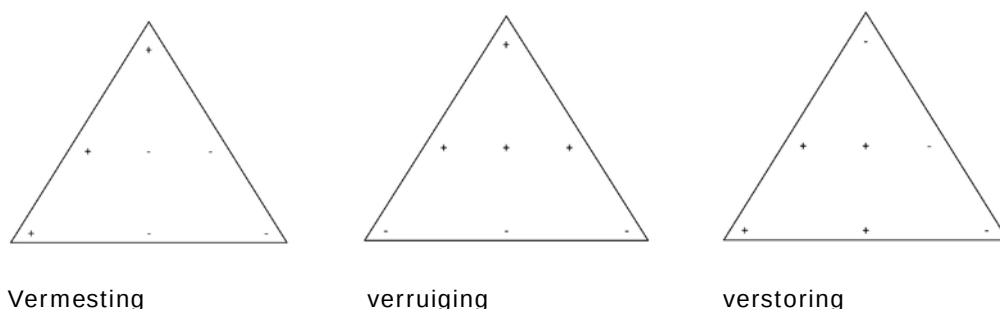
de verschillende plantensoorten die in deze studie werd aangewend is overgenomen uit Hodgson *et al.* (1995).

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 opgelijst in tabel 3.

Tabel 3. Het C-, S-, R-aandeel bij de verschillende overlevingsstrategieën

	C	S	R		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				

De CRS-classificatie blijkt, via lange-termijn studies, nuttig te zijn voor het inschatten van processen die gepaard gaan met een veranderend landgebruik. Veranderingen in de relatieve abundantie van de verschillende overlevingsstrategieën (aandeel C, R of S) geven bv. indicaties voor verstoring, verruiging of vermesting (figuur 17; Hunt *et al.* 2004; Bunce *et al.* 1999; Smart *et al.* 2005).



Figuur 17. 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, verruiging en verstoring.

3.2.1.4 Ecologische soortengroepen

De natuurwaarde van de natuurvriendelijke oevers werd op basis van plantensamenstelling bepaald aan de hand van de ecologische soortengroepen volgens Runhaar *et al.* (1987). Uit de aanwezigheid van diverse ecologische referentiebeelden werden volgende soortengroepen geselecteerd (Cuperus & Canters 1992):

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

Bij de samenstelling van elke soortengroep, werd er rekening gehouden met een eventuele smalle of brede ecologische amplitude. De soorten die over het algemeen alleen voorkomen in één of meerdere van de geselecteerde ecologische groepen worden aangeduid als de “typische oeversoorten”. De soorten die daarnaast vooral ook in andere ecologische groepen voorkomen zijn de “facultatieve oeversoorten” (Duijn 1994).

De ecologische waarde van de oever en de mate waarin hij een beschermende functie kan vervullen kan bepaald worden aan de hand van de verhouding tussen de kenmerkende oeversoorten en de niet-kenmerkende soorten.

3.2.1.5 DCA en CCA

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 vegetatietypen dan de modellen die gebaseerd zijn op bivariate analyse (Grace 1999).

DCA, een indirecte gradiëntanalyse werd gebruikt om te evalueren welke belangrijke gradiënten in de 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 opnamen langsheen ordinatie-assen op basis van de soortensamenstelling. Het resultaat is een clustering van gegevens in een driedimensionele ruimte, waarbij de afstand tussen de opnamen een maat is voor de similariteit van de soortensamenstelling tussen de opnamen: hoe dichter de opnamen 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 (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 Analyse van lijntransecten

Om inzicht te verwerven in de gradiënt langsheen de trajecten van het Kanaal Dijle-Leuven, werden gemiddelde waarden berekend voor Ellenberg, overlevingsstrategieën en ecologische groepen over verschillende afstanden vanaf de vooroeverconstructie.

3.3 Monitoring van abiotische factoren

Op diverse plaatsen langs de plasbermen worden abiotische factoren opgemeten. Het zuurstofgehalte, % van zuurstofsaturatie, pH, conductiviteit en temperatuur opgemeten aan de hand van een veldkit. Vervolgens wordt het verschil van de waarden tussen het kanaal en de plasberm, de verschillende seizoenen en de verschillende waterlopen geëvalueerd. Door deze analyse kunnen de potenties voor de ontwikkeling van water- en oeverplanten eventueel ingeschat worden.

3.4 Analyse van de abiotische factoren

Verschillende parameters 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 parameters andere statistische methodes 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 parameters werden berekend door de Spearman correlatie coëfficiënt ($p < 0,01$).

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 Ellenberg scores en CSR-scores). Deze associaties werden berekend door middel van de Spearman correlatie coëfficiënt.

De statistische berekeningen werden verricht door Statistica versie 7.1.

4 Planning

Over de periode 2012-2017 wordt de vegetatie om de 2 jaar geïnventariseerd in de periode juni/juli. Ook de abiotiek wordt 2 maal per jaar opgemeten (april/mei en augustus) (Tabel 4).

Eind 2013 en eind 2015 is een tussentijdse rapportage voorzien. Eind 2017 wordt het definitief rapport gefinaliseerd. In dit eindrapport wordt eveneens een globale evaluatie voorzien met advies voor het verbeteren van de functionaliteit naar vegetaties en vispopulaties toe. Mogelijk hebben de resultaten implicaties op de beheer- en inrichtingsmaatregelen.

Tabel 4. Planningstabel (●: rapportage, ○: inventarisatie vegetaties, □: bepaling abiotiek, ◇: inventarisatie van de vispopulaties voor het Kanaal Brussel-Schelde en Charleroi-Brussel, Δ: inventarisatie van de vispopulaties voor het Kanaal Leuven-Dijle

Timing											
2012		2013		2014		2015		2016		2017	
○□	□		●	○□◇	□◇	Δ	Δ●	○□	□		●

5 Resultaten

5.1 Kanaal Brussel-Schelde en Charleroi-Brussel

5.1.1 Classificatie van vegetaties (TWINSPAN)

Om de vegetaties te kenmerken werd een TWINSPAN analyse uitgevoerd. Hierbij werd een onderscheid gemaakt tussen de opnames langs de vooroever, de waterlijn, het talud en de kruin (Fig. 18).

Een zeer kenmerkende 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 waterlijn ter hoogte van Wintam (00). Zwarte els ligt in dit geval aan de basis van de afsplitsing en andere kenmerkende soorten zijn haagwinde, gewone smeewortel, ruw beemdgras, boswilg.

De grote groep met de overige opnames (01) ondergaat een nat/droog opsplitsing. De groep die gekenmerkt wordt door het vochtgradiënt bestaat uit de resterende vooroever van Wintam en waterlijnvegetaties 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, heeblaadjes.

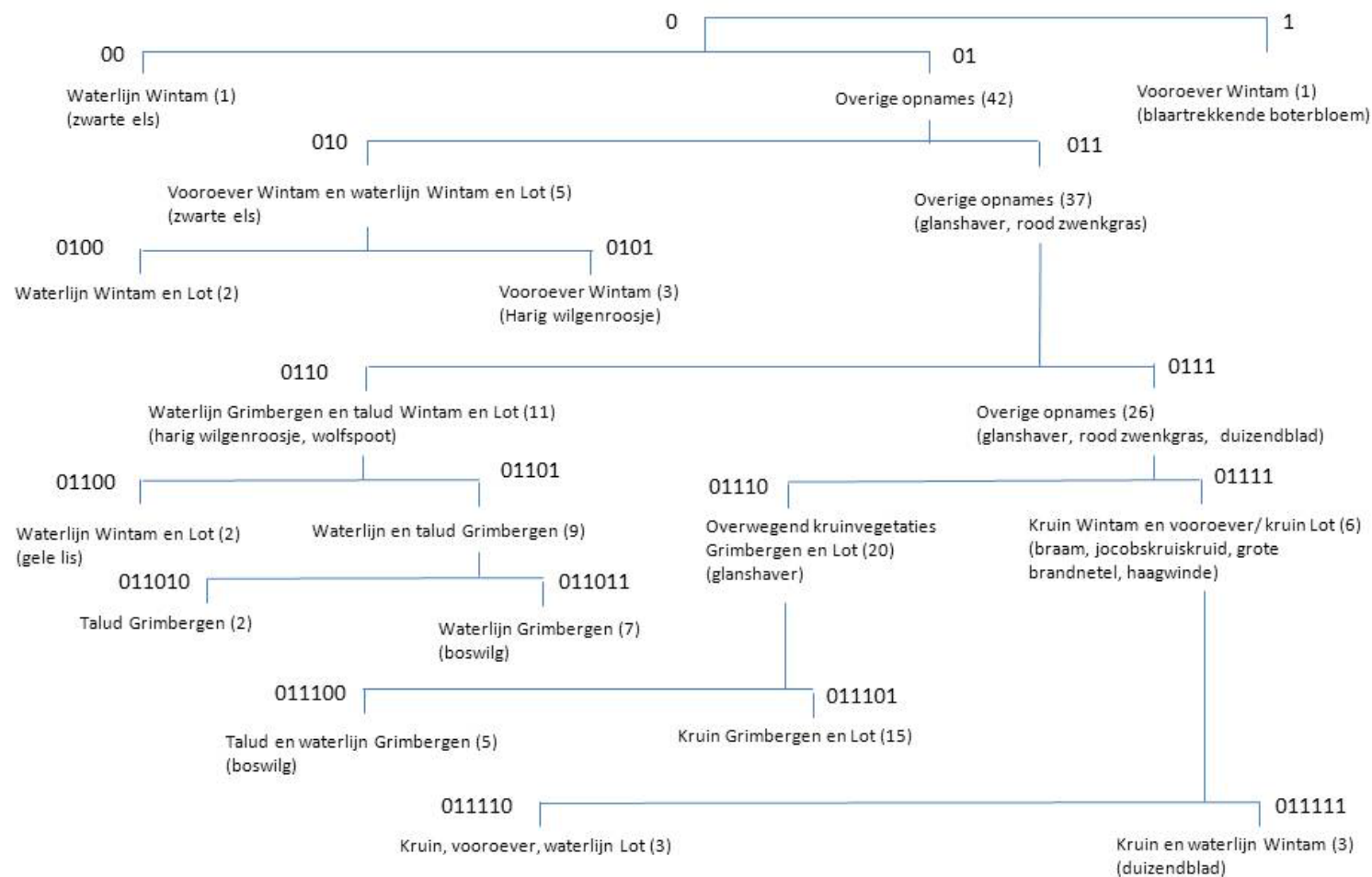
Een verdere opsplitsing van die groep maakt een onderscheid tussen de plots die gelegen zijn op de vooroever (0101) en de plots die aan de waterlijn gelegen zijn (0100). Op de vooroever komen vochtminnende soorten voor als riet, zwart tandzaad, haagwinde, braam, moerasandoorn, heeblaadjes, bindwilg, klein hoefblad en akkerdistel. Langs de waterlijn is dit voornamelijk harig wilgenroosje met begeleidende soorten zoals gele waterkers, kropaar, koninginnenkruid, schietwilg.

De overige 37 plots (011) vormen nog steeds een heterogene groep waarvan glanshaver en rood zwenkgras als kenmerkende soorten optreden. Hiervan splitst er 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 nutriëntrijke vegetaties (01101). De kruinvegetaties kunnen grotendeels als glanshavergraslanden getypeerd worden. Het uitzicht wordt bepaald door soorten zoals knoepkruid, bijvoet, klein streepzaad, kruipende boterbloem, gestreepte witbol, boerenwormkruid, rode en witte klover.

Verder in de classificatie worden deze glanshavergraslanden opgesplitst in de vegetaties met enkele vochtminnende soorten die lager op de over 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, kropaar, 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 vochtig/drooggradiënt worden opgesplitst (resp. 011100 en 011101), en voedselarmere plots (01111). Hier treden soorten zoals braam, jacobskruiskruid, 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 18. TWINSPAN analyse voor de vegetaties langs het Kanaal Brussel-Schelde en Charleroi-Brussel. Tussen haakjes wordt het aantal plots aangegeven die zich binnen de groep bevinden, samen met de indicatorsoorten



5.1.2 Gemiddelde Ellenbergwaarden

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)

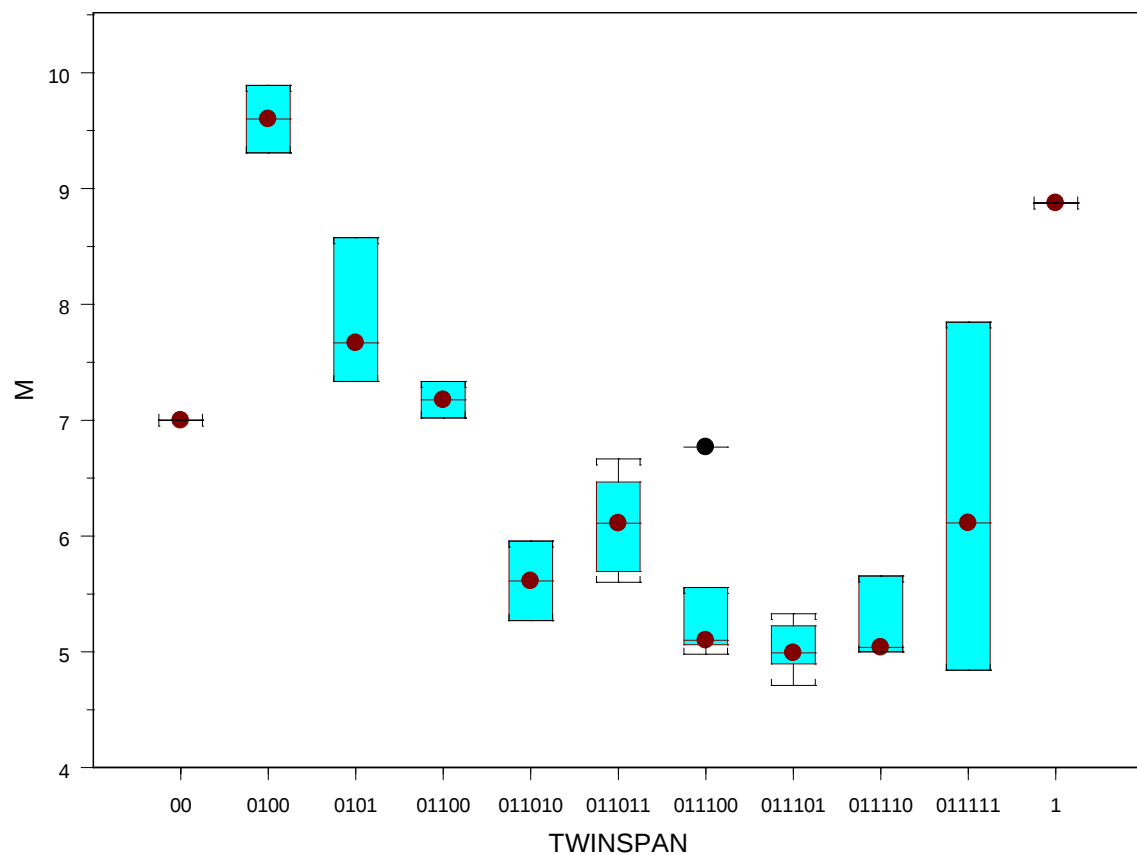
R_{ij} = abundantie van soort (i) in opname (j)

IW_{ik} = de indicatiewaarde van soort (i) voor variabele (k)

Door deze gemiddelde voor iedere plot te berekenen, zowel voor het vocht-, het reactie- als het nutriëntgetal, krijgt men een beeld van de abiotiek die ten grondslag ligt aan de soortensamenstelling van de plot.

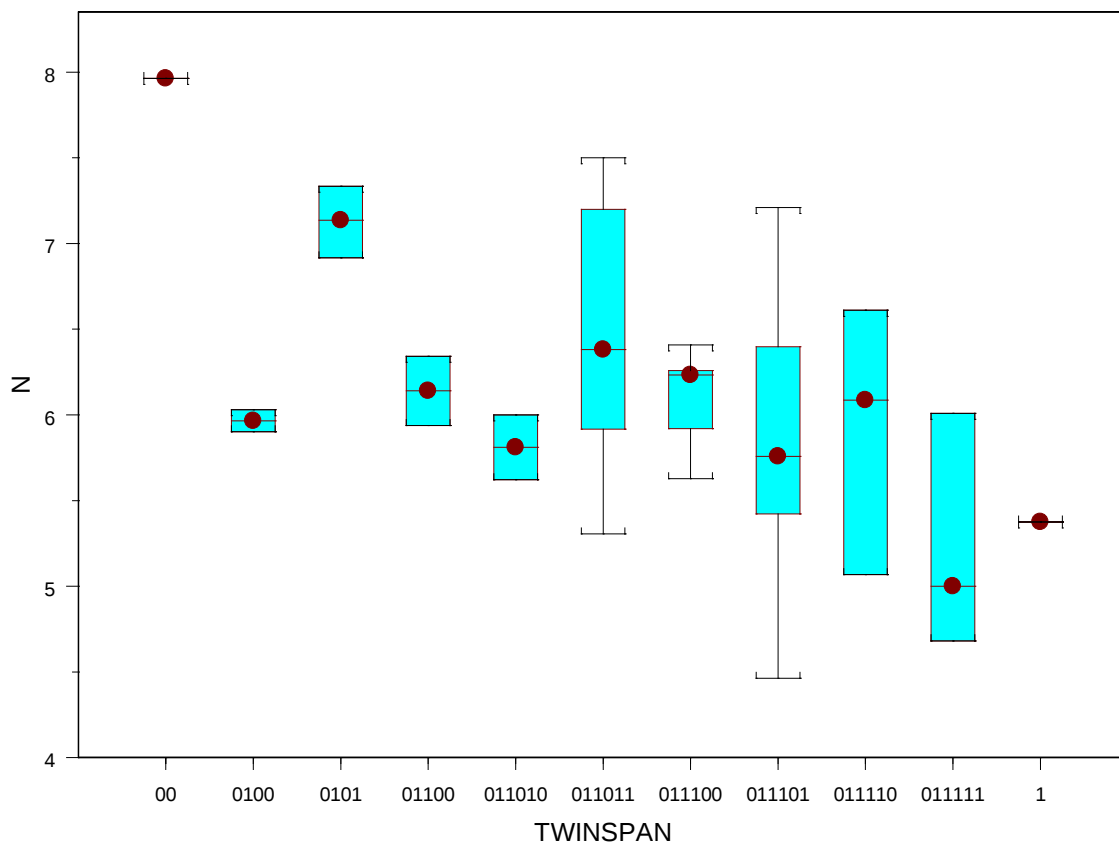
Wintam en Lot zijn de locaties waar de meest vochtminnende vegetaties aanwezig zijn (Fig. 19; groep 0100, 0101, 01100). De mediaanwaarden van respectievelijk 9.6, 7.9 en 7.2 liggen beduidend hoger dan de waarden voor de vegetaties in Grimbergen en de overige kruin- en taludvegetaties (tussen 5 en 6.1). De typische oeversoorten zijn koninginnenkruid, riet, wolfsfoot, 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 waterlijn 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 1 (Grimbergen) komen langs de waterlijn slechts een beperkt aantal typische oeversoorten voor (wolfsfoot en zwart tandzaad). In zone 4 wordt zijn er meer typische oeversoorten aanwezig (wolfsfoot, zwart tandzaad, koninginnenkruid) en zijn ze uitgebreid met facultatieve oeversoorten die tot op de kruin voorkomen: gewone smeerwortel, harig wilgenroosje, haagwinde.



Figuur 19. 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) of de vegetaties met zwarte els, gewone smeerwortel en braam (00) (Fig. 20). 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.

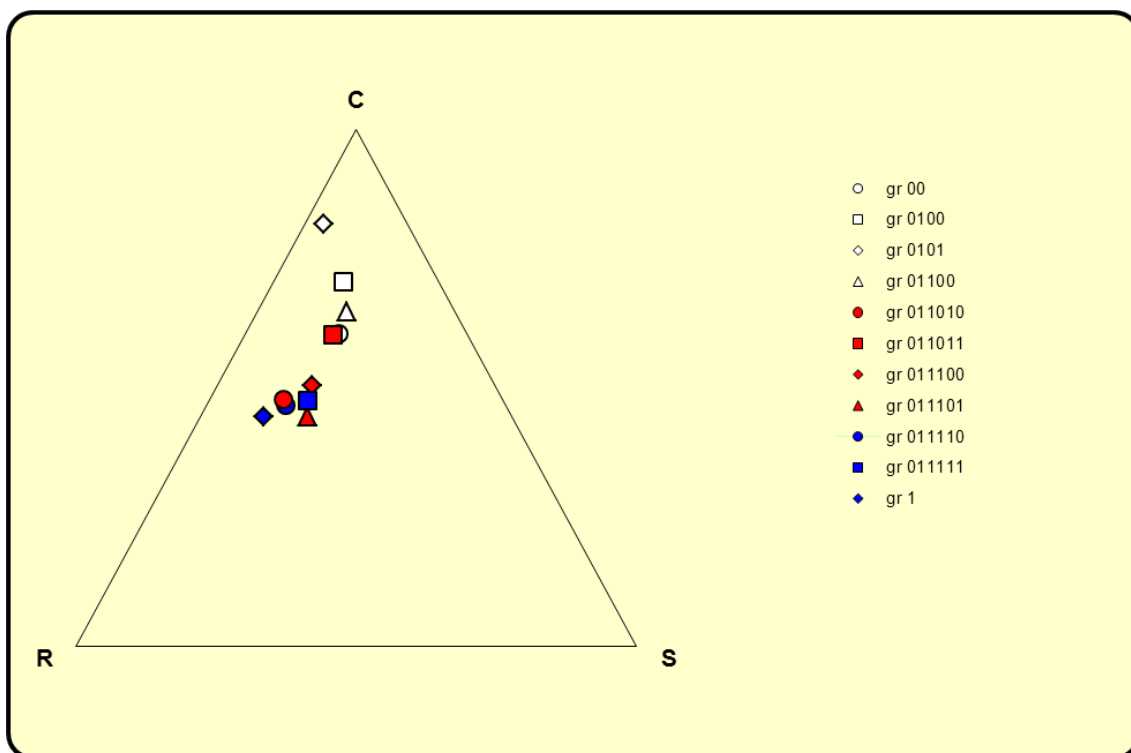


Figuur 20. Boxplots (met mediaanwaarden, 1^e en 3^e kwartiel, minimum, maximum en outliers) voor de verschillende vegetatiegroepen in functie van het nutriëntgetal N

Wat betreft het reactiegetal R kon geen duidelijke trend worden vastgesteld.

5.1.3 Gemiddelde waarden voor de overlevingsstrategie van soorten

Het aandeel vegetaties die zich ontwikkelt langs het kanaal Charleroi-Brussel en Brussel-Schelde duidt op plantensoorten die onder lage stress en lage verstoring groeien (Fig. 21). Deze C-overlevingsstrategie komt tot uiting bij voedselrijke omstandigheden en resulteert in productievere en soortenarmere vegetaties. Stress-tolerante plantensoorten zijn een weerspiegeling van voedselarmere milieus. Globaal genomen zijn deze omstandigheden vooral in Wintam aanwezig. Op de kruin komen vegetaties voor met dwergviltkrijd en langs de waterlijn heeft men een gevarieerde vegetatiestructuur met soorten zoals grote kattenstaart, gele waterkers, bitterzoet en verschillende zeggensoorten.



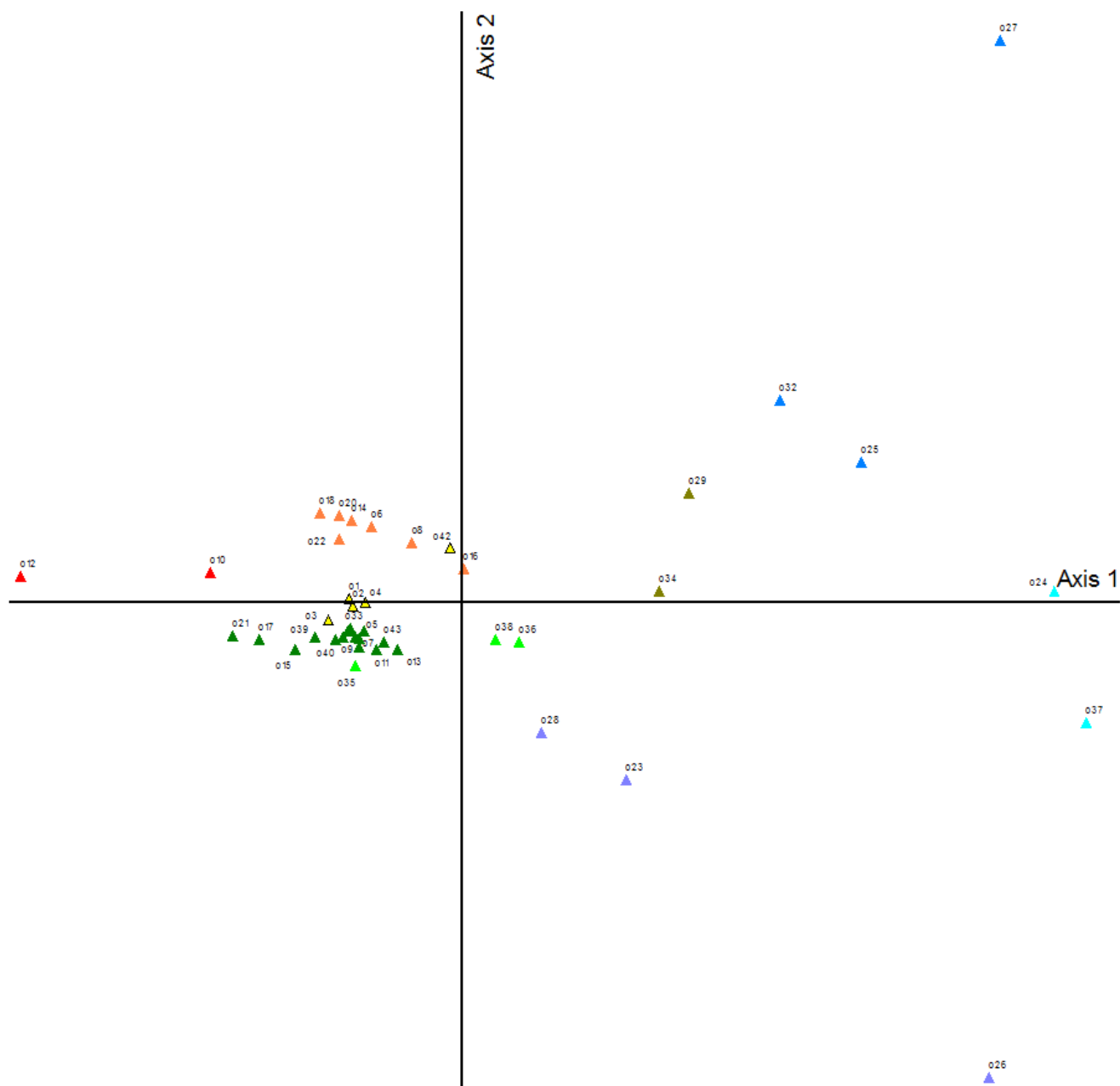
Figuur 21. De gemiddelde waarde van de verschillende overlevingsstrategieën voor de verschillende TWINSpan groepen

5.1.4 Indirecte gradiëntanalyse (DCA)

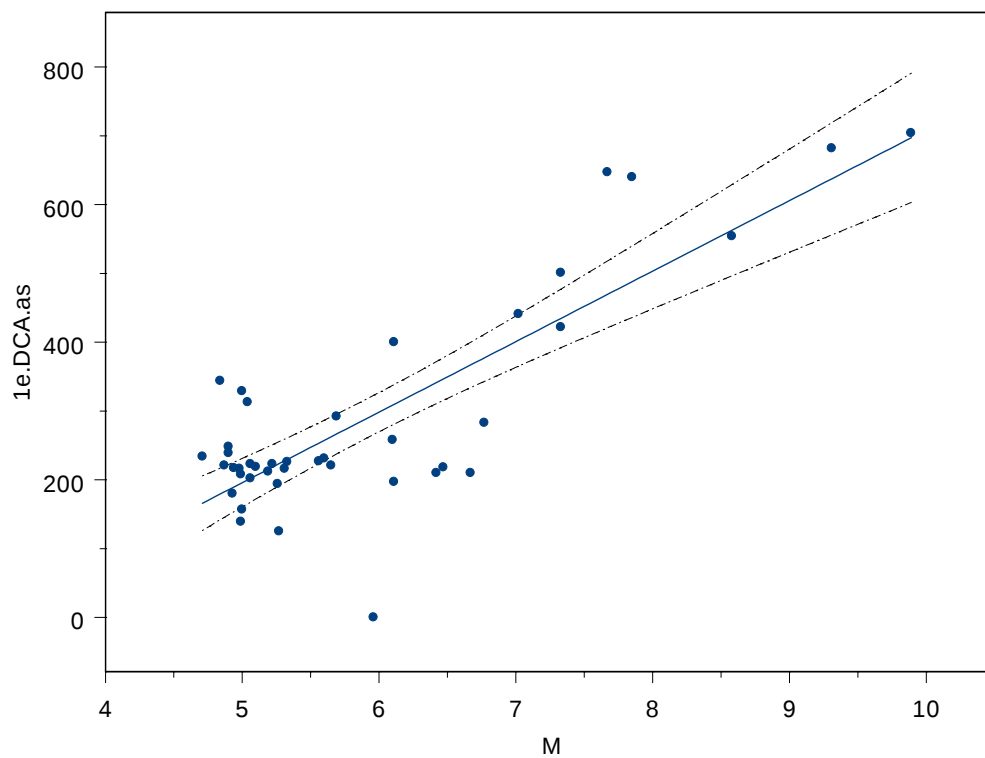
In eerste instantie vertoonde de DCA-analyse als indirecte analyse een vochtgradiënt in de vegetatiestructuur met als gradiënt van droog naar vochtig (Fig. 22). Centraal in de grafiek bevindt zich een grote groep glanshavergraslanden die de overgang vormen tussen enerzijds de waterminnende vegetaties aan de waterlijn samen met de meer nitrofiële oevervegetaties en anderzijds de drogere varianten van glanshavergraslanden waarbij soorten vertegenwoordigd worden als akkerdistel, vlinderstruik, robertskruiden bezemkruid.

De rangschikking van de opnamen op de eerste DCA-as duiden op een duidelijke correlatie met de Ellenberg vochtgetallen (Pearsons correlatie coëfficiënt $r=0,82$), wat dus overeenkomt met de vochtgradiënt in de dataset. Figuur 23 geeft de lineaire regressie weer tussen de waarden van de 1^e DCA as met de gewogen gemiddelden voor het vochtgetal M.

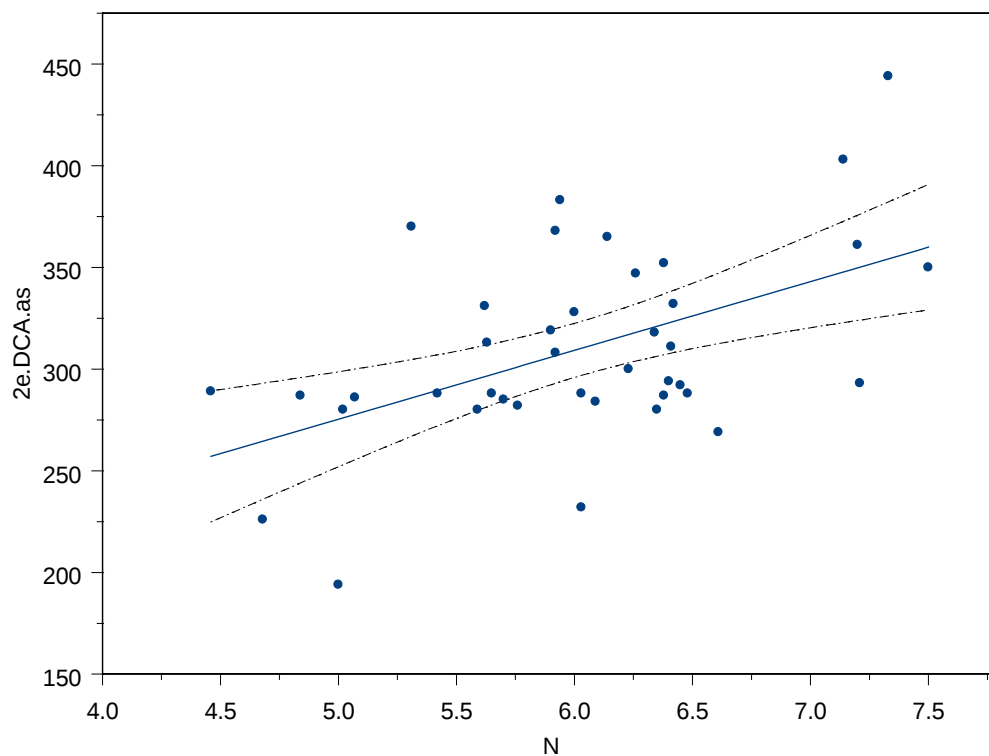
Ook langs de tweede DCA-as is een trend waarneembaar. De hogere waarden van de as komen overeen met vochtminnende en voedselrijke vegetaties. De negatieve waarden komen overeen met droge, voedselarme vegetaties. De waarden van de 2^e DCA as zijn gecorreleerd met de gewogen waarden voor het stikstofgetal (Pearsons correlatiecoëfficiënt $r=0,51$). Figuur 24 geeft de lineaire regressie weer tussen de waarden van de 2^e DCA as met de gewogen gemiddelde voor het stikstofgetal N.



Figuur 22. 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; 011100= olijfgroen; 0101= donkerblauw; 0100= lichtblauw)



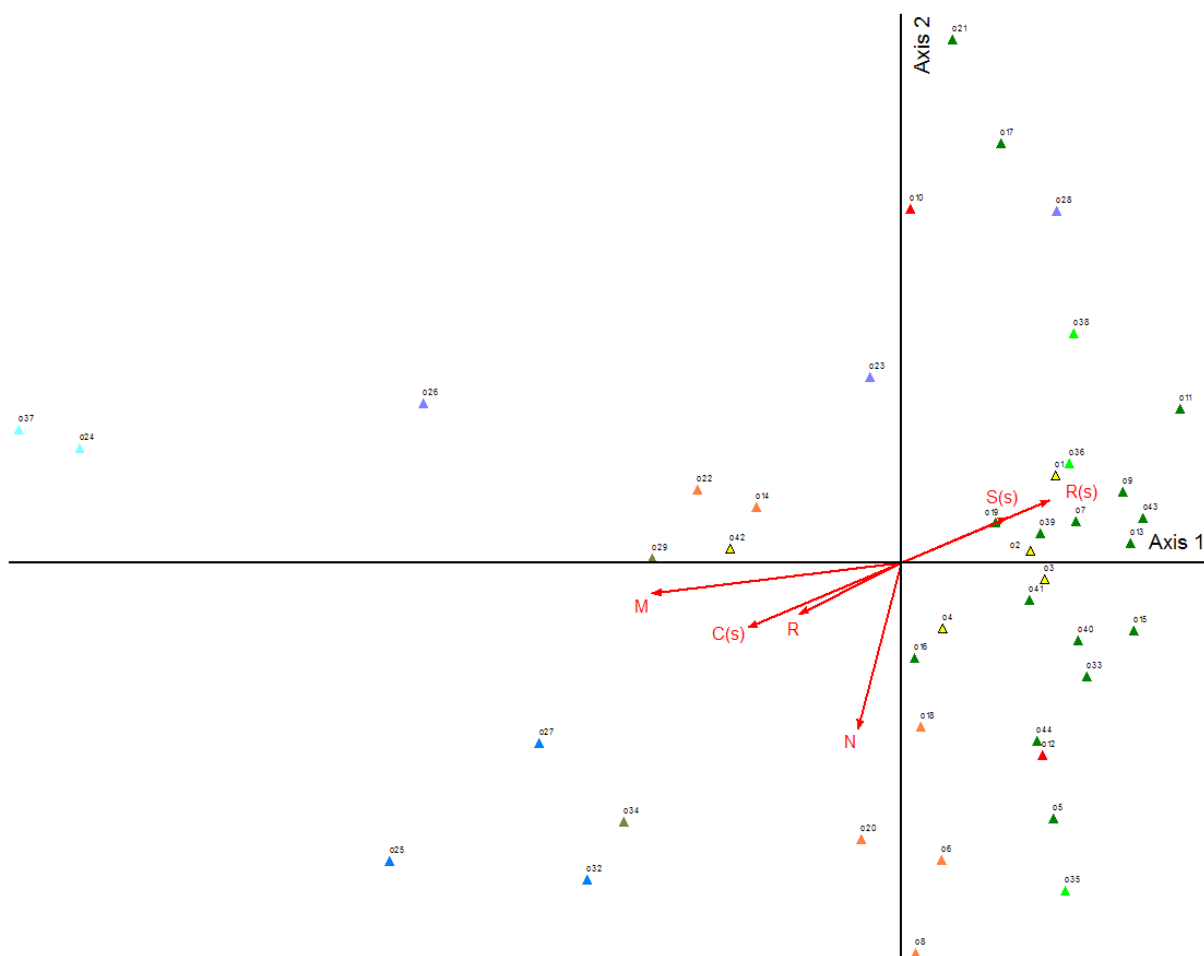
Figuur 23. Lineaire regressie tussen de waarden van de 1^e DCA as en gewogen Ellenbergwaarden voor M ($R^2=0.67$)



Figuur 24. Lineaire regressie tussen de waarden van de 2^e DCA as en gewogen Ellenbergwaarden voor N ($R^2=0.24$)

5.1.5 Directe gradiëntanalyse CCA

CCA werd gebruikt om een set van verklarende variabelen (Ellenbergwaarden en CSR waarden) uit te testen en te kwantificeren (Borcard *et al.* 1992) (Fig 25).



Figuur 25. 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; 011100= olijfgroen; 0101= donkerblauw; 0100= lichtblauw). De variabelen zijn Ellenbergwaarden (M, R, N) en de waarden voor overlevingsstrategieën (C(s), S(s), R(s))

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 weer te geven. Dit kan te wijten zijn aan het feit dat veldgegevens (bodemvariabelen) de variantie in de data beter verklaren.

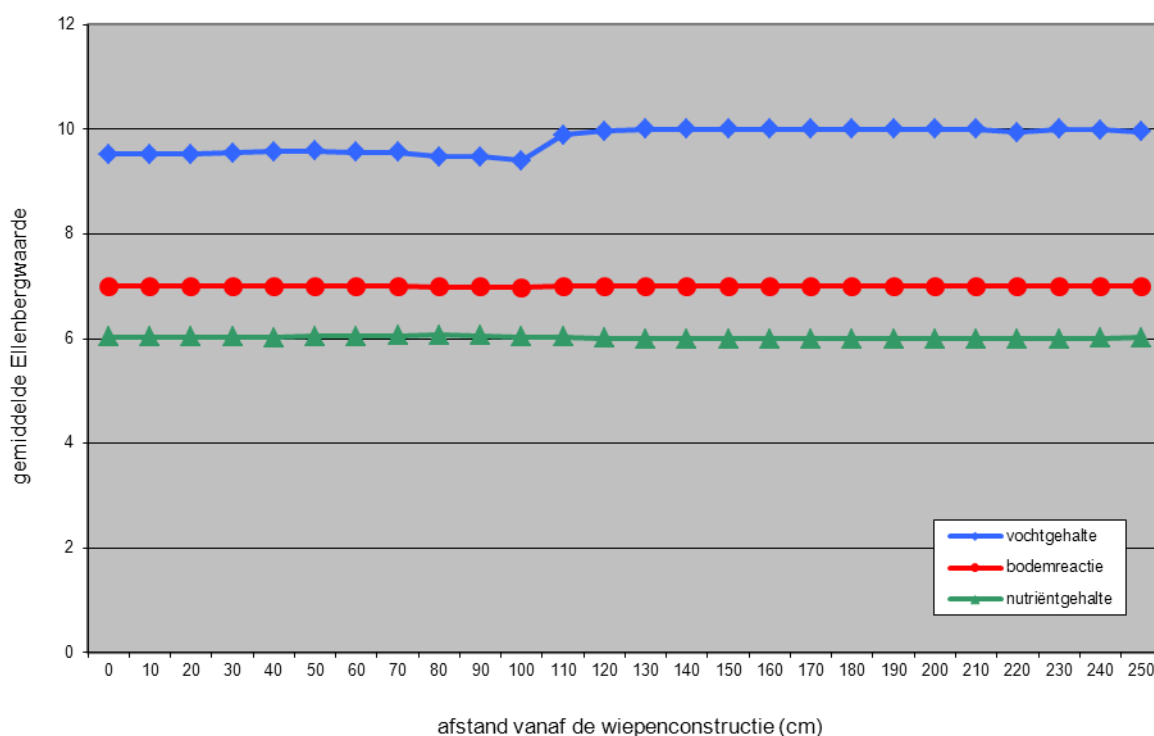
De eerste CCA-as is het sterkst en negatief geassocieerd met het vochtgetal. De correlatiecoëfficiënt bedraagt -0,978. De tweede CCA-as is sterk en negatief gecorreleerd met het stikstofgetal ($r=-0,835$).

5.2 Kanaal Leuven-Dijle

5.2.1 Gemiddelde Ellenbergwaarden

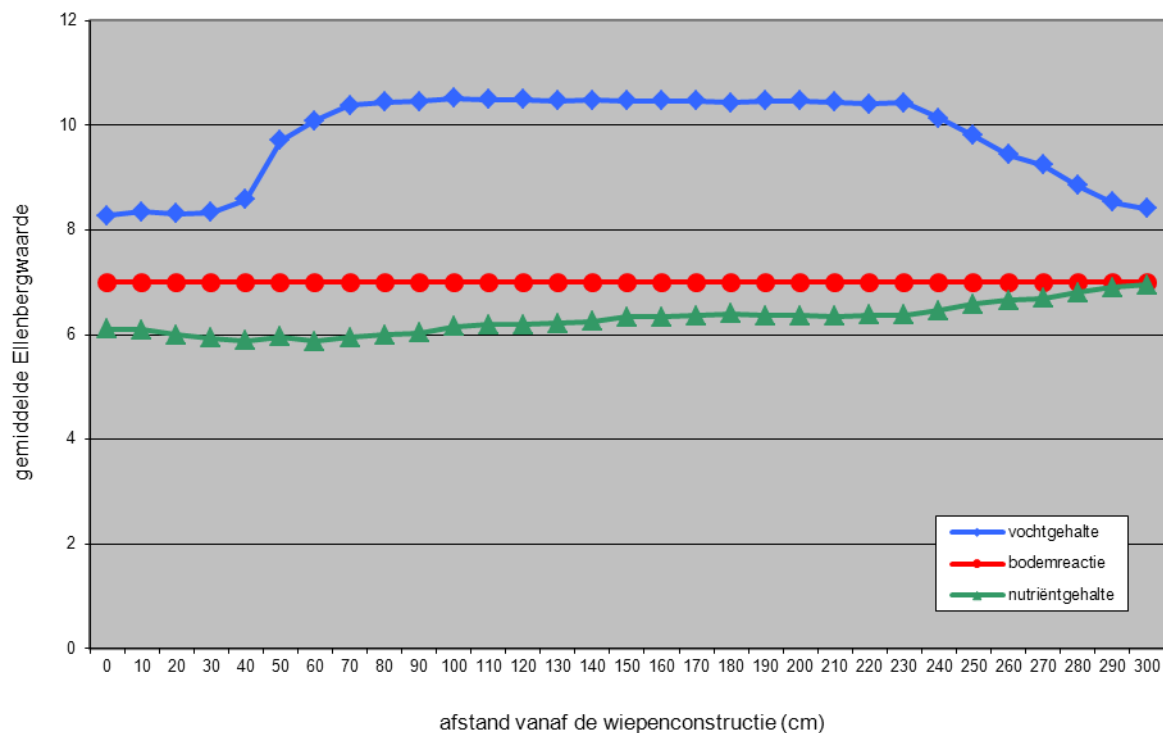
Voor de vier verschillende locaties langsheen het Kanaal Dijle-Leuven werden gemiddelde Ellenbergwaarden berekend (Fig. 26, 27, 28, 29).

Het vochtgehalte blijkt de variabele te zijn die het meest varieert in functie van de afstand tot de kruin, met uitzondering van het traject ter hoogte van de Aarschotsesteenweg. Over de hele breedte van de plasberm is een dichte rietkraag aanwezig. De eerste meter vanaf de waterlijn heeft deze rietkraag een meer gevarieerd aspect door de aanwezigheid van soorten zoals wolfsfoot en harig wilgenroosje en in mindere mate ook waterzuring. Op de vier locaties treedt er praktisch geen variatie op wat betreft het reactiegetal en de het nutriëntgehalte.



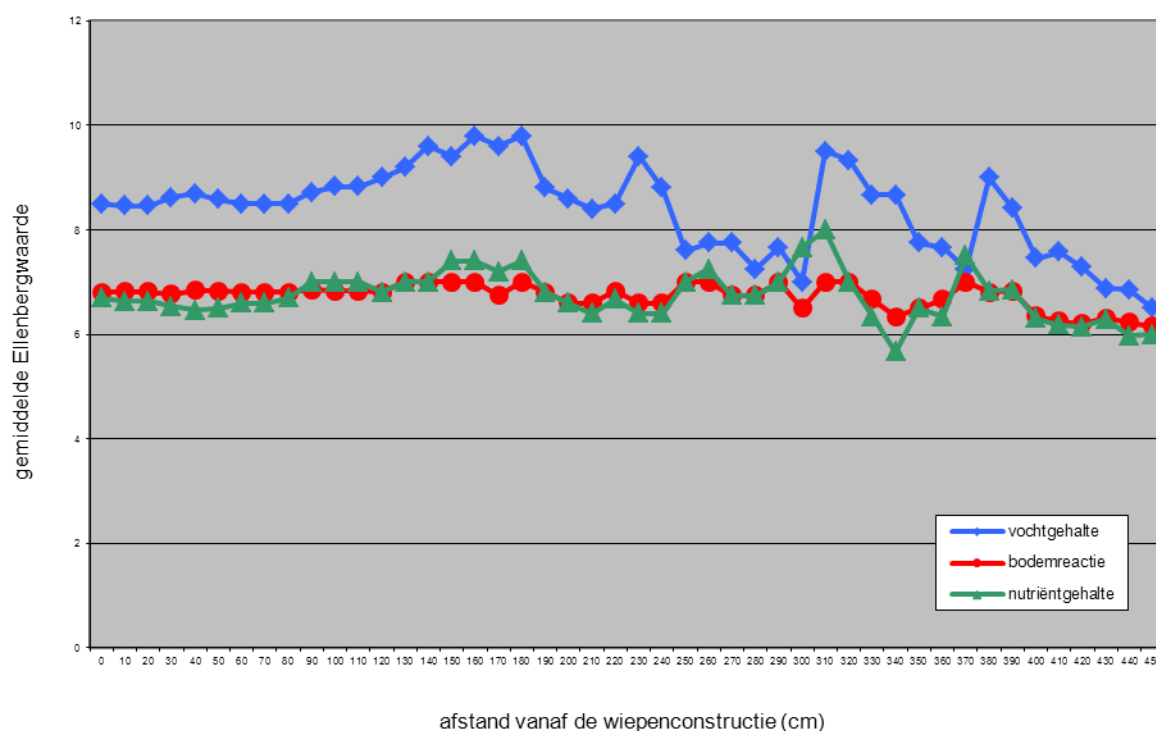
Figuur 26. Gemiddelde Ellenbergwaarden voor het traject aan de Aarschotsesteenweg.

Voor de locatie in Herent heeft men ter hoogte van de vooroever oeversoorten zoals gevleugeld helmkruid, harig wilgenroosje, wolfsfoot, watermunt. Vanaf de luwe zone krijgt men vooral kolonisatie van soorten zoals riet, gele plomp en grote lisdodde. In mindere mate treft men mattenbies, oeverzegge en grote egelskop aan. Richting talud en kruin neemt het aandeel van moeraszegge in belangrijke mate toe.



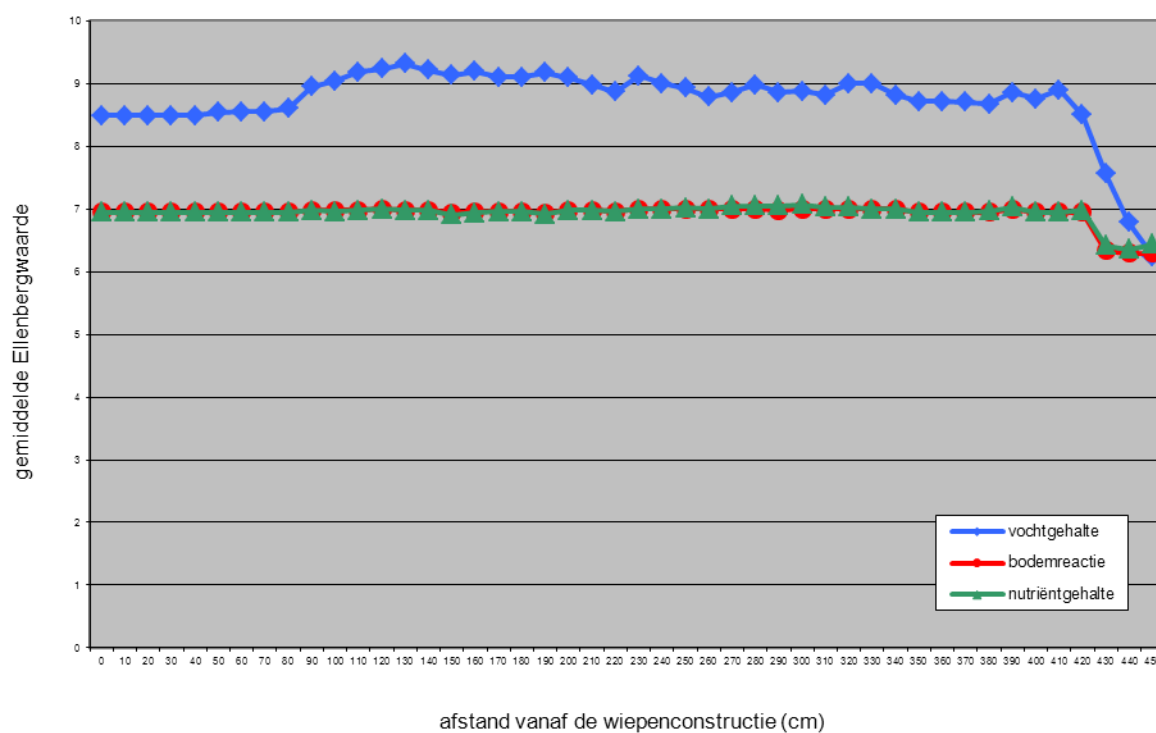
Figuur 27. Gemiddelde Ellenbergwaarden voor het traject in Herent

Het traject stroomopwaarts de Bieststraat vertoont vanaf de waterlijn tot de kruin een grillig verloop. Dit verloop wordt verklaard door een oververtegenwoordiging van braam, grote brandnetel en glanshaver aan de zijkanen van het traject, ter hoogte van de luwe zone die zich uitstrekt van de vooroever tot 4m landinwaarts. Van het talud naar de kruin toe neemt het aandeel glanshaver en bowilg toe, in mindere mate ook grote brandnetel en pitrus.



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

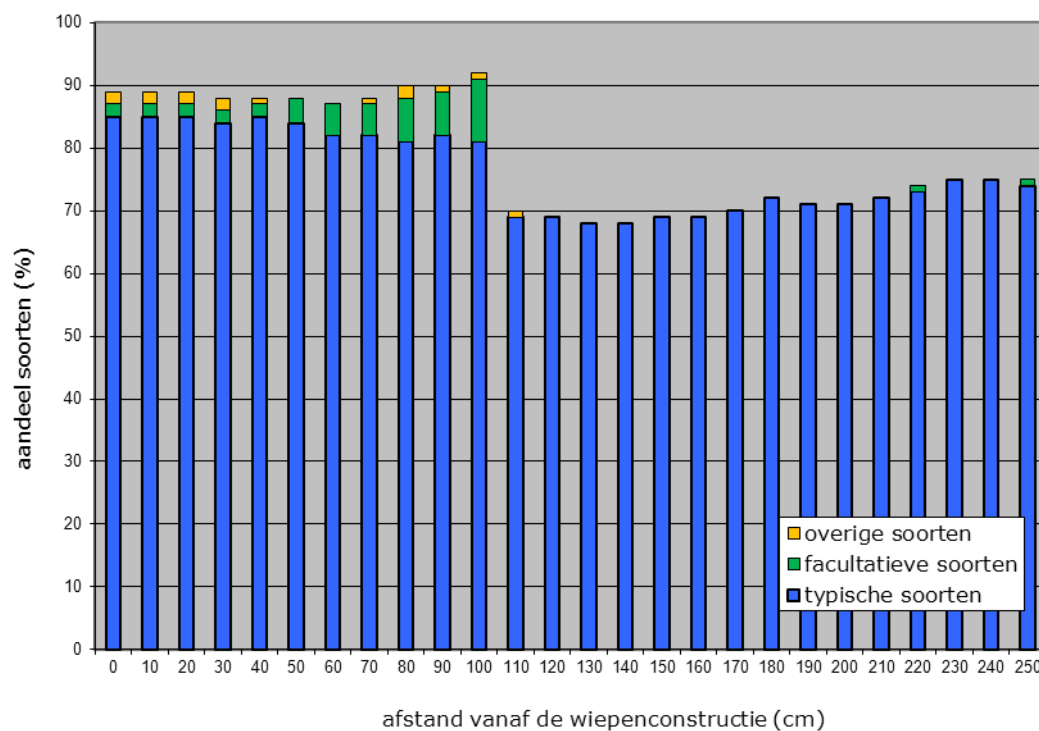
Een regelmatig verloop van het vochtgetal vindt men op het traject stroomafwaarts de Bieststraat. Ter hoogte van de de vooroever is bitterzoet massaal aanwezig met plaatselijk ook kleine lisdodde. Ook in de luwe zone zijn is bitterzoet sterk vertegenwoordigd samen met grote lisdodde. Lokaal komt er ook grote egelskop, gele lis en gevleugels helmkruid voor. Naar de kruin toe, ontwikkelen zich soorten als glanshaver en mannetjesvaren.



Figuur 29. Gemiddelde Ellenbergwaarden voor het traject stroomafwaarts de Bieststraat (Boortmeerbeek)

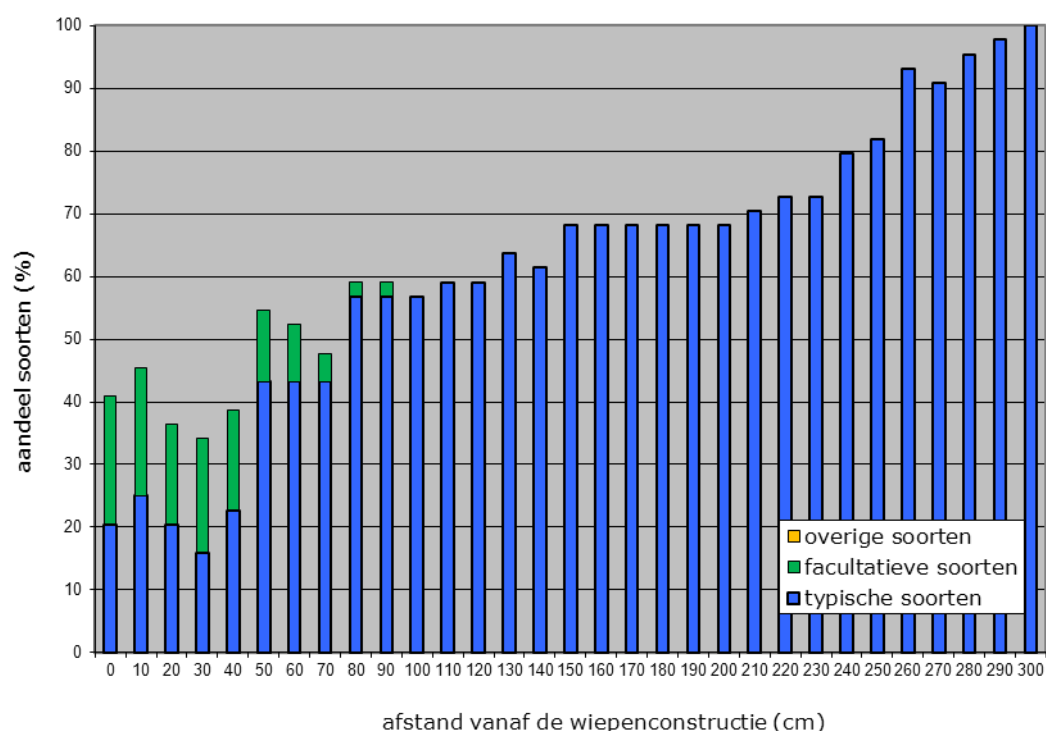
5.2.2 Ecologische groepen

Kenmerkend voor het traject aan de Aarschotsesteenweg is de aanwezigheid van een rietgordel die de luwe zone achter de vooroever bijna volledig heeft gekoloniseerd (Fig. 30).



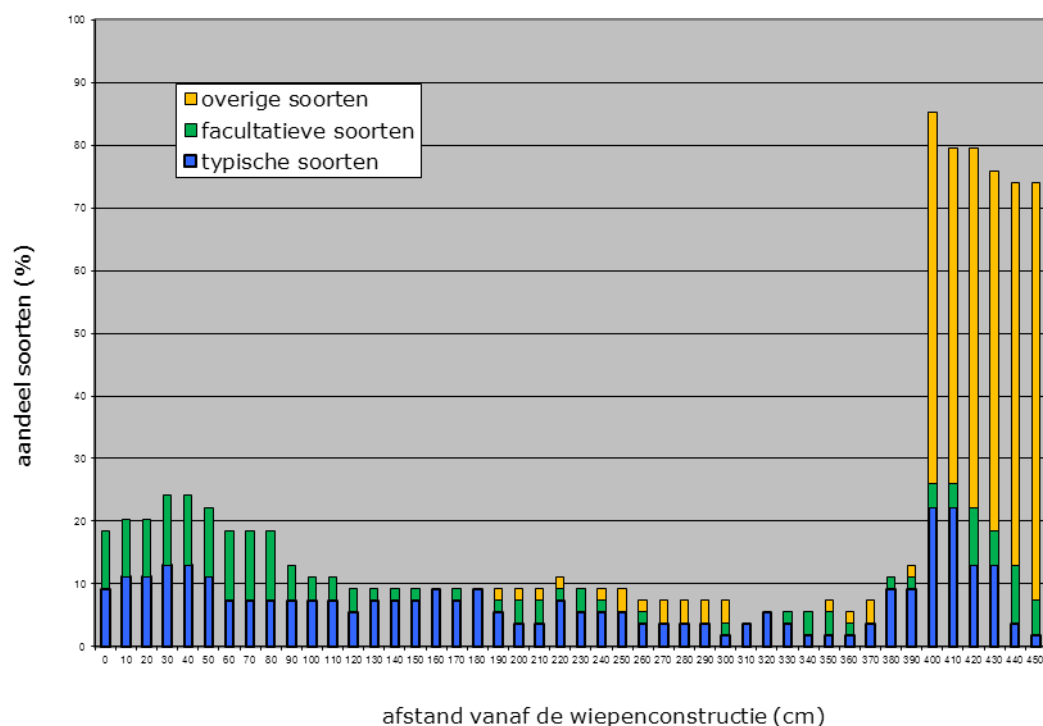
Figuur 30. Procentueel aandeel van de ecologische groepen voor het traject aan de Aarschotsesteenweg.

De luwe zone van de plasberm in Herent wordt vooral gekenmerkt door de aanwezigheid van gele plomp en riet. In de mindere diepe delen wordt de rietkraag denser en komen ook soorten voor zoals mattenbies, grote egelskop en grote lisdodde. Bij een verdere vermindering van de waterkolom treedt er een geleidelijke verschuiving op in de soortensamenstelling en wordt oeverzegge predominant. Ook het talud wordt door deze soort gekoloniseerd (Fig. 31).



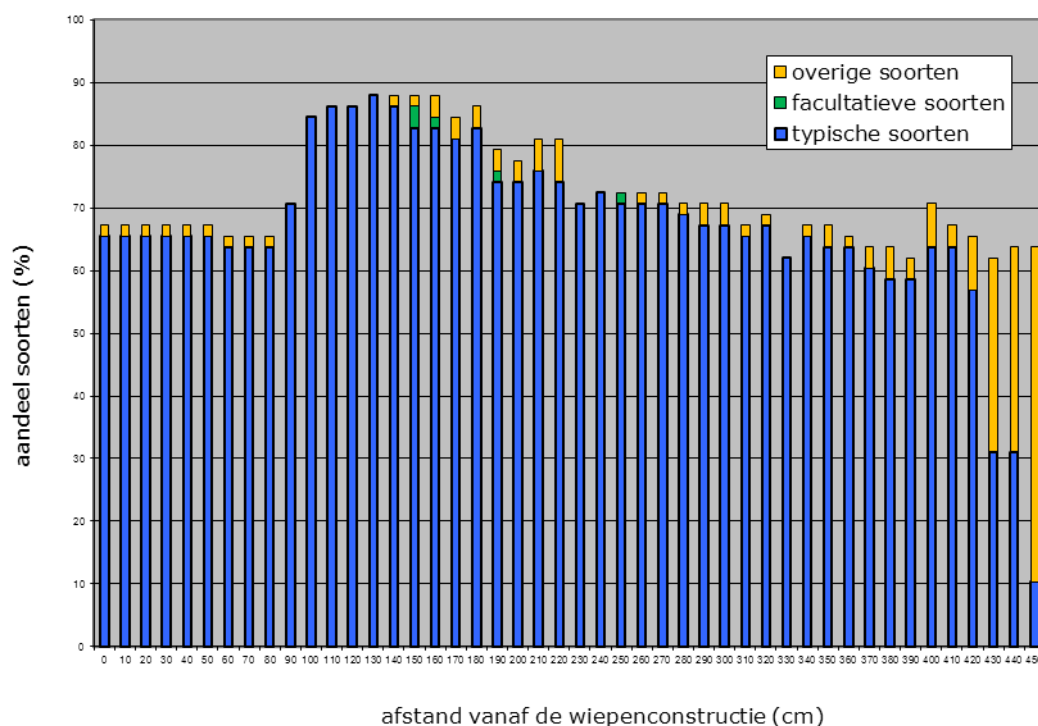
Figuur 31. Procentueel aandeel van de ecologische groepen voor het traject in Herent

Kenmerkend voor het traject stroomopwaarts de Bieststraat in Boortmeerbeek is de uitgebreide luwe zone, zonder plantenbegroeiing. In het verleden werden kokosvezelmatten met rietstekken aangebracht om deze zone te laten begroeien. Door het intensief foerageren van ganzen, is de kolonisatie door riet mislukt (zie ook foto 4). Het aspect van de plasberm wordt vooral bepaald door oeverszegge en grote egelskop. Bovendien treedt er een grote diversiteit op van zowel de typische als de facultatieve oeverssoorten met o.a. moerasandoorn, moerasvergeet-me-nietje, blauw glidkruid, waterzuring, wolfspoot, bitterzoet, harig wilgenroosje. Ter hoogte van het talud treft men soorten aan zoals grote brandnetel, braam en glanshaver (Fig. 32).



Figuur 32. Procentueel aandeel van de ecologische groepen voor het traject stroomopwaarts de Bieststraat (Boortmeerbeek)

Ondanks het traject stroomafwaarts de Bieststraat, dezelfde constructie vormt als het traject stroomopwaarts, is hier wel een belangrijk deel van de luwe zone gekoloniseerd door moerasplanten. Hoofdzakelijk gaat het hier om grote lisdodde, egelskop en bitterzoet. De steile talud is vooral gekenmerkt door de aanwezigheid van glanshaver en mannetjesvaren (Fig. 33).

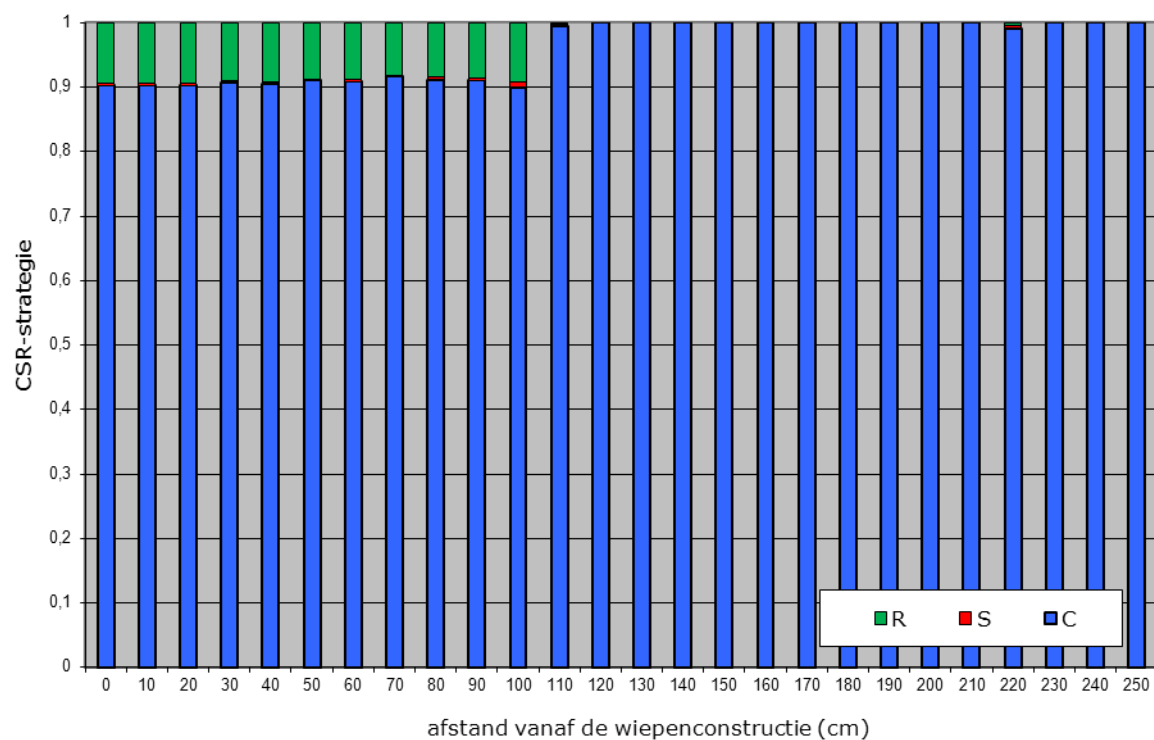


Figuur 33. Procentueel aandeel van de ecologische groepen voor het traject stroomafwaarts de Bieststraat (Boortmeerbeek)

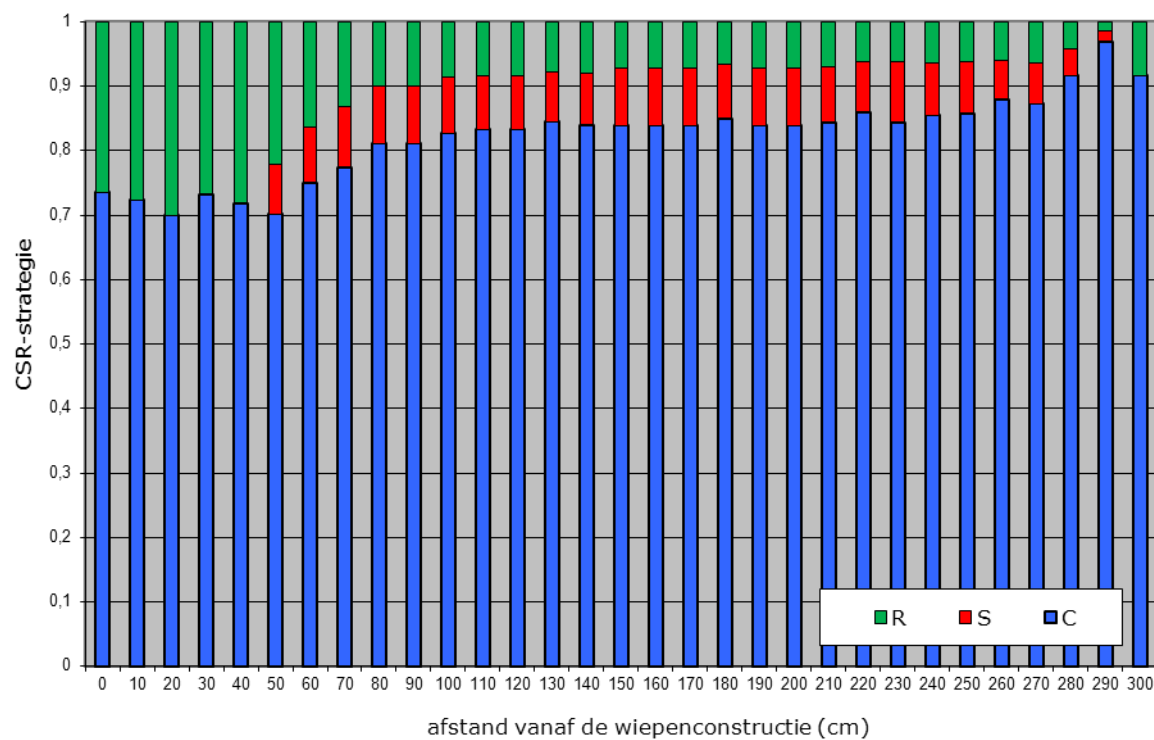
5.2.3 CSR-classificatie

Algemeen kan gesteld worden dat de competitieve soorten in alle locaties het grootste deel van de transecten bepaalt. Voor het traject aan de Aarschotsesteenweg en in Herent zijn vooral de rietvegetaties hiervoor verantwoordelijk (Fig. 34 en 35). De grootste relatieve bijdrage tot de rudérale overlevingsstrategie wordt geleverd door wolfspoot.

Voor het traject in Herent is er een duidelijk trend waarneembaar met een toename van de frequentie van de competitieve soorten landinwaarts (riet en grote lisdodde), maar een afname van de stresstolerante (gele plomp) en rudérale soorten (wolfspoot, watermunt, waterzuring, grote egelskop) (Fig. 35).



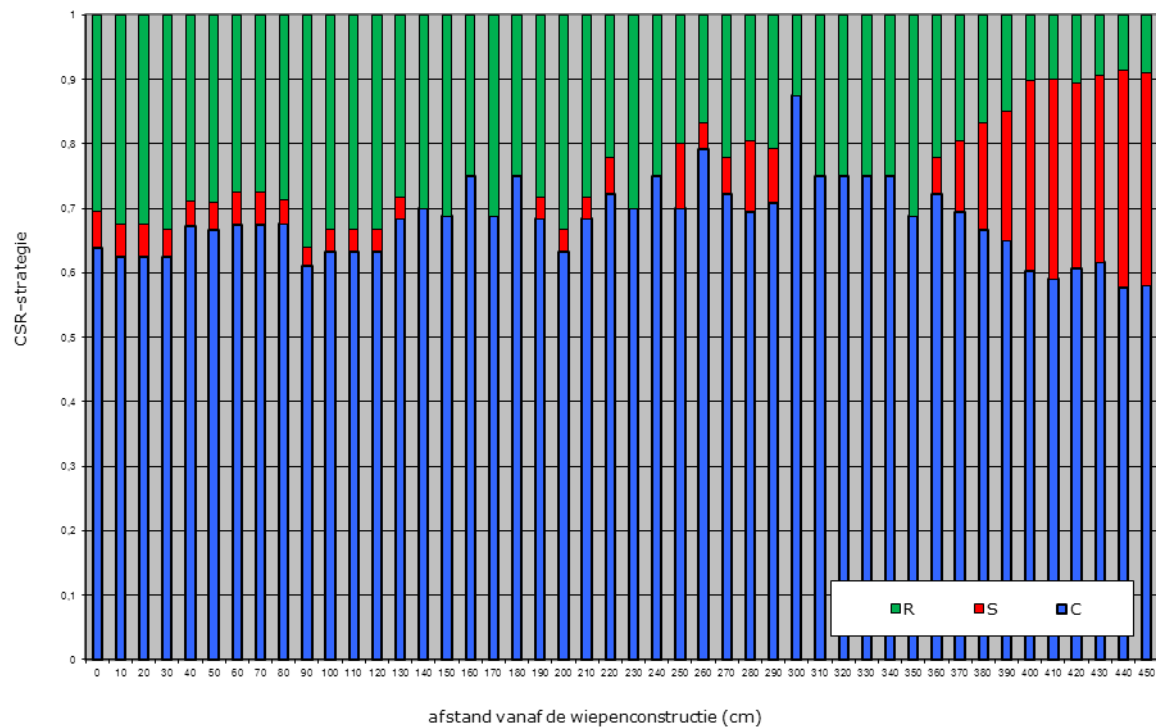
Figuur 34. CSR-classificatie voor het traject aan de Aarschotsesteenweg.



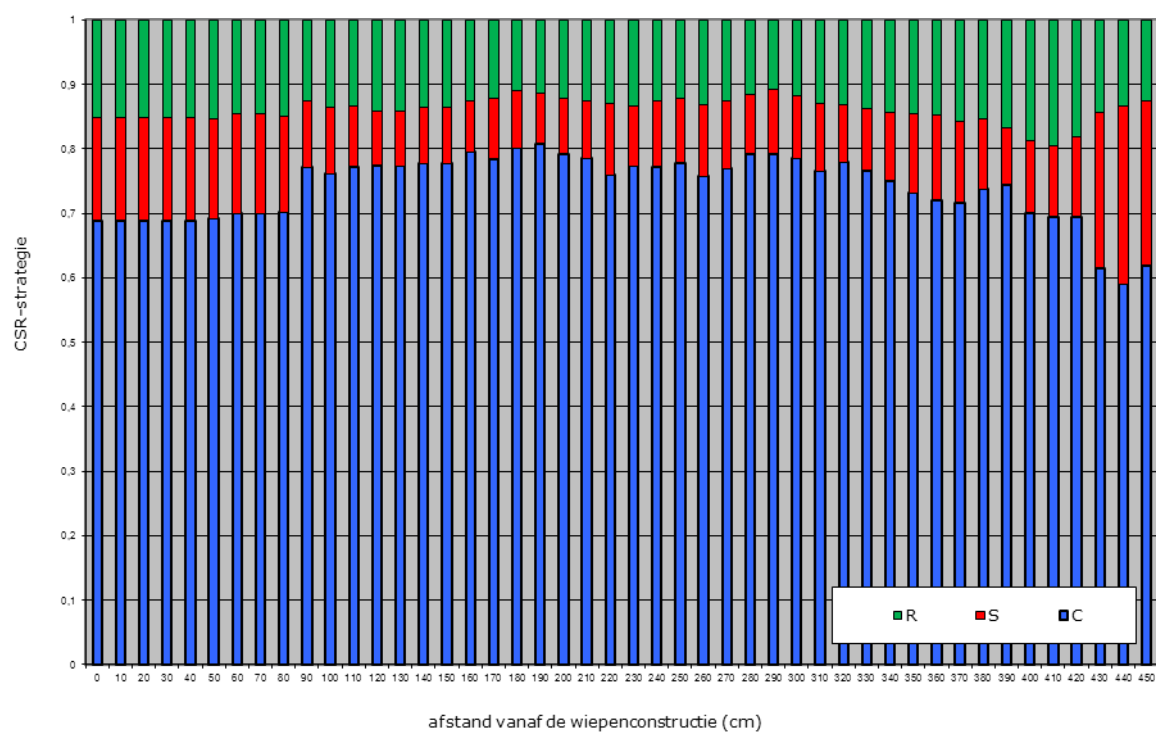
Figuur 35. CSR-classificatie voor het traject in Herent

Voor de trajecten stroomopwaarts en –afwaarts de Bieststraat in Boortmeerbeek nemen de stresstolerante soorten toe bij het optreden van drogere bodemcondities. Vanaf het talud is er een toename aan soorten zoals zwarte els, grote wederik, mannetjesvaren, gele lis, pitrus en valse salie. Dit gaat gepaard met een verlies van frequentie voor de ruderales en in mindere mate ook competitieve soorten (Fig. 36 en 37). Soorten zoals moerasandoorn, blauw glidkruid, moeras-vergeet-me-nietje, waterzuring, grote egelskop en grote engelwortel nemen in frequentie af of komen aan het begin van de taludzone niet meer voor.

Deze trend is voor het traject stroomafwaarts de Bieststraat minder duidelijk door de overheersing van bitterzoet, die voornamelijk een competitieve soort is, maar waarvan de stresstolerantie en ruderaliteit gelijkmatig door de soort vertegenwoordigd worden. Meer uitgesproken stresstolerante soorten die op dit traject voorkomen zijn gele lis en zwarte els. Soorten met een overwegend aandeel van ruderales eigenschappen zijn grote egelskop en grote engelwortel.



Figuur 36. CSR-classificatie voor het traject stroomopwaarts de Bieststraat (Boortmeerbeek)



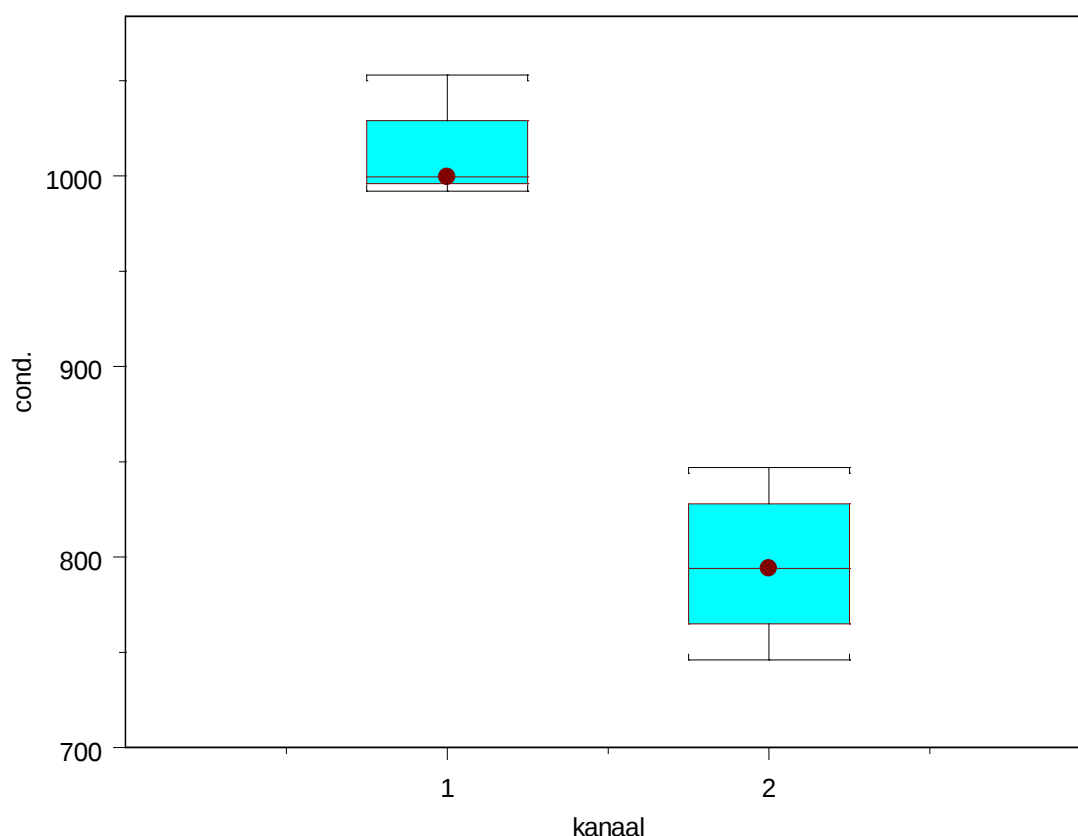
Figuur 37. CSR-classificatie voor het traject stroomafwaarts de Bieststraat (Boortmeerbeek)

5.3 Abiotische factoren

Bij de vergelijking van de verschillende gemeten variabelen (conductiviteit, pH, O₂-gehalte, en zuurstofsaturatie), waren een aantal trends waarneembaar. De metingen op het Kanaal Charleroi-Brussel werden niet meegenomen in de analyse daar het telkens om een enkel meetpunt gaat.

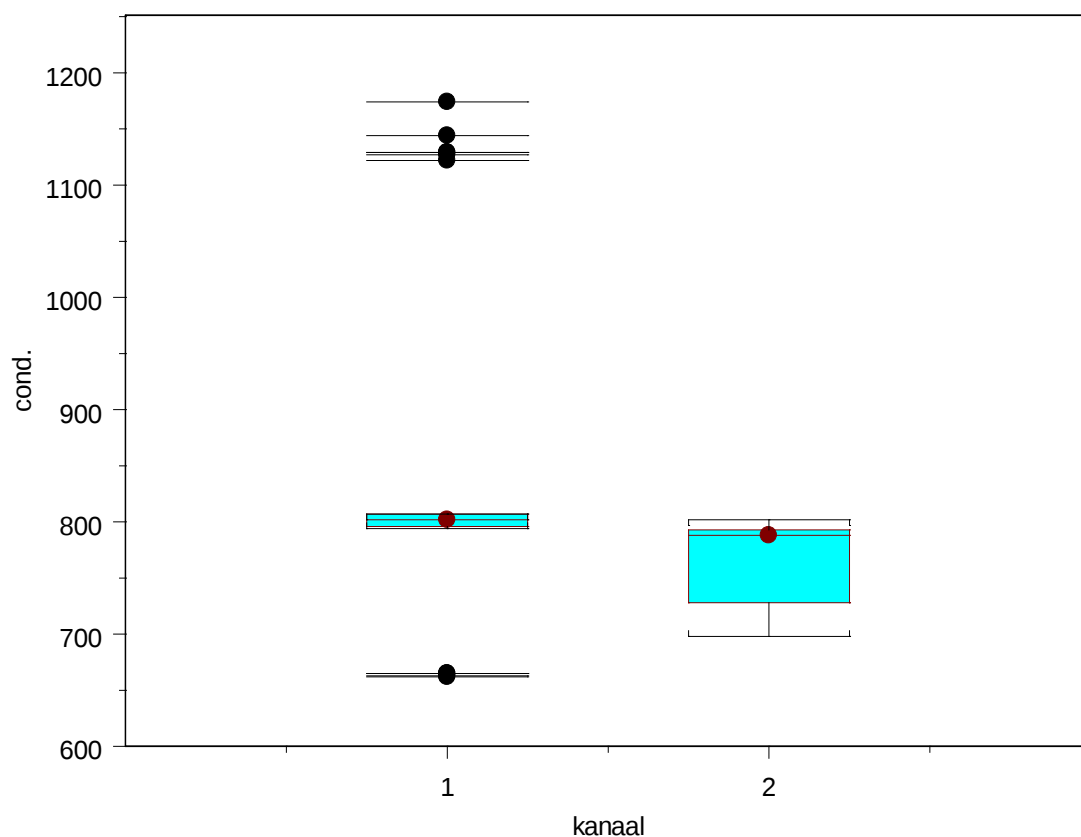
5.3.1 Conductiviteit

De conductiviteit tussen het Kanaal Brussel-Schelde en Kanaal Leuven-Dijle is significant verschillend in het voorjaar (Fig. 38). Met een mediaanwaarde voor het kanaal Brussel-Schelde van 1009 $\mu\text{S}/\text{cm}$ in vergelijking tot een mediaanwaarde van 797 $\mu\text{S}/\text{cm}$ voor het Kanaal Leuven-Dijle kan geconcludeerd worden dat de conductiviteit significant verschillend is voor beide kanalen ($p < 0.001$)



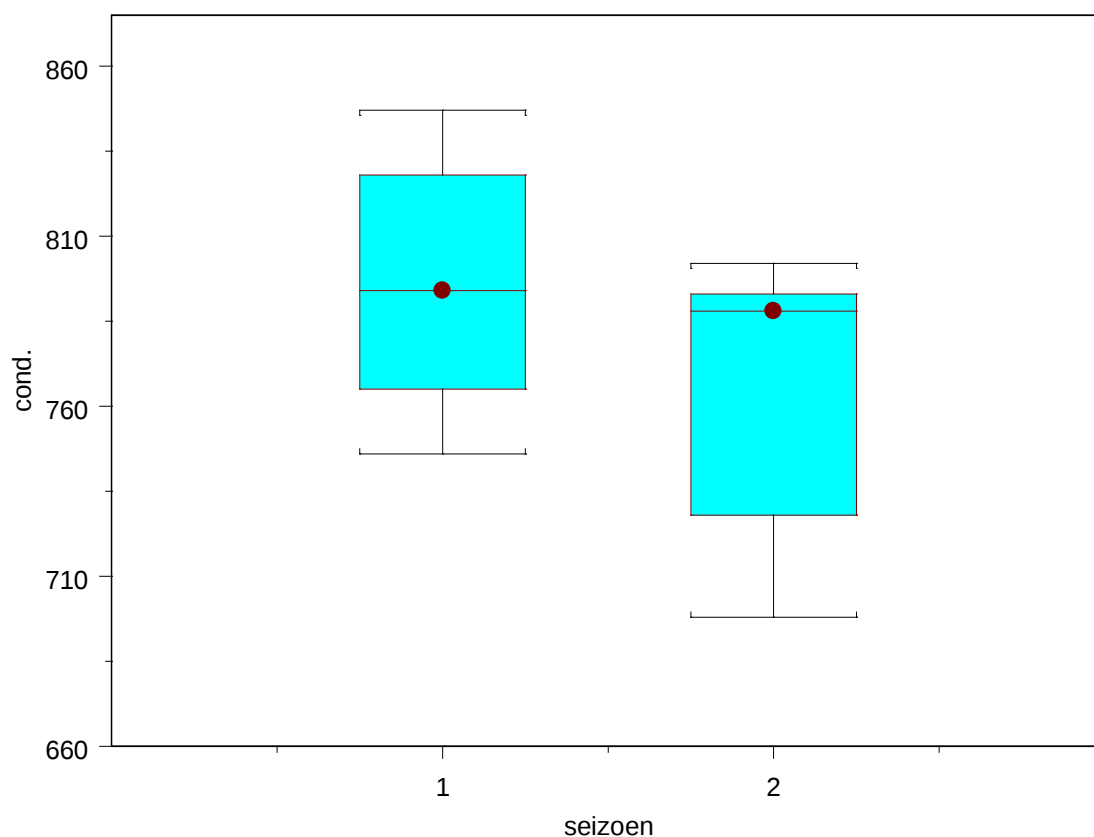
Figuur 38. Box-plots voor de conductiviteit op het Kanaal Brussel-Schelde (1) en Kanaal Leuven-Dijle (2) tijdens het voorjaar

Een similaire conclusie kan ook getrokken worden voor beide kanalen tijdens de zomer. Het verschil is weliswaar minder uitgesproken, maar nog steeds significant ($p < 0.05$) (Fig. 39)



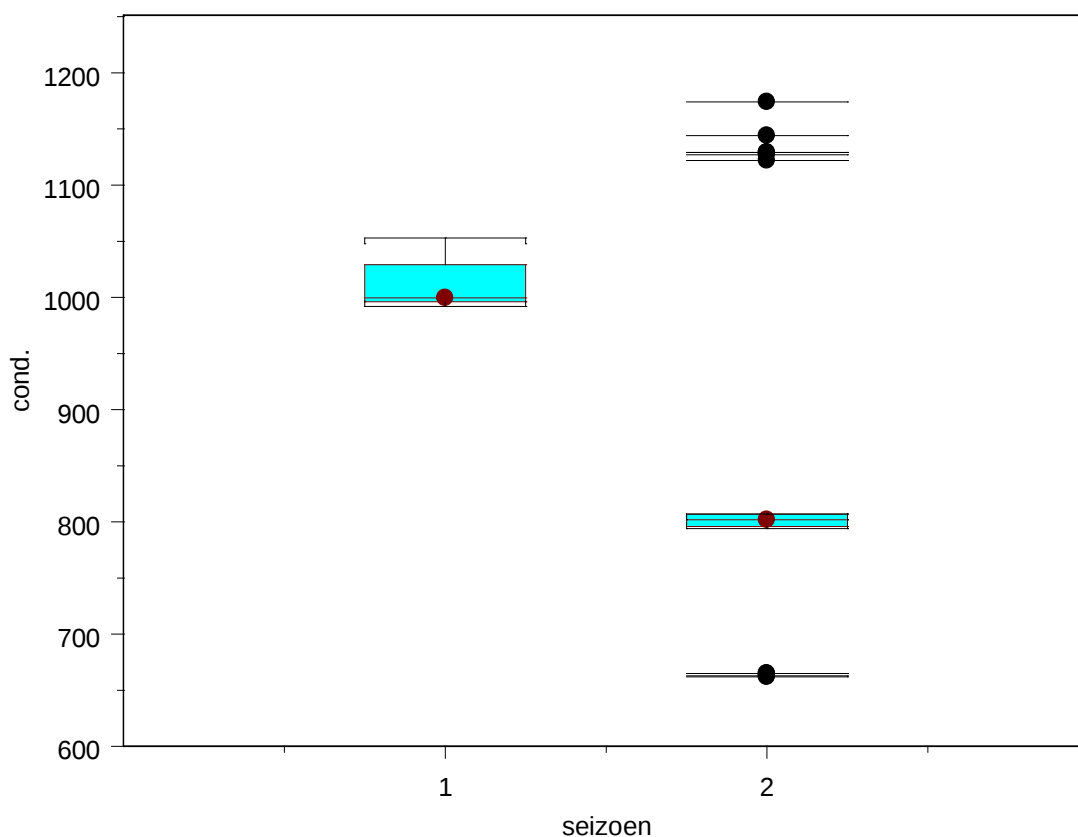
Figuur 39. Box-plots voor de conductiviteit op het Kanaal Brussel-Schelde (1) en Kanaal Dijle-Leuven (2) tijdens de zomer

Voor het Kanaal Leuven-Dijle blijkt er eveneens een significant verschil te zijn tussen de conductiviteitwaarden tijdens het voorjaar en de zomer ($p < 0.05$). In het voorjaar bedraagt de mediaanwaarde $797 \mu\text{S}/\text{cm}$, in de zomer daalt die waarde tot $766 \mu\text{S}/\text{cm}$ (Fig. 40).



Figuur 40. Box-plots voor de conductiviteit op het Kanaal Leuven-Dijle tijdens het voorjaar (1) en de zomer (2)

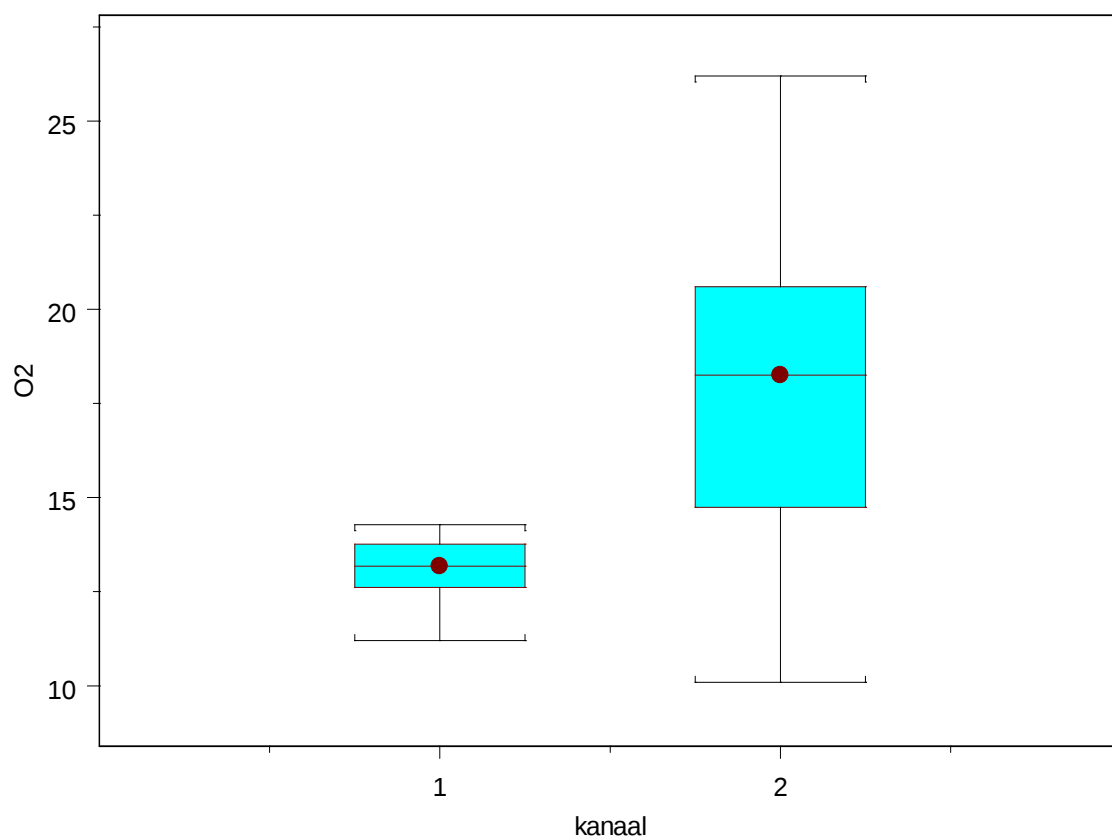
Voor het Kanaal Brussel-Schelde daalt de conductiviteit significant van 1009 $\mu\text{S/cm}$ (mediaanwaarde) tijdens het voorjaar naar 857 $\mu\text{S/cm}$ (mediaanwaarde) tijdens de zomer ($p < 0.001$) (Fig. 41).



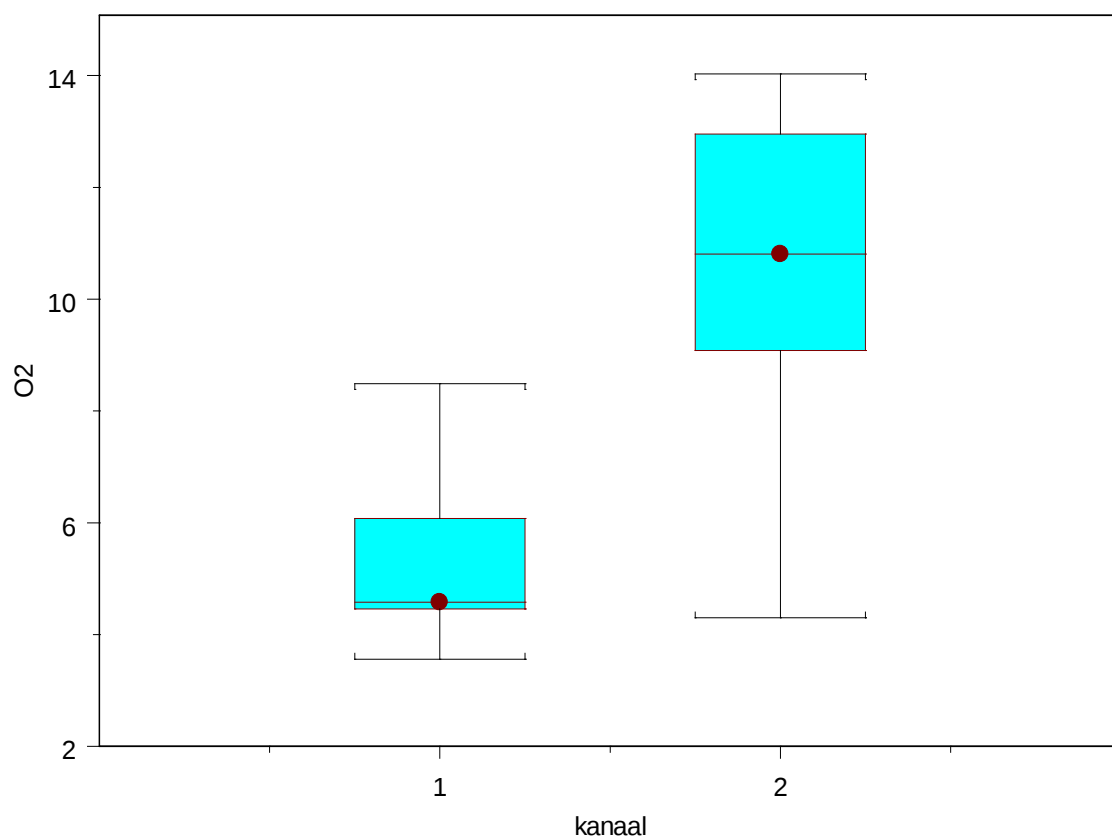
Figuur 41. Box-plots voor de conductiviteit op het Kanaal Brussel-Schelde tijdens het voorjaar (1) en de zomer (2)

5.3.2 Zuurstofconcentratie

De zuurstofconcentratie in het water is gerelateerd tot de conductiviteit. Een hoge conductiviteit gaat over het algemeen gepaard met een lage zuurstofconcentratie. Zowel in het voorjaar als in de zomer is er een significant verschil in de zuurstofconcentratie tussen de kanalen waarneembaar (Fig. 42 en 43). De zuurstofconcentratie in het Kanaal Leuven-Dijle is significant hoger dan in het Kanaal Brussel-Schelde. In het voorjaar bedraagt de mediaanwaarde voor het Kanaal Brussel-Schelde 13 mg/l en voor het Kanaal Leuven-Dijle 17.7 mg/l ($p < 0.001$). In de zomer liggen de concentraties beduidend lager: mediaanwaarde van 5.3 mg/l voor het Kanaal Brussel-Schelde versus 10.7 mg/l voor het Kanaal Leuven-Dijle ($p < 0.001$).



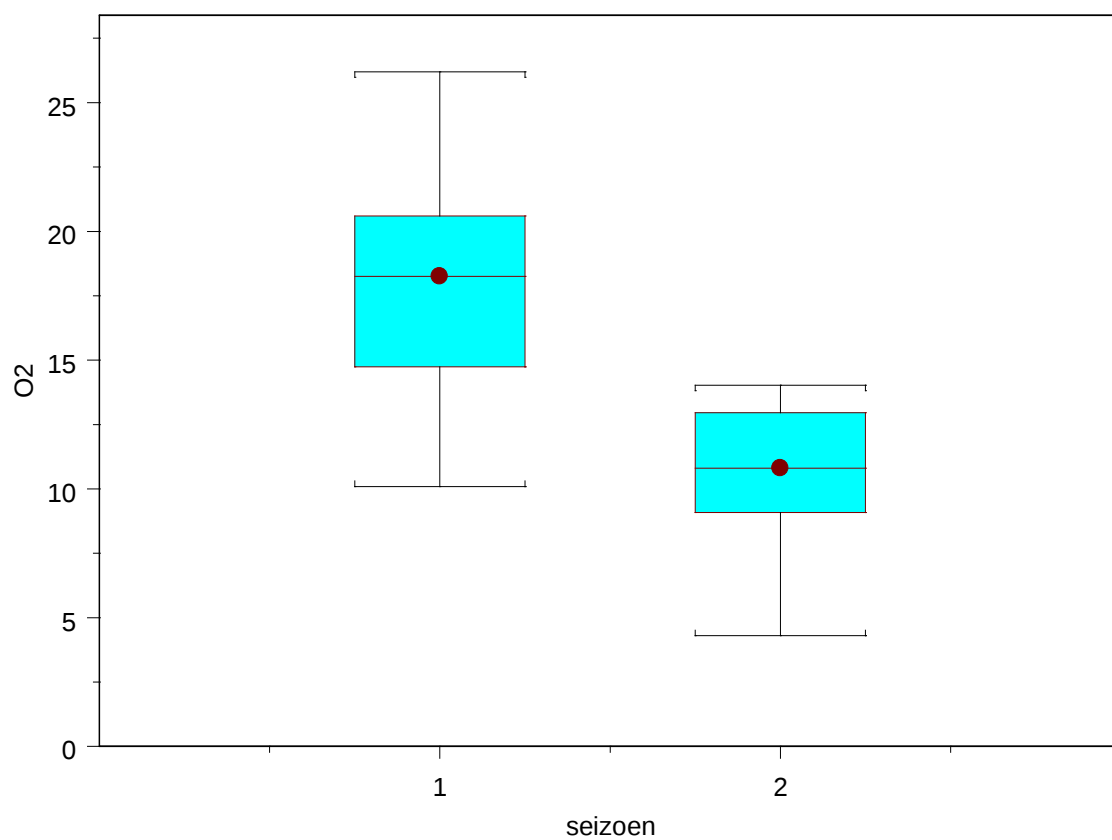
Figuur 42. Box-plots voor de zuurstofconcentratie op het Kanaal Brussel-Schelde (1) en Kanaal Leuven-Dijle (2) tijdens het voorjaar



Figuur 43. Box-plots voor de zuurstofconcentratie op het Kanaal Brussel-Schelde (1) en Kanaal Leuven-Dijle (2) tijdens de zomer

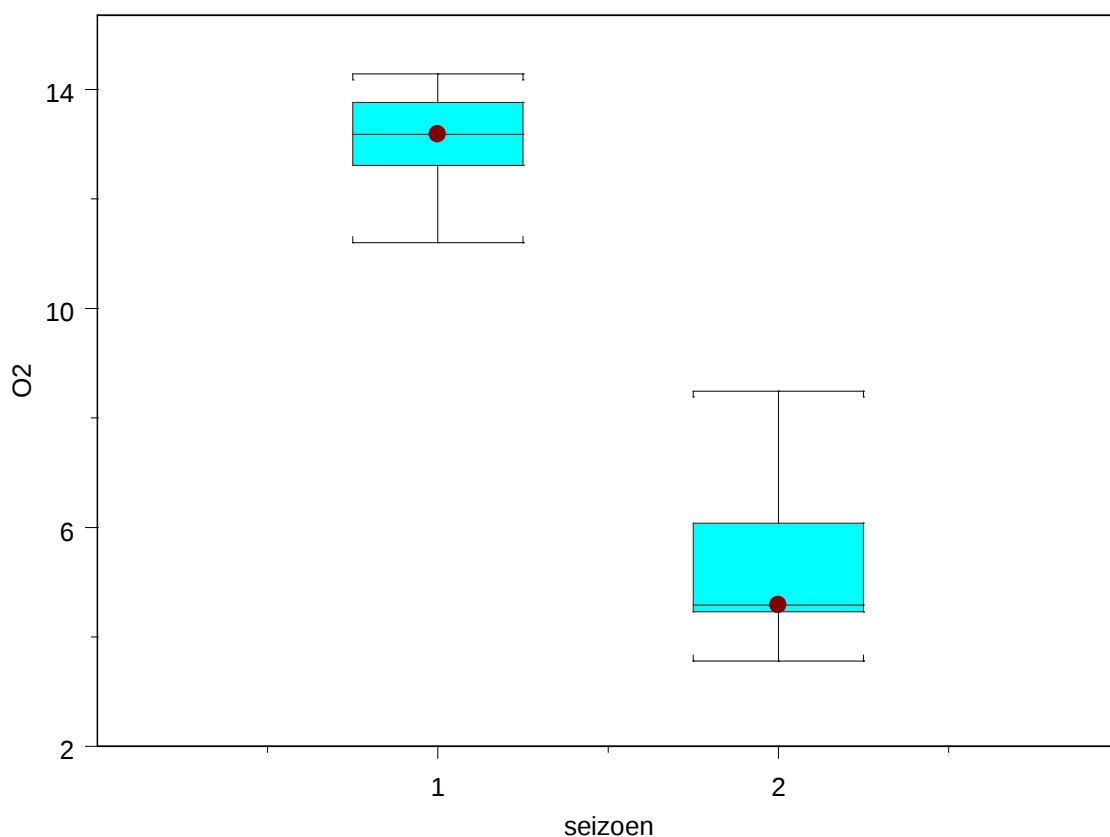
Het verschil in zuurstofsaturatie tussen beide kanalen vertoont een gelijkaardig verloop en is eveneens statistisch significant zowel in het voorjaar als in de zomer ($p < 0.001$).

Zoals te verwachten zakt de zuurstofconcentratie in de kanalen tijdens de zomer. Voor het Kanaal Leuven-Dijle neemt de waarde af van 17.7 mg/l tijdens het voorjaar naar 9.6 mg/l tijdens de zomer ($p < 0.001$) (Fig. 44).



Figuur 44. Box-plots voor de zuurstofconcentratie op het Kanaal Leuven-Dijle tijdens het voorjaar (1) en in de zomer (2)

Dezelfde trend is nog duidelijker waarneembaar op het Kanaal Brussel-Schelde, waar de mediaanwaarde van 13 mg/l daalt naar 5.3 mg/l tijdens de zomer ($p < 0.001$) (Fig. 45).



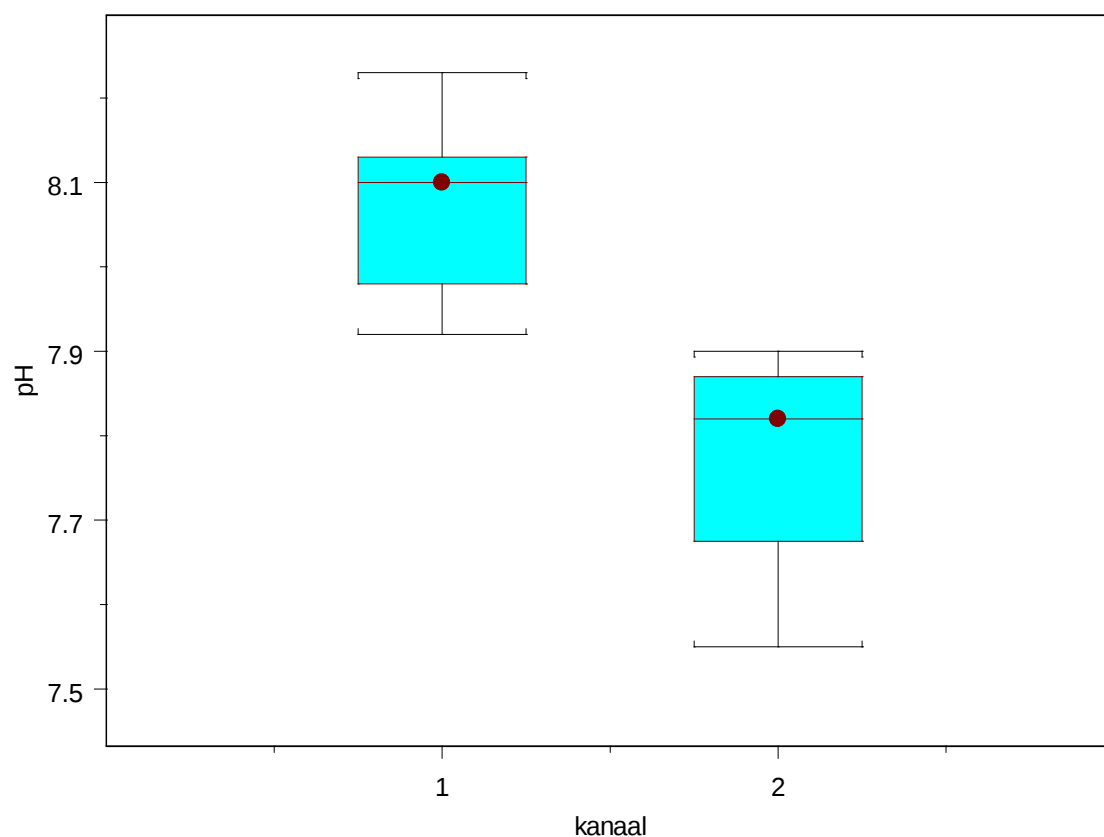
Figuur 45. Box-plots voor de zuurstofconcentratie op het Kanaal Brussel-Schelde tijdens het voorjaar (1) en in de zomer (2)

Voor beide kanalen is eveneens de zuurstofsaturatie significant verschillend tussen het voorjaar en de zomer ($p < 0.001$).

5.3.3 pH

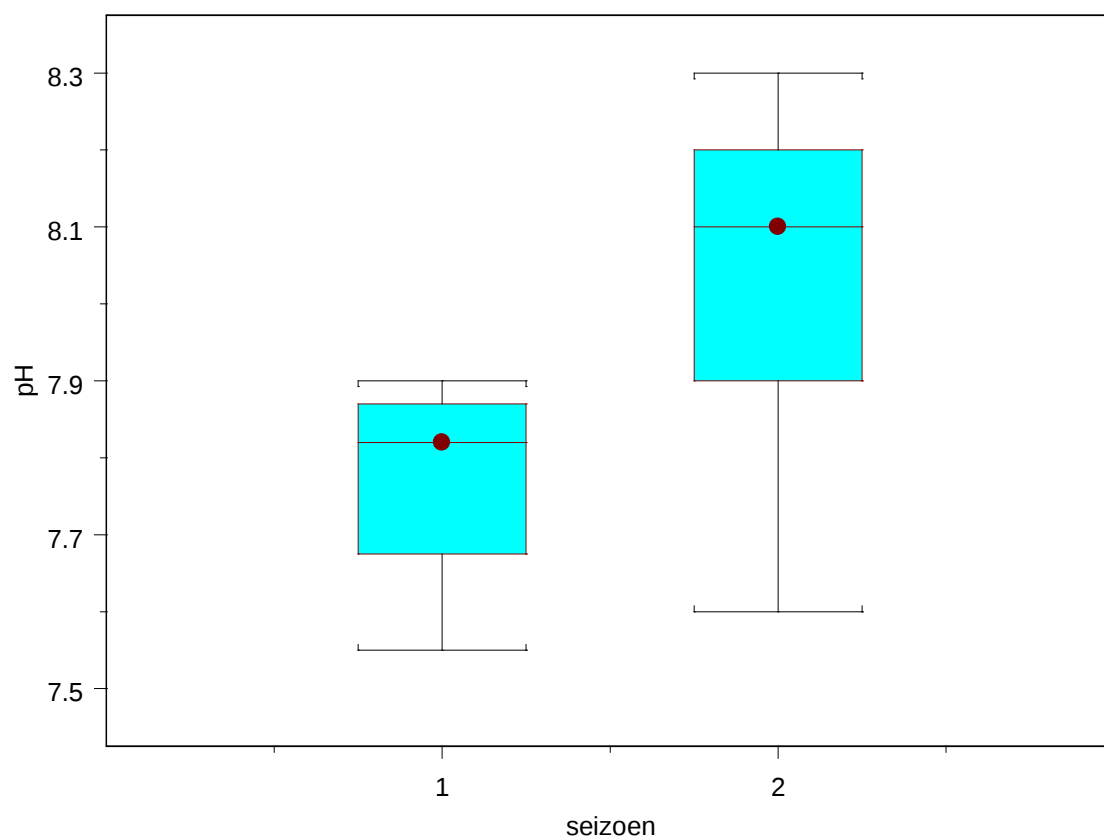
De pH waarden in het voorjaar liggen beduidend hoger voor het Kanaal Brussel-Schelde in vergelijking tot het Kanaal Leuven-Dijle ($p < 0.001$). De mediaanwaarden voor het Kanaal Brussel-Schelde bedraagt 8.1 en 7.8 voor het Kanaal Leuven-Dijle (Fig 46).

In de zomer zakken de gemeten pH-waarden waarden tot een mediaanwaarde van 7.6 wordt bereikt voor het Kanaal Brussel-Schelde (Fig. 47). De reden is dat veel meetpunten droog staan en het aantal metingen in vergelijking tot het voorjaar niet uitgevoerd werden. Desalniettemin is het verschil tussen beide kanalen statistisch significant ($p < 0.001$)



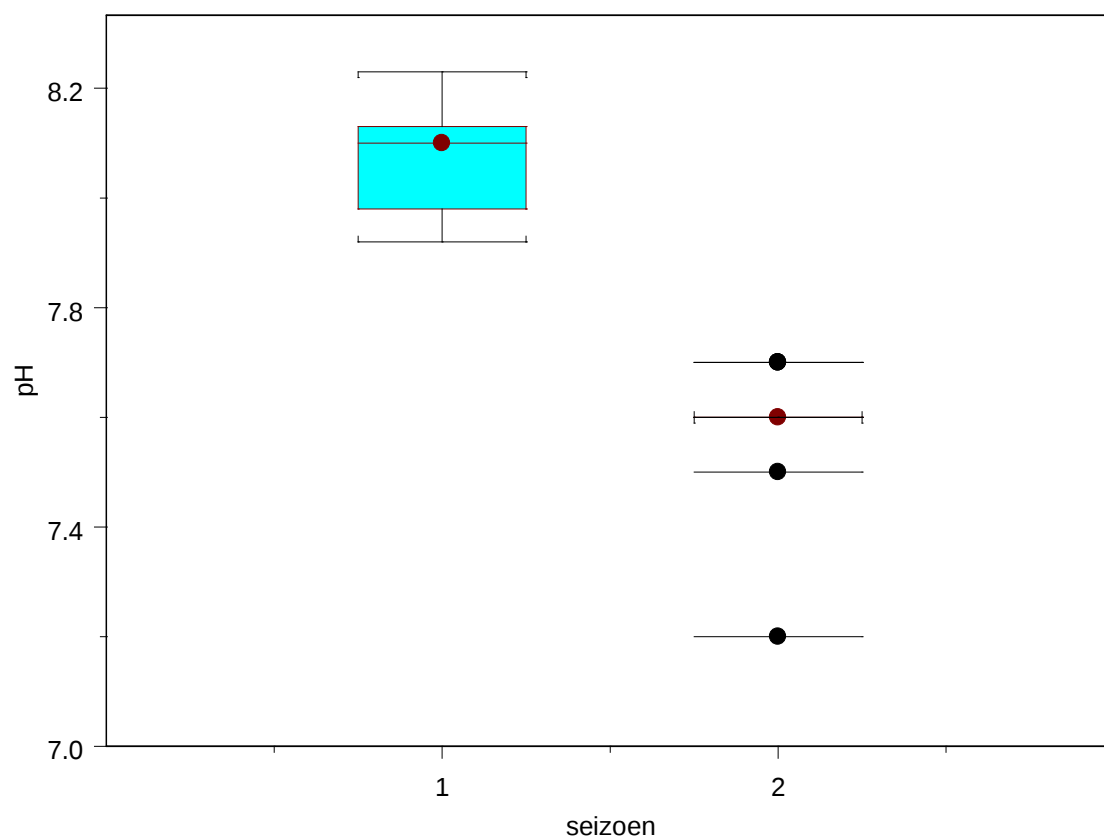
Figuur 46. Box-plots voor pH op het Kanaal Brussel-Schelde (1) en Kanaal Leuven-Dijle (2) tijdens het voorjaar

Beschouwt men de pH waarden van het Kanaal Leuven-Dijle, blijkt er bovendien ook een significant seizoenaal verschil te zijn ($p < 0.001$). Tijdens het voorjaar bedraagt de mediaanwaarde 7.8, tijdens de zomer bedraagt de pH 8 (Fig x)



Figuur 47. Box-plots voor pH op het Kanaal Leuven-Dijle tijdens het voorjaar (1) en tijdens de zomer (2)

Een identieke analyse voor het Kanaal Brussel-Charleroi geeft eveneens een significant verschil ($p < 0.001$) (Fig. 48).



Figuur 48. Box-plots voor pH op het Kanaal Brussel-Schelde in het voorjaar (1) en tijdens de zomer (2)

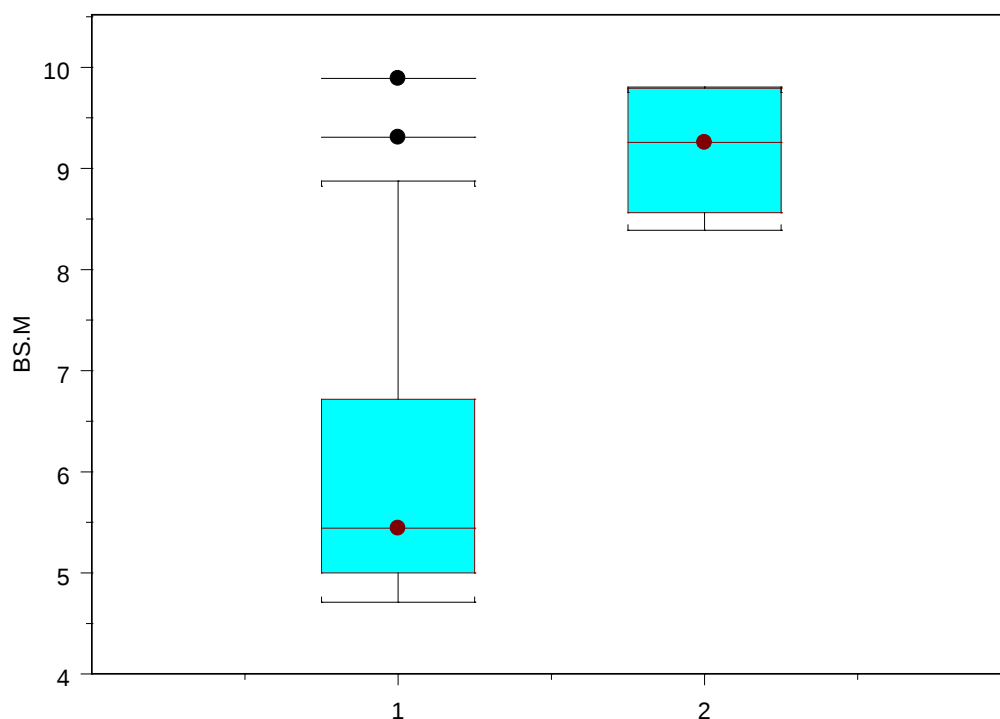
Bovendien werd aangetoond dat voor de gemeten variabelen, de waterkwaliteit van de vooroever niet significant verschilt van de waterkwaliteit aan de rivierzijde zowel tijdens het voorjaar als in de zomer. Dit veronderstelt dat de uitwisseling tussen de vooroever en het kanaal voldoende is om een vergelijkbare waterkwaliteit te bekomen.

6 Conclusie

Bij alle vooroeverconstructies hebben de vegetaties zich reeds gedurende verschillende jaren kunnen ontwikkelen. Voornamelijk langs de trajecten van het Kanaal Leuven-Dijle hebben zich brede gordels met oeverplanten kunnen ontwikkelen, maar ook in Lot en Wintam komen vegetatiegordels met oeverplanten voor. Met uitzondering van het traject in Herent, is er op de andere plaatsen echter geen watervegetatie aanwezig. Stroomopwaarts de Bieststraat heeft een eerste aanzet tot kolonisatie van de luwe zone geen resultaten opgeleverd.

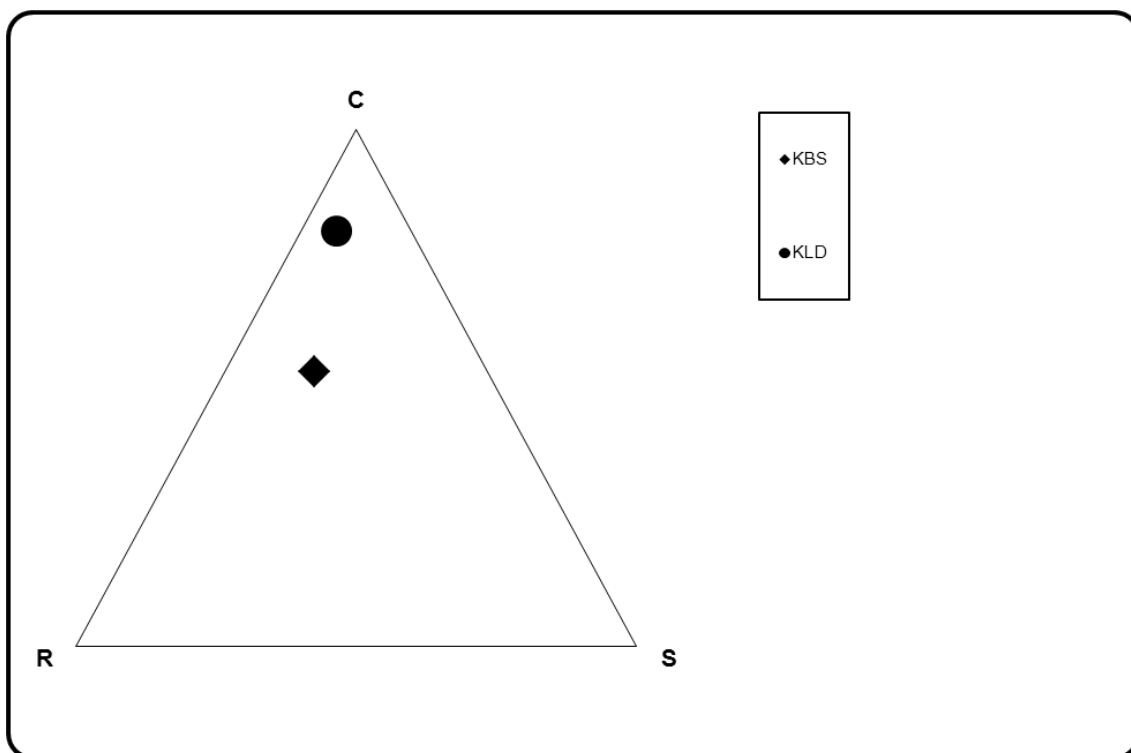
Het aantal typische oeversoorten die langs beide kanalen geïnventariseerd werd, is het grootst voor het Kanaal Leuven-Dijle. Er werden 16 soorten geïnventariseerd; 11 voor het Kanaal Brussel-Schelde. Dezelfde trend is waarneembaar voor de facultatieve soorten. Er werden 10 soorten geïnventariseerd voor het Kanaal Leuven-Dijle en 7 voor het Kanaal Brussel-Schelde.

Bij een berekening van de gemiddelde Ellenbergwaarden voor de verschillende locaties, is de gemiddelde waarde voor het vochtgetal voor de locaties van het Kanaal Brussel-Schelde beduidend kleiner dan het gemiddeld vochtgetal voor de locaties aan het Kanaal Leuven-Dijle (mediaanwaarden 5.44 versus 9.26) (Fig. 49).



Figuur 49. Box-plots voor het gemiddeld vochtgetal voor de trajecten langs het Kanaal Brussel-Schelde (1) en voor het Kanaal Leuven-Dijle (2)

Globaal genomen hebben de trajecten langs het Kanaal Leuven-Dijle, in vergelijking met het Kanaal Brussel-Schelde, een soortenrijkere, diversere vegetatie met een voedselarmere karakter waarbij er een groter aandeel van S-strategen en een lager aandeel van C-strategen voorkomt (Fig. 50).



Figuur 50. Vergelijking tussen het CSR-diagram voor de vegetaties langs het Kanaal Brussel-Schelde in vergelijking tot het Kanaal Leuven-Dijle

Wat betreft de waterkwaliteit voor de gemeten variabelen is er een duidelijk verschil tussen beide kanalen. Voor het Kanaal Brussel-Schelde zijn er duidelijk hogere waarden voor de conductiviteit en pH en lagere zuurstofconcentraties. Voor beide kanalen zijn er ook significante seizoenale verschillen voor alle gemeten variabelen. Typerend voor beiden zijn de hogere zuurstofconcentraties in het voorjaar.

Er werden echter geen significante verschillen waargenomen tussen de waterkwaliteit van het kanaal en de vooroever.

Referenties

Administratie Waterwegen en Zeewezen. 2002a. De waterweg en de natuur. Natuurtechnische milieubouw bij AWZ. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap.

Administratie Waterwegen en Zeewezen. 2002b. Beleidsplan Durme en Moervaart. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap.

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(3):185-202.

Borcard, D., Legendre, P. & Drapeau, P. 1992. Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology* 73(3): 1045-1055.

Bossuyt, B. & Hermy, M. 2000. Restoration of the understorey layer of recent forest bordering ancient forest. *Applied Vegetation Science* 3: 43-50.

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.

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.

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.

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 Geobot.* 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.

Fewster, R.M., Laake, J.L. & Buckland, S.T. 2005. Line transect sampling in small and large regions. *Biometrics* 61(3) :856-859.

Fischenich, C. 1997. Hydraulic impact of riparian vegetation. Technical Report EL-97-9. Environmental Research Program.

Grace, J.B. 1999. The factors controlling species density in herbaceous plant communities: an assessment/ *Perspect. Plant. Ecol. Evol. Syst.* 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.
- 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. *J. Appl. Ecol.* 34: 375-387.
- 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. & Gauch, H.G. 1980. Detrended Correspondence analysis: an improved ordination technique. *Vegetation* 42:47-58.
- 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.
- 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(6/7): 687-690.
- 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(3):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.
- Lachat, B. 1998. Conserver, aménager, revitaliser les cours d'eau avec une logique naturelle. *Annals Limnol.* 34(2):227-241.
- Long, J.W., Tecle, A. & Burnette, B.M. 2003. Marsh development at restoration sites on the White Mountain Apache Reservation, Arizona. *Journal of American Water Resources Association* 39(6):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(2):73-87.
- Milieuboot vzw. 2006. Met de Milieuboot op het Kanaal Leuven-Dijle. *Nieuwsbrief* 47:1.

Muscha, J.M. & Hild, 2006. Biological soil crusts in grazed and ungrazed Wyoming sagebrush steppe. *Journal of Arid Environments* 67(2):195-207.

Naiman, R.J., Décamps, H. & Pollock, M. 1993. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological Applications* 3(2):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.

Økland, R.H. 1999. On the variation explained by ordination and constrained ordination axes. *J. Veg. Sci.* 10: 131-136.

Økland, R.H. & Eilersten, O. 1994. Canonical Correspondence Analysis with Variation Partitioning: some comments and an application. *J. Veg. Sci.* 5: 117-126.

Potuin, C. & Rolff, D.A. 1993. Distribution-free and robust statistical methods: Viable alternatives to parametric statistics. *Ecology*. 74: 1617-1628.

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* 1987, nr. 13.

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.

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.

Steinhardt, T. 2009. Comparison of recent vegetation and diaspore banks along abiotic gradients in brackish coastal lagoons. *Aquatic Botany* 91(1):20-26.

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

Van Coller, A.L., Rogers, K.H. & Heritage, G.L. 2000. Riparian vegetation-environment relationships: complementarity of gradient versus patch hierarchy approaches. *J. Veg. Sci.* 11: 337-350.

Vandegoor, G. 1998. Het kanaal Leuven-Mechelen in heden en verleden. 1750-2000, Hagok.

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, 182 p.

Wamelink, G.W.W., Joosten, V., van Dobben, H.F. & Berendse, F. 2002. Validity of Ellenberg indicator values judged from physico-chemical field measurements. *J. Veg. Sci.* 13: 269-278.

Ward, J.V. & Trockner, K. 2001. Biodiversity: towards a unifying theme for river ecology. *Freshwater Biology* 46(6): 807-819.

Waterwegen & Zeekanaal NV. 2010. Vademecum 2010. Afdeling Zeekanaal

Whittaker, R.J., Willis, K.J. & Field, R. 2001. Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity. *J. Biogeogr.* 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.

Bijlage 1: Locaties van permanente kwadraten voor de vegetatieanalyse

Tabel 5. Locaties van de permanente kwadraten

Transect	PQ-nummer	Ligging op het transect	Afmetingen proefvlakgrootte (m)	Locatie
T1	1	waterlijn	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	waterlijn	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	waterlijn	4 x 2	Grimbergen Zone 1
T6	43	kruin	4 x 2	Grimbergen Zone 1
T6	44	waterlijn	4 x 2	Grimbergen Zone 1
T7	5	kruin	4 x 2	Grimbergen Zone 4a
T7	6	waterlijn	4 x 2	Grimbergen Zone 4a
T8	7	kruin	4 x 2	Grimbergen Zone 4a
T8	8	waterlijn	4 x 2	Grimbergen Zone 4a
T9	9	kruin	4 x 2	Grimbergen Zone 4a
T9	10	waterlijn	4 x 2	Grimbergen Zone 4a

Transect	PQ-nummer	Ligging op het transect	Afmetingen proefvlakgrootte (m)	Locatie
T10	11	kruin	4 x 2	Grimbergen Zone 4a
T10	12	waterlijn	4 x 2	Grimbergen Zone 4a
T11	13	Kruin	4 x 2	Grimbergen tussen zone 4a en 4b
T11	14	waterlijn	4 x 2	Grimbergen tussen zone 4a en 4b
T12	15	Kruin	4 x 2	Grimbergen Zone 4b
T12	16	waterlijn	4 x 2	Grimbergen Zone 4b
T13	17	kruin	4 x 2	Grimbergen Zone 4b
T13	18	waterlijn	4 x 2	Grimbergen Zone 4b
T14	19	Kruin	4 x 2	Grimbergen Zone 4b
T14	20	waterlijn	4 x 2	Grimbergen Zone 4b
T15	21	kruin	4 x 2	Grimbergen Zone 4b
T15	22	waterlijn	4 x 2	Grimbergen Zone 4b
T16	23	Kruin	8 x 1	Zeesluis Wintam
T16	24	Waterlijn	8 x 1	Zeesluis Wintam
T16	25	vooroever	8 x 1	Zeesluis Wintam
T17	26	Waterlijn	4 x 2	Zeesluis Wintam
T17	27	vooroever	4 x 2	Zeesluis Wintam

Transect	PQ-nummer	Ligging op het transect	Afmetingen proefvlakgrootte (m)	Locatie
T18	28	Kruin	4 x 2	Zeesluis Wintam
T18	29	Waterlijn	4 x 2	Zeesluis Wintam
T18	30	vooroever	4 x 2	Zeesluis Wintam
T19	31	Waterlijn	4 x 2	Zeesluis Wintam
T19	32	vooroever	4 x 2	Zeesluis Wintam
T20	33	Kruin	8 x 1	Lot
T20	34	Waterlijn	8 x 1	Lot
T20	35	vooroever	8 x 1	Lot
T21	36	Kruin	4 x 2	Lot
T21	37	Waterlijn	4 x 2	Lot
T21	38	vooroever	4 x 2	Lot

Bijlage 2: De gebruikte splitsingsniveau's voor de twinspan

Tabel 6. De gebruikte splitsingsniveau's voor de twinspan met de procentuele bedekking die ermee overeenkomt

splitsingsniveau	Procentuele bedekking (%)
0	0-2
2	2-5
5	5-10
10	10-25
25	25-50
50	50-100