



Ecologische opvolging van bermen en natuurvriendelijke oevers langs het Kanaal Gent-Brugge

Resultaten vegetatieopnames 3^{de} ronde en
 beheervoorstellen

Andy Van Kerckvoorde & Luc De Geest

Auteurs:

Andy Van Kerckvoorde & Luc De Geest
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

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

Vestiging:

INBO Brussel
Kliniekstraat 25, 1070 Brussel
www.inbo.be

e-mail:

andy.vankerckvoorde@inbo.be

Wijze van citeren:

Van Kerckvoorde A. & De Geest L. (2015). Ecologische opvolging van bermen en natuurvriendelijke oevers langs het Kanaal Gent-Brugge. Resultaten vegetatieopnames 3de ronde en beheervoorstellen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2015 (INBO.R.2015.7255805). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

D/2015/3241/058

INBO.R.2015.7255805

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Jurgen Tack

Druk:

Managementondersteunende Diensten van de Vlaamse overheid

Foto cover:

De linkeroever van het Kanaal Gent-Brugge tussen Bierstal- en Lovendegembrug.

Dit onderzoek werd uitgevoerd in opdracht van:

Waterwegen en Zeekanaal NV, afdeling Bovenschelde,
Guldensporenpark 105, 9820 Merelbeke.



Waterwegen en Zeekanaal NV
weg van water

Ecologische opvolging van bermen en natuurvriendelijke oevers langs het Kanaal Gent-Brugge

Resultaten vegetatieopnames 3^{de} ronde en
beheervoorstellen

Andy Van Kerckvoorde, Luc De Geest

Samenvatting

Dit rapport beschrijft de ecologische opvolging van bermen en de plasbermen langs het Kanaal Gent-Brugge. De opvolging gebeurt met behulp van vegetatieopnames in vaste proefvlakken. De resultaten van het veldwerk in het groeiseizoen van 2013 worden besproken en vergeleken met vroegere inventarisaties. Tenslotte worden beheervoorstellen voor de bermen geformuleerd.

Bermen

Hoge soortenaantallen en hoge diversiteitsindices komen voor net stroomafwaarts Bellebrug. Als verklaring worden de bijzondere bodemcondities met aanwezigheid van kalk gesuggereerd. Lage soortenaantallen en lage diversiteitsindices komen voor tussen de Ringvaart en Durmen (landzijde) en tussen Moerbruggebrug en Brugge.

De bermvegetaties langs het Kanaal Gent-Brugge kennen over het algemeen vrij lage Ellenberggetallen voor nutriënten en hoge waarden voor het stresstolerant aandeel, vooral bij een begrazingsbeheer via Natuurpunt en onder een nietsdoenbeheer. Voor een deel is dit te verklaren doordat de bermen een heel voedselarme zandige bodem hebben.

Bij opnames met een nietsdoenbeheer is de bedekking van typische graslandsoorten significant lager in vergelijking met opnames waar er wordt gemaaid of begraasd.

Het aantal soorten per opname is significant lager in 2013 ten opzichte van 2005 voor opnames met een maaibeheer via W&Z of met een begrazing via Natuurpunt. De bedekking van Rode-Lijst soorten is significant lager in 2013 ten opzicht van 2005 bij opnames met een begrazingsbeheer via Natuurpunt. De diversiteiten en Ellenberggetallen voor nutriënten zijn niet significant verschillend tussen opnames uit 2013 en opnames uit 2005. Het stresstolerant aandeel is significant hoger voor opnames in 2013 met een maaibeheer via W&Z in vergelijking met 2005. Bij opnames met een nietsdoenbeheer daalt de bedekking van typische graslandsoorten en neemt de bedekking aan struiken toe in de periode 2005-2013.

De afname in de bedekking van Rode Lijst-soorten bij opnames met een begrazing via Natuurpunt is te wijten aan vegetatieveranderingen op de rechteroever net stroomafwaarts Bellebrug. Mogelijke oorzaak is dat de begrazers (jongvee) net in de ecologisch waardevolle zone rusten waardoor er mestafzet en dus nutriëntenaanrijking gebeurt.

Globaal lijkt er een vervlakking in de vegetatie te gebeuren waarbij zowel bedekkingen van soorten gebonden aan heel voedselrijke als soorten gebonden aan heel voedselarme bodemcondities dalen in de periode 2005-2013.

Plasbermen

De natuurvriendelijke oevers (plasbermen) langs het Kanaal Gent-Brugge bieden mogelijkheden voor de ontwikkeling van oevervegetatie maar niet voor (wortelende) waterplanten. De geconstrueerde vooroever blijkt geschikt om de golven afkomstig van scheepvaart op te vangen zodat een luwe zone ontstaat in de plasberm met dus mogelijkheden voor de vestiging en ontwikkeling van oevervegetatie.

De oevervegetaties hebben een andere samenstelling bij de verschillende zijden van de plasberm. In de zijde van de eigenlijke kanaaloever ligt de kruidbedekking en het competitief aandeel hoger in vergelijking met de zijde van de vooroever. Een mogelijke verklaring kan liggen in het constructiemateriaal. Door de asfaltbedekking op de vooroever wordt de kolonisatie en de ontwikkeling van oevervegetatie er mogelijk bemoeilijkt.

In de periode 2006-2013 is er een stijgend competitief aandeel, zowel in de zijde van de kanaaloever als in de zijde van de vooroever. Aan de kanaaloever is er een afname van het aantal soorten en van de diversiteit waargenomen tussen 2006 en 2013. Deze beide patronen zijn wellicht het gevolg van de natuurlijke vegetatiesuccessie die gebeurt sinds de aanleg van de plasbermen (1998).

Summary

This study reports on the ecological monitoring of embankments and ecologically friendly bank stabilizations along the canal Ghent-Bruges. Monitoring is performed by means of vegetation relevés. The results of the field work of 2013 are described and compared with previous (2005) inventories. Finally, management measures for embankments are suggested.

Embankments

High species numbers and high diversity indices occur downstream of 'Bellembrug'. The lime containing soil conditions are discussed as possible cause. Low species numbers and low diversity indices are noted between the 'Ringvaart' and 'Durmen' and between 'Moerbruggebrug' and Bruges.

Globally, the embankment vegetation of the canal Ghent-Bruges is characterized by relative low Ellenberg values for nutrients and high S (Grime's stress-tolerant dimension) value especially when vegetation is grazed by means of 'Natuurpunt' or has no management measures. The explanation are the nutrient poor and sandy soil conditions occurring in these embankments.

Embankments without any management measure show, compared to sites with mowing or grazing management, a higher cover of shrubs and a lower cover of grassland species typical for nutrient poor to moderate nutrient rich soil conditions.

The species numbers are significantly lower in 2013 compared with 2005 in relevés with a mowing management or with a grazing management by 'Natuurpunt'. The cover of Red List species is significantly lower in 2013 compared with 2005 in relevés with grazing management by 'Natuurpunt'. Considering the diversity indices and the Ellenberg values for nutrients, no significant differences occurred between 2013 and 2005. The S-values are significantly higher in 2013 compared with 2005 for relevés with mowing management. In relevés without any management measures higher cover of shrubs and lower cover of typical grassland species are noted in the period 2005-2013.

The decrease of the cover of Red List species in sites with grazing management by 'Natuurpunt' is attributed to vegetation changes at the right bank side downstream of 'Bellembrug'. Vegetation change originates from cattle using floristic valuable embankments as rest area with deposit of dung and nutrient enrichment as a consequence.

Globally, the floristic value of the embankments along the canal Ghent-Bruges seems to smooth in the period 2005-2013 because of lower cover of species typical for very nutrient rich conditions but also of species typical for very nutrient poor soil conditions.

Ecologically friendly bank stabilizations

The ecologically friendly bank stabilizations along the canal Ghent-Bruges permit the development of riparian vegetation but hardly of rooted aquatic plant vegetation. The observed development of riparian vegetation in the bank stabilizations suggests sheltered conditions, indicating that the defence dam inhibits hydraulic forces.

Some differences in riparian vegetation are observed between the sides of the bank stabilization. At the canal side, higher cover of herbs and higher Grime's competitiveness are noted, compared to the defence dam side. The application of different construction materials is discussed as a possible cause. By applying mastic asphalt as cover material at the defence dam, vegetation colonization and development is difficult.

An increase of competitiveness in the period 2006-2013 is observed both at the canal bank side and at the defence dam side. In the canal side, a decrease of species numbers and diversity indices is observed. Probably, this indicates vegetation succession ever since the construction of the bank stabilizations (1998).

Inhoudstafel

Samenvatting.....	1
Summary	3
Lijst van figuren.....	7
Lijst van tabellen	8
1 Inleiding.....	9
2 Materiaal en methoden.....	10
2.1 Verricht veldwerk	10
2.1.1 Kanaalbermen	10
2.1.2 Natuurvriendelijke oevers	10
2.2 Verwerking	11
2.2.1 Biodiversiteit.....	11
2.2.2 Rode Lijst	12
2.2.3 Ellenberg-indicatorgetallen.....	12
2.2.4 CSR-overlevingsstrategieën.....	12
2.2.5 Typische en facultatieve graslandsoorten	13
2.2.6 Evaluatie ten opzichte van gewenste en minder-gewenste bermvegetaties	13
2.2.7 Indices macrofyten i.f.v. kaderrichtlijn water	14
2.2.8 Statistische verwerking.....	14
3 Resultaten kanaalbermen.....	15
3.1 Aantal soorten en Shannon-Wiener diversiteitindex.....	15
3.2 Rode-Lijst soorten	20
3.3 Struikbedekking	23
3.4 Ellenberg-indicatorgetal voor nutriënten.....	23
3.5 CSR.....	25
3.6 Typische graslandsoorten.....	26
3.7 Evaluatie	26
4 Resultaten natuurvriendelijke oevers.....	30
4.1 Watervariabelen	30
4.2 Vegetatie.....	30
4.2.1 Soorten.....	30
4.2.2 Soortenaantal en Shannon-Wiener diversiteit.....	32
4.2.3 Kruid- en struikbedekking	32
4.2.4 Competitief en ruderaal aandeel	34
4.2.5 Indices macrofyten i.f.v. kaderrichtlijn water	34
5 Discussie kanaalbermen	35
5.1 Waarnemingen 2013	35
5.1.1 Soortenaantallen en diversiteitsindices.....	35
5.1.3 Ellenberggetal voor nutriënten	37
5.1.4 CSR-aandelen	37
5.1.5 Struikbedekking en typische graslandsoorten.....	37
5.2 Evolutie 2005-2013.....	38
5.2.1 Maaien via W&Z	39
5.2.2 Begrazing via landbouwers:	39
5.2.3 Begrazing via Natuurpunt	40
5.2.4 Nietsdoenbeheer	40

6	Discussie natuurvriendelijke oevers	41
6.1	Oevervegetatie.....	41
6.2	Watervegetatie.....	42
6.3	Struikbedekking	43
6.4	Vegetatieverschillen van de kanaaloever versus de vooroever	43
6.5	Vegetatieverschillen bij de opvolgingsrondes	43
6.6	Uitheimse soorten	44
6.7	Sedimentatie	44
7	Bermbeheer.....	45
7.1	Streefbeeld	45
7.2	Maaibeheer.....	46
7.2.1	Toelichting maaifrequentie en -periode	46
7.2.2	Voorstellen maaibeheer per bermtraject.....	47
7.2.3	Technische aandachtspunten bij uitvoering van het maaibeheer	52
7.3	Begrazingsbeheer	53
7.3.1	Extensieve begrazing	53
7.3.2	Voorstellen begrazingsbeheer per bermtraject	53
7.3.3	Aandachtspunten bij uitvoering van het begrazingsbeheer	53
	Referenties	58
	Bijlage 1: Betekenis van de Ellenberg-indicatorgetallen (Ellenberg et al., 1992) ..	63
	Bijlage 2. Richtcijfers voor vegetatievariabelen bij ecologisch gewenste en ecologisch minder-gewenste bermvegetaties.....	64
	Kaartbijlage	67

Lijst van figuren

Figuur 1.	De ecologische opvolging van de natuurvriendelijke oevers langs het Kanaal Gent-Brugge te Beernem gebeurt op 4 locaties. Per locatie worden 3 trajecten (de kanaaloever, vooroever en het midden van de natuurvriendelijke oever) van telkens 50m opgevolgd.....	11
Figuur 2.	Standaard watervariabelen worden bepaald voor de plasberm en de hoofdwaterweg op 6 locaties langs de rechteroever en 4 locaties van de linkeroever.	11
Figuur 3.	Boxplots van het soortenaantal, de Shannon-Wiener diversiteit en de bedekking (%) van Rode-Lijst soorten en struiken. * duidt op significante ($p < 0,05$; gepaarde t-test) verschillen tussen 2005 en 2013. Verschillende letters (xy) duiden op significante verschillen ($p < 0,05$; t-test) tussen de beheervormen in 2013. Begrazing TPG duidt op begrazing via landbouwers; begrazing NP is begrazing via Natuurpunt.....	16
Figuur 4.	Boxplots van het Ellenberg-indicatorgetal voor nutriënten en van de bedekking (%) van soorten met een hoog (>6) en laag (<4) Ellenberggetal voor nutriënten. * duidt op significante ($p < 0,05$; gepaarde t-test) verschillen tussen 2005 en 2013. Verschillende letters (xy) duiden op significante verschillen ($p < 0,05$; t-test) tussen de beheervormen in 2013. Begrazing TPG duidt op begrazing via landbouwers; begrazing NP is begrazing via Natuurpunt.....	17
Figuur 5.	Boxplots van het competitief, stresstolerant en ruderaal aandeel (%) in 2005 en 2013. * duidt op significante ($p < 0,05$; gepaarde t-test) verschillen tussen 2005 en 2013. Verschillende letters (xyz) duiden op significante verschillen ($p < 0,05$; t-test) tussen de beheervormen in 2013. Begrazing TPG duidt op begrazing via landbouwers; begrazing NP is begrazing via Natuurpunt.	18
Figuur 6.	Boxplots van de bedekking (%) van typische en facultatieve graslandsoorten in 2005 en 2013. * duidt op significante ($p < 0,05$; gepaarde t-test) verschillen tussen 2005 en 2013. Verschillende letters (uwxyz) duiden op significante verschillen ($p < 0,05$; t-test) tussen de beheervormen in 2013. Begrazing TPG duidt op begrazing via landbouwers; begrazing NP is begrazing via Natuurpunt. ..	19
Figuur 7.	Ecologisch gewenst (groen) en ecologisch minder-gewenst (rood) aandeel van de vegetatie-opnames uit 2013 voor de totale dataset en opgesplitst per beheervorm. De aandelen worden bepaald voor de Shannon-Wienerdiversiteitindex, het Ellenberggetal voor nutriënten, het stresstolerant aandeel, de bedekking aan typische graslandsoorten en de struikbedekking. Begrazing TPG duidt op begrazing via landbouwers; begrazing NP is begrazing via Natuurpunt.	28
Figuur 8.	Evolutie van de ecologische waarden in de periode 2005-2013 voor de totale dataset en opgesplitst per beheervorm volgens de Shannon-Wienerdiversiteitindex, het Ellenberggetal voor nutriënten, het stresstolerant aandeel, de bedekking aan typische graslandsoorten en de struikbedekking. Begrazing TPG duidt op begrazing via landbouwers; begrazing NP is begrazing via Natuurpunt.	29
Figuur 9.	Boxplots van enkele watervariabelen gemeten in de natuurvriendelijke oever (vooroever) en in het kanaal in april, juli en november 2013. Verschillende letters (ab) duiden op significante verschillen ($p < 0,05$; t-test) van watervariabelen tussen de vooroever en het kanaal.	31

Figuur 10.	Boxplots van het soortenaantal, de Shannon-Wiener diversiteit, de kruid- en struikbedekking en het competitief en ruderaal aandeel in opnames van de kanaaloever (K) en de vooroever (V) per monitoringsronde. Verschillende letters (abc) duiden op significante verschillen ($p < 0,05$; gepaarde t-test) tussen opvolgingsrondes binnen de kanaaloever of de vooroever. # duidt op significante verschillen ($p < 0,05$; t-test) tussen de kanaaloever en vooroever in eenzelfde jaar.	33
Figuur 11.	Soorten- en bloemrijke bermvegetatie met beemdkroon, knoopkruid, margriet, gewone rolklaver en kleine ratelaar op de linkeroever net stroomafwaarts Bellebrug.	35
Figuur 12.	Minder soortenrijke bermvegetatie gedomineerd door de productieve grassoorten kropaar en glanshaver op de linkeroever tussen Lovendegembrug en Durmenbrug.	36
Figuur 13.	Brem in de vegetatieopname op de rechteroever tussen Sint-Jorisbrug en Beernembrug.	38
Figuur 14.	Spontaan gevestigde oevervegetatie aan de randen van de plasbermen net stroomafwaarts de keersluis.	41
Figuur 15.	Rietontwikkeling in de plasberm aan de linkeroever net stroomafwaarts de keersluis.	42

Lijst van tabellen

Tabel 1.	Richtcijfers voor een ecologisch gewenste bermvegetatie en voor een ecologisch minder-gewenste bermvegetatie.	13
Tabel 2.	De verschillende evoluties in een PQ voor de periode 2005-2013.	14
Tabel 3.	De aangetroffen Rode-Lijst soorten in de vegetatie-opnames samen met de Rode-Lijst categorie, het aantal opnames waar de soort werd aangetroffen en de gemiddelde bedekking. Kwetsbare soorten zijn onderlijnd.	22
Tabel 4.	De indices voor de beoordeling van macrofyten en de ecologische kwaliteitscoëfficiënt op 4 locaties in de natuurvriendelijke oever. De kleurcode duidt op de beoordeling: blauw = zeer goed, geel = matig en oranje = ontoereikend.	34
Tabel 5.	Voorstel van maaibeheer voor de bermen van het Kanaal Gent-Brugge.	48
Tabel 6.	Voorstel van extensieve (seizoens)begrazing voor de bermen van het Kanaal Gent-Brugge.	54

1 Inleiding

De missie van Waterwegen en Zeekanaal NV (W&Z) is het voeren van een duurzaam en dynamisch beheer van de bevaarbare waterwegen in haar werkingsgebied, inclusief de eraan gelegen terreinen. W&Z stimuleert het multifunctioneel gebruik van deze waterwegen en gronden met oog voor de belangen van alle actoren en extra aandacht voor veiligheid en integraal waterbeheer (www.wenz.be). Binnen dit kader streeft W&Z naar een ecologisch beheer van de bermen langs het Kanaal Gent-Brugge.

Bij de opmaak van de ecologische gebiedsvisie voor het Kanaal Gent-Brugge en omgeving is de bermvegetatie in kaart gebracht. Een voorstel van bermbeheerplan werd vervolgens uitgewerkt rekening houdend met praktische randvoorwaarden, de ecologische waarden en de ecologische potenties (Van Kerckvoorde et al., 2005). Recente aanpassingen en aanvullingen op het bermbeheerplan zijn uitgewerkt in Van Kerckvoorde (2010) en Van Kerckvoorde (2011a). De beheervoorstellen vormden de input voor de, door W&Z opgestelde, groenbestekken van het district Kanalen Oost en het district Kanalen West.

W&Z vraagt het INBO om de vegetatie van de bermen van het Kanaal Gent-Brugge op te volgen. De doelstellingen voor de ecologische opvolging omvatten:

- het opvolgen en beoordelen van de kruidvegetatie,
- het evalueren van het maai- en begrazingsbeheer,
- het tijdig signaleren van positieve of negatieve ecologische ontwikkelingen.

De onderzoeksresultaten kunnen W&Z helpen in het beheer en de inrichting van bermen.

De methodologie voor ecologische opvolging van de bermvegetatie is beschreven in Van Kerckvoorde & Decler (2006b). De resultaten van de 1^{ste} en 2^{de} ronde zijn gerapporteerd in respectievelijk Van Kerckvoorde & Decler (2006a) en Van Kerckvoorde (2010). Dit document omvat de resultaten van de ecologische opvolging van de 3^{de} ronde (veldwerk 2013) voor de vegetatie van de bermen en plasbermen en de veranderingen ten opzichte van vorige rondes. Bovendien worden enkele beheervoorstellen aangegeven.

2 Materiaal en methoden

2.1 Verricht veldwerk

2.1.1 Kanaalbermen

De bermvegetatie langs het Kanaal Gent-Brugge wordt opgevolgd in de tijd binnen vaste oppervlakten van 2mx2m (permanente kwadraat/proefvlak of PQ). In een PQ wordt een vegetatie-opname verricht via de decimale schaal van Londo (Londo, 1975). Langs het Kanaal Gent-Brugge werden om de km PQ's ingericht. Bijkomende PQ's werden voorzien in soortenrijke bermvegetaties. De methodologie voor de ecologische opvolging van de bermvegetatie is beschreven in Van Kerckvoorde & Decler (2006b).

In 2013 werden de PQ's voor de 3^{de} maal geïnventariseerd (1^{ste} maal in 2005; 2^{de} maal in 2009). Tussen half juni en eind juli 2013 werden in totaal 114 vegetatie-opnames verricht. Voor 9 PQ's konden geen vegetatie-opname worden beschreven, namelijk:

- 3 PQ's aan de water- of landzijde van de linkeroever tussen Durmenbrug-Hansbekebrug vermits de vegetatie kort was begraasd;
- 5 PQ's aan de water- of landzijde van de rechteroever tussen Durmenbrug en Hansbekebrug vermits de vegetatie net was gemaaid;
- 1 PQ aan de landzijde van de linkeroever tussen Keersluis-Moerbruggebrug (t.h.v. Leiemeersen) vermits de vegetatie net was gemaaid.

2.1.2 Natuurvriendelijke oevers

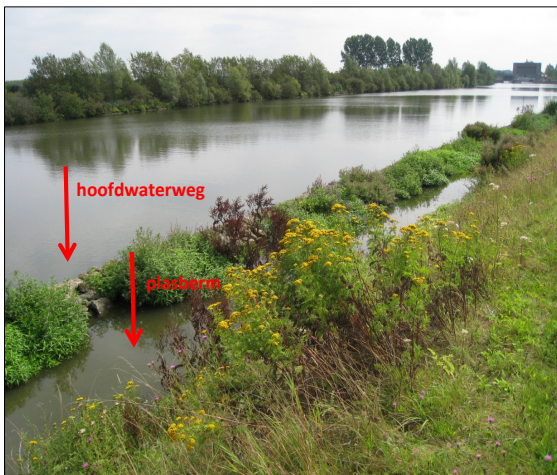
De vegetaties van de natuurvriendelijke oevers (plasbermen) te Beernem worden opgevolgd in de tijd op 4 locaties. Per locatie wordt de vegetatie beschreven aan de randen van de natuurvriendelijke oever (kanaaloever en vooroever) en in het midden van de natuurvriendelijke oever (figuur 1). Er worden vegetatie-opnames verricht in 5 aanliggende PQ's (grootte van 10mx1m) via de beheermonitoringsschaal (Demeulenaere et al., 2002). De methodologie voor de ecologische opvolging van de plasbermen is beschreven in Van Kerckvoorde & Decler (2006b).

In 2013 werden de PQ's voor de 3^{de} maal geïnventariseerd (1^{ste} maal: 2006; 2^{de} maal: 2009). Tijdens de 2^{de} helft van augustus 2013 werden in totaal 60 vegetatie-opnames verricht.

In 2013 werden bovendien enkele watervariabelen bepaald voor de plasbermen en voor de hoofdwaterweg (figuur 2), op 6 locaties op de rechteroever (om de 100m) en op 4 locaties in de linkeroever (om de 75m). De watervariabelen die werden bepaald omvatten de watertemperatuur, pH, geleidbaarheid, zuurstofconcentratie en -verzadiging. In 2013 werden de watervariabelen bepaald op 23 april, 1 juli en 5 november.



Figuur 1. De ecologische opvolging van de natuurvriendelijke oevers langs het Kanaal Gent-Brugge te Beernem gebeurt op 4 locaties. Per locatie worden 3 trajecten (de kanaaloever, vooroever en het midden van de natuurvriendelijke oever) van telkens 50m opgevolgd.



Figuur 2. Standaard watervariabelen worden bepaald voor de plasberm en de hoofdwaterweg op 6 locaties langs de rechteroever en 4 locaties van de linkeroever.

2.2 Verwerking

2.2.1 Biodiversiteit

Om veranderingen in termen van biodiversiteit te kunnen inschatten is voor elke vegetatie-opname het totaal aantal soorten en een diversiteitindex bepaald.

Een diversiteitindex geeft bijkomende informatie in vergelijking met het aantal soorten vermits in de berekening ook rekening wordt gehouden met de relatieve abundantie van de soorten in een opname. Als diversiteitindex wordt de Shannon-Wiener index (H) aangewend (Shannon, 1948):

$$H = - \sum_{i=1}^s p_i \ln(p_i)$$

p_i = relatieve abundantie van de i^{de} soort; $\ln$ = natuurlijke logaritme; s = aantal soorten

2.2.2 Rode Lijst

Rode Lijsten geven een waardering vanuit natuurbehoudoogpunt vermits ze aangeven welke soorten het meest bedreigd zijn en waarvoor prioritaire beschermingsmaatregelen noodzakelijk zijn. De criteria die hiervoor worden gebruikt zijn inheemse oorsprong, zeldzaamheid en trend. De Rode Lijst voor plantensoorten in Vlaanderen is uitgewerkt in Van Landuyt et al. (2006). In de verwerking van de gegevens wordt aandacht besteed aan soorten met Rode Lijst-categorie achteruitgaand, zeldzaam, kwetsbaar, bedreigd of met verdwijning bedreigd. Deze soorten worden in dit rapport Rode Lijst-soorten genoemd.

2.2.3 Ellenberg-indicatorgetallen

Ellenberg-indicatorgetallen geven voor een groot aantal plantensoorten een indicatiewaarde voor enkele standplaatsfactoren. Een dergelijke indicatiewaarde is een getal, doorgaans op een ordinale schaal van 1 tot 9, dat de milieuomstandigheden aangeeft waarbij een plant optimaal voorkomt. Er zijn indicatorgetallen voor licht, temperatuur, continentaliteit, vocht, zuurgraad, nutriënten, zout, zware metalen en voor de maaigevoeligheid (Ellenberg et al., 1992; bijlage 1).

Het gebruik van Ellenberg-indicatorwaarden blijkt in veel gevallen een adequaat hulpmiddel te zijn om o.a. inzicht te verwerven in de mogelijke onderliggende oorzaken van variatie in de vegetatie of om vegetatieveranderingen te relateren met veranderende milieucondities (zie o.a. Diekmann, 2003; Schaffers & Sykora, 2000; Hill & Carey, 1997).

In deze studie worden per opname gewogen gemiddelden berekend van het Ellenberg-indicatorgetal voor nutriënten. Bij de berekening wordt dus rekening gehouden met de bedekkingen van de verschillende taxa. De Ellenberg-indicatorgetallen voor nutriënten voor de verschillende soorten werden afgeleid uit de floradatabank (<http://flora.inbo.be/>). Voor rood zwenkgras en onderaardse klaver werden de Ellenberggetallen afgeleid uit Hill et al. (1999).

2.2.4 CSR-overlevingsstrategieën

Grime (2001) ontwikkelde een classificatie van plantensoorten volgens de overlevingsstrategie: de CSR-classificatie.

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, vertrappeling of erosie (Grime, 2001).

Door de mate van stress en verstoring kunnen verschillende overlevingsstrategieën worden bepaald. 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.

De CSR-classificatie van de verschillende soorten werd overgenomen uit Hodgson et al. (1995). Voor grote ratelaar, schermhavikskruid, rapunzelklokje, graslathyrus, gevlekte rupsklaver, grote tijm en dubbelkelk werd de CSR gegevens overgenomen uit de bioflor database (www.bioflor.de).

Het competitief, stresstolerant en ruderaal aandeel van een opname werd berekend volgens de methode beschreven door Hunt et al. (2004). Deze methode maakt gebruik van gewogen gemiddelden door de bedekkingen van de verschillende soorten in de berekening te betrekken.

2.2.5 Typische en facultatieve graslandsoorten

De bermvegetatie kan worden geëvalueerd op basis van ecotoopvoorkeur bij plantensoorten. Hiervoor werd de indeling in ecologische soortengroepen van Runhaar et al. (2004) aangewend. Vermits het streefdoel voor bermvegetaties voedselarme tot matig voedselrijke, droge tot vochtige graslandvegetaties zijn worden volgende soortengroepen geselecteerd:

- soorten van gesloten korte vegetaties op vochtige voedselarme zure bodem (G41),
- soorten van gesloten korte vegetaties op vochtige voedselarme zwak zure bodem (G42),
- soorten van gesloten korte vegetaties op vochtige voedselarme basische bodem (G43),
- soorten van gesloten korte vegetaties op vochtige matig voedselrijke bodem (G47),
- soorten van gesloten korte vegetaties op vochtige matig voedselrijke basische bodem (G47kr),
- soorten van gesloten korte vegetaties op droge voedselarme zure bodem (G61),
- soorten van gesloten korte vegetaties op droge voedselarme zwak zure bodem (G62),
- soorten van gesloten korte vegetaties op droge voedselarme basische bodem (G63),
- soorten van gesloten korte vegetaties op droge matig voedselrijke bodem (G67).

Een typische graslandsoort is een soort waarbij meer dan de helft van de ecologische groepen waar ze voorkomt behoort tot de hierboven geselecteerde ecologische groepen. Een facultatieve graslandsoort behoort tot de helft of minder dan de helft van de geselecteerde ecologische groepen. Dergelijke methode werd tevens beschreven en aangewend voor oeversoorten in Duijn (1994).

2.2.6 Evaluatie ten opzichte van gewenste en minder-gewenste bermvegetaties

Richtcijfers voor de evaluatie van een vegetatie-opname is aangegeven in tabel 1. Deze cijfers zijn afgeleid uit een data-analyse van meer dan 500 bermvegetatie-opnames (Van Kerckvoorde et al., 2015; bijlage 2). Vegetatie-opnames met schapenzuring kunnen van nature soortenarm zijn en werden niet meegenomen bij de evaluatie aan de hand van de Shannon-Wiener diversiteitindex.

De evaluatie gebeurt op 2 niveaus namelijk een evaluatie van de vegetatie-opnames in 2013 en een evaluatie van de veranderingen in de periode 2005-2013 binnen eenzelfde PQ. Tabel 2 geeft criteria voor veranderingen in een PQ tijdens de periode 2005-2013.

Tabel 1. Richtcijfers voor een ecologisch gewenste bermvegetatie en voor een ecologisch minder-gewenste bermvegetatie.

Ecologisch gewenste bermvegetatie	Ecologisch neutraal	Ecologisch minder-gewenste bermvegetatie
Shannon-Wiener diversiteitindex > 2,2	Shannon-Wiener diversiteitindex: 1,8-2,2	Shannon-Wiener diversiteitindex < 1,8
Ellenberggetal voor nutriënten < 5,7	Ellenberggetal voor nutriënten 5,7-6,8	Ellenberggetal voor nutriënten > 6,8
S-aandeel >20%	S-aandeel 15-20%	S-aandeel < 15%
bedekking typische graslandsoorten > 40%	bedekking typische graslandsoorten 2-40%	bedekking typische graslandsoorten < 2%
struikbedekking < 10%	struikbedekking 10-25%	struikbedekking > 25%

Tabel 2. De verschillende evoluties in een PQ voor de periode 2005-2013.

Evolutie in de periode 2005-2013	Criteria
aanhoudend ecologisch gewenst	evaluatie 2005: gewenst & evaluatie 2013: gewenst
aanhoudend ecologisch minder-gewenst	evaluatie 2005: minder-gewenst & evaluatie 2013: minder-gewenst
ecologisch positieve evolutie	evaluatie 2005: minder-gewenst & evaluatie 2013: gewenst evaluatie 2005: minder-gewenst & evaluatie 2013: neutraal evaluatie 2005: neutraal & evaluatie 2013: gewenst
ecologisch negatieve evolutie	evaluatie 2005: gewenst & evaluatie 2013: minder-gewenst evaluatie 2005: gewenst & evaluatie 2013: neutraal evaluatie 2005: neutraal & evaluatie 2013: minder-gewenst
ecologisch neutrale evolutie	evaluatie 2005: neutraal & evaluatie 2013: neutraal

2.2.7 Indices macrofyten i.f.v. kaderrichtlijn water

De Europese kaderrichtlijn water (afkorting KRW, richtlijn 2000/60/EG) is opgesteld om de Europese landoppervlaktewateren, overgangswateren, kustwateren en het grondwater duurzaam te beschermen. De KRW werd in Vlaanderen geïmplementeerd via het decreet integraal waterbeleid van 18 juli 2003 (B.S. 14 november 2003).

De kaderrichtlijn water legt vast om tegen eind 2015 een 'goede' oppervlaktewatertoestand en een 'goede' grondwatertoestand te bereiken in alle Europese wateren. Voor oppervlaktewateren wordt de doelstelling meer specifiek beschreven als het bereiken van een goede ecologische en chemische toestand van het natuurlijk oppervlaktewater en een goed ecologisch potentieel en een goede chemische toestand van de kunstmatige en sterk veranderde waterlichamen. Een goede ecologische toestand (GET) houdt in dat de waarden van de biologische kwaliteitselementen hoogstens een geringe mate van verstoring vertonen ten gevolge van menselijke activiteiten en er slechts een lichte afwijking is van wat normaal is voor het type oppervlaktewater in onverstoorde staat. Een goed ecologisch potentieel (GEP) wordt bereikt wanneer er slechts lichte veranderingen zijn in de waarden van de relevante biologische kwaliteitselementen ten opzichte van wat normaal is voor het meest vergelijkbare type oppervlaktewater.

Macrofyten vormen een van de beoordelingen die de kaderrichtlijn water voorschrijft. Leyssen et al. (2005) beschrijven de beoordelingsmethode op basis van macrofyten. Deze is opgebouwd uit 3 deelindices:

- De typespecifieke soortensamenstelling geeft de overeenkomst weer tussen de soortensamenstelling van de waargenomen vegetatie en deze die voor het watertype verwacht mag worden;
- Verstoringsindicatoren geven de mate aan verstoring van de milieukwaliteit weer;
- De diversiteit aan groeivormen (GV) geeft weer of alle verwachte groei- en levensvormen van macrofyten ook effectief aanwezig zijn.

2.2.8 Statistische verwerking

Significante verschillen ($p < 0,05$) tussen groepen zijn nagegaan via een t-test (tweezijdig) of via een gepaarde t-test.

De statistische berekeningen werden verricht via S+ TIBCO Spotfire 8.2 for Windows.

3 Resultaten kanaalbermen

Figuur 3-6 tonen boxplots¹ van verschillende vegetatievariabelen bij de 1^{ste} opvolgingsronde (2005) en 3^{de} opvolgingsronde (2013). Boxplots worden weergegeven voor de totale dataset en per beheervorm.

3.1 Aantal soorten en Shannon-Wiener diversiteitindex

In totaal werden 152 verschillende taxa gevonden in de bermopnames van 2013. Het gemiddeld aantal taxa ($\pm$ standaardfout) is $16,4 \pm 0,5$. De mediaanwaarde bedraagt 16,0; de 1^{ste} kwartielwaarde is 12,8; de 3^{de} kwartielwaarde 20,0.

De opnames met de hoogste soortenaantallen zijn:

- de waterzijde van de linkeroever zo'n 1500m stroomafwaarts Bellebrug: 29;
- de waterzijde van de rechteroever zo'n 600m stroomafwaarts Bellebrug: 29;
- de waterzijde van de linkeroever zo'n 600m stroomafwaarts Bellebrug: 29;
- de waterzijde van de rechteroever zo'n 500m stroomafwaarts Bellebrug: 26;
- de waterzijde van de rechteroever zo'n 800m stroomopwaarts Bellebrug: 26;
- de landzijde van de rechteroever zo'n 1600m stroomopwaarts Moerbruggebrug: 26;
- de waterzijde van de linkeroever zo'n 300m stroomafwaarts Bellebrug: 26.

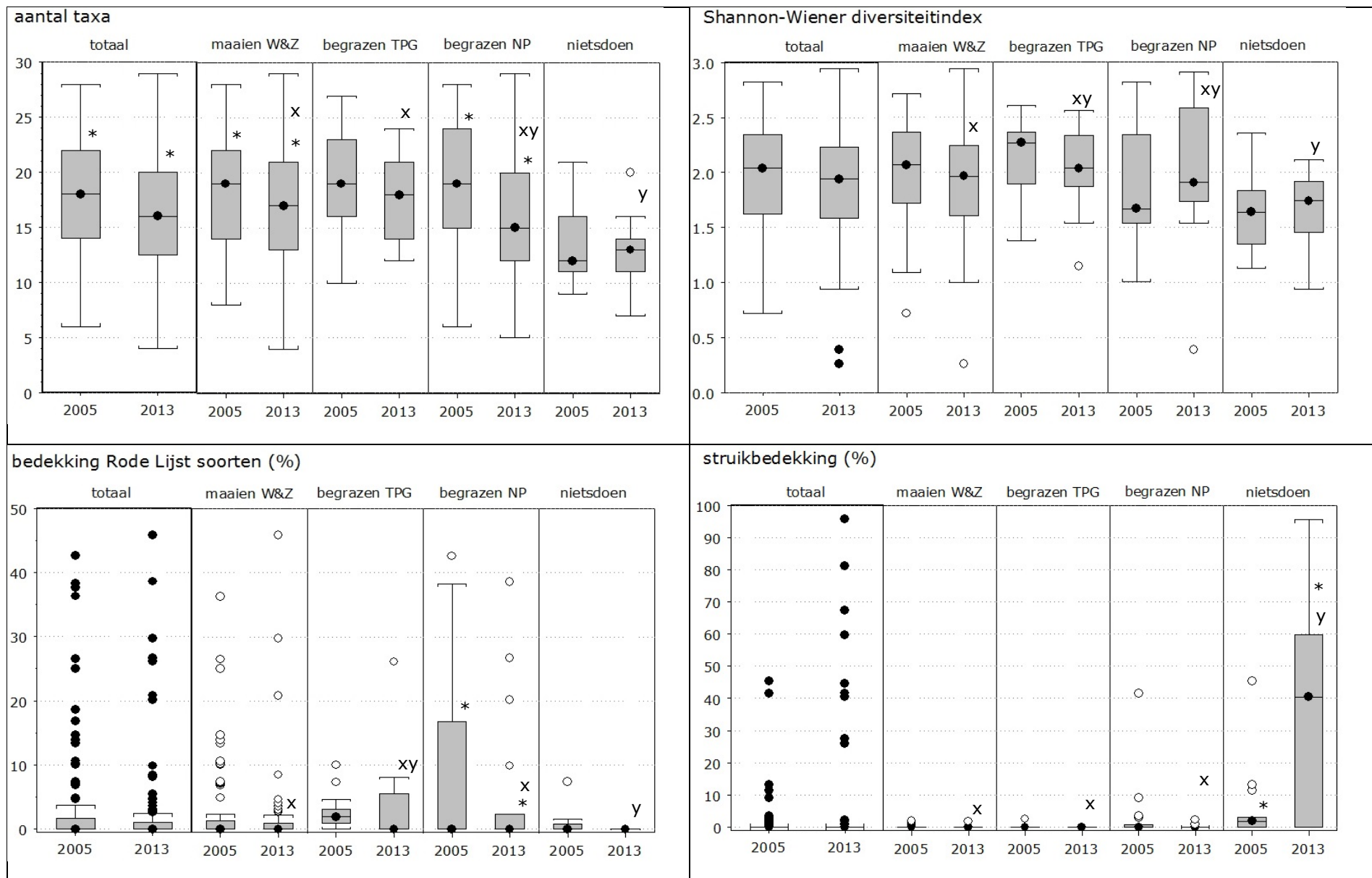
De opnames met de laagste soortenaantallen zijn:

- de waterzijde van de rechteroever zo'n 600m stroomafwaarts Moerbruggebrug: 4;
- de waterzijde van de rechteroever aan de Miseriebocht (halfweg): 4;
- de waterzijde van de linkeroever zo'n 1600m stroomafwaarts Aalterbrug: 5;
- de landzijde van de linkeroever zo'n 700m stroomafwaarts Beernembrug: 6;
- de landzijde van de linkeroever zo'n 1300m stroomafwaarts Moerbruggebrug: 6;
- de landzijde van de linkeroever zo'n 600m stroomafwaarts Bierstalbrug: 6.

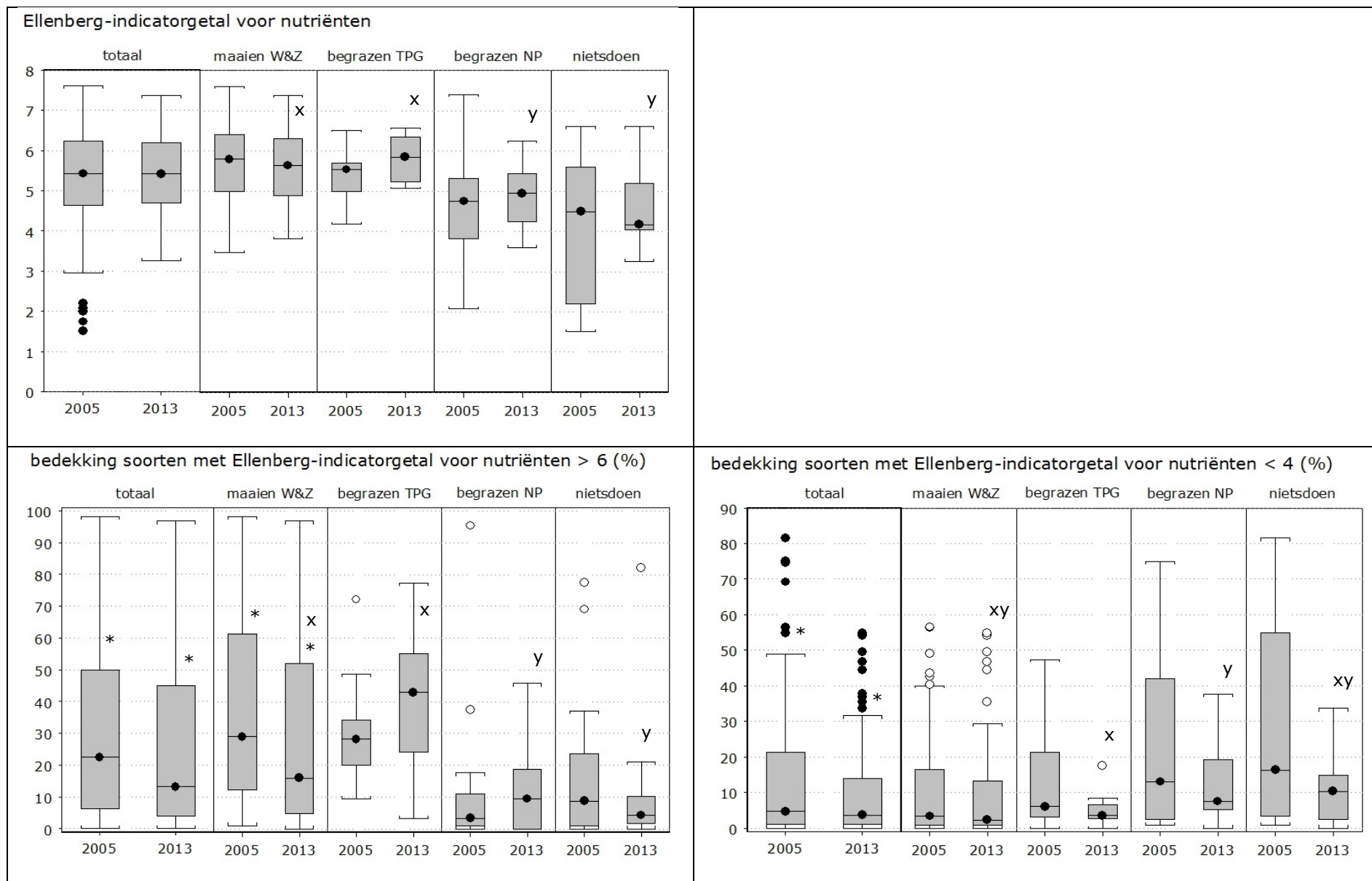
Het aantal soorten is significant lager bij opnames met een nietsdoenbeheer ten opzichte van (1) opnames met een maaibeheer via W&Z en (2) opnames met begrazing via landbouwers (figuur 3).

Het aantal soorten is significant lager bij de opnames uit 2013 ten opzichte van de opnames uit 2005. Opgesplitst per beheervorm worden significant verschillen genoteerd bij maaibeheer via W&Z en bij begrazing via Natuurpunt (figuur 3).

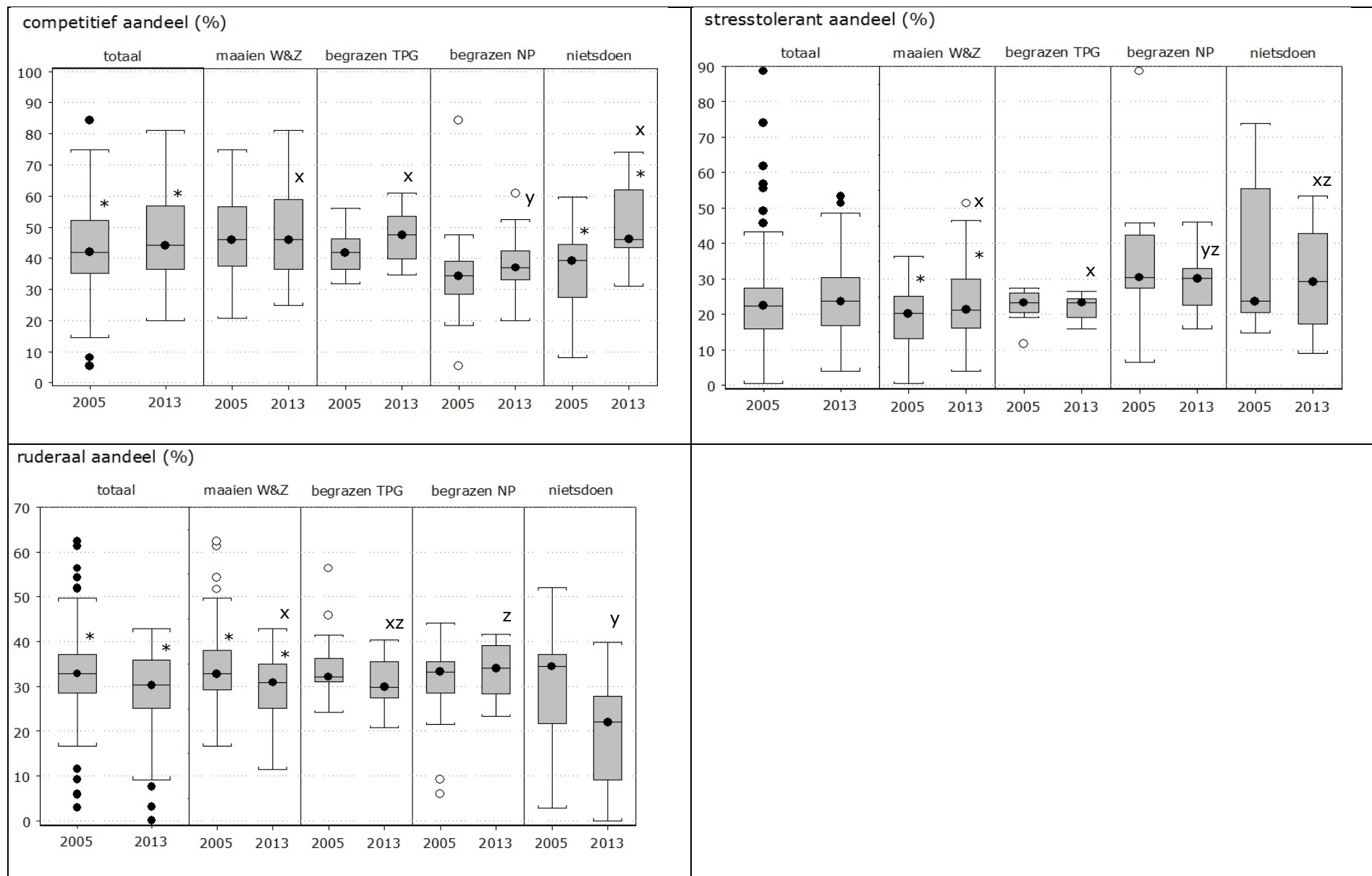
¹ De opbouw van een boxplot is als volgt: cirkel met lijn = mediaan; rechthoek = 1^{ste} kwartiel en 3^{de} kwartiel; staart = maximale en minimale waarde binnen 1,5x kwartielafstand; cirkels = uitbijters dit zijn waarden verder gelegen dan 1,5x kwartielafstand.



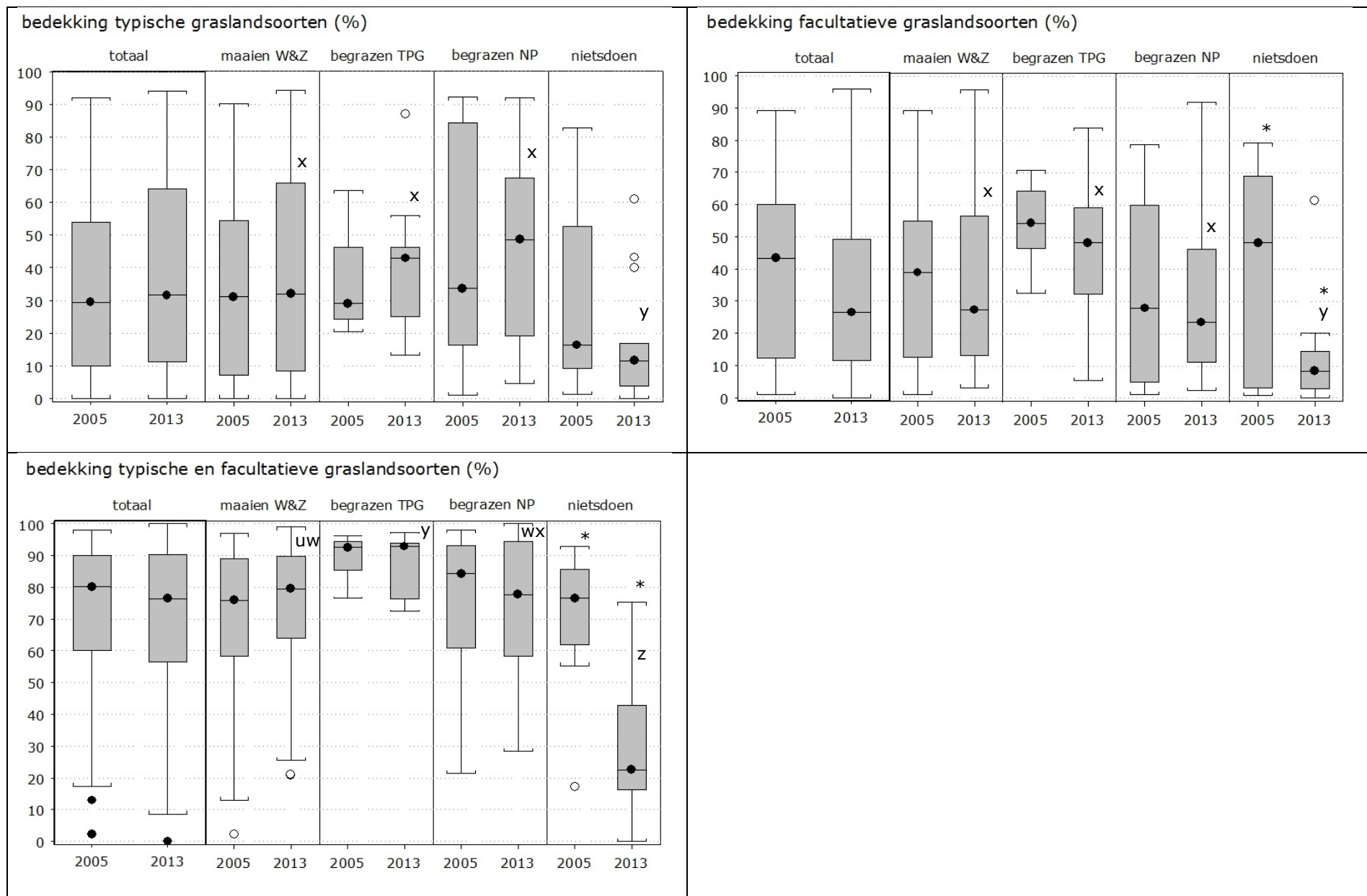
Figuur 3. Boxplots van het soortenaantal, de Shannon-Wiener diversiteit en de bedekking (%) van Rode-Lijst soorten en struiken. * duidt op significante ($p < 0,05$; gepaarde t-test) verschillen tussen 2005 en 2013. Verschillende letters (xy) duiden op significante verschillen ($p < 0,05$; t-test) tussen de beheervormen in 2013. Begrazing TPG duidt op begrazing via landbouwers; begrazing NP is begrazing via Natuurpunt.



Figuur 4. Boxplots van het Ellenberg-indicatorgetal voor nutriënten en van de bedekking (%) van soorten met een hoog (>6) en laag (<4) Ellenberggetal voor nutriënten. * duidt op significante ($p < 0,05$; gepaarde t-test) verschillen tussen 2005 en 2013. Verschillende letters (xy) duiden op significante verschillen ($p < 0,05$; t-test) tussen de beheervormen in 2013. Begrazing TPG duidt op begrazing via landbouwers; begrazing NP is begrazing via Natuurpunt.



Figuur 5. Boxplots van het competitief, stresstolerant en ruderaal aandeel (%) in 2005 en 2013. * duidt op significante ($p < 0,05$; gepaarde t-test) verschillen tussen 2005 en 2013. Verschillende letters (xyz) duiden op significante verschillen ($p < 0,05$; t-test) tussen de beheervormen in 2013. Begrazing TPG duidt op begrazing via landbouwers; begrazing NP is begrazing via Natuurpunt.



Figuur 6. Boxplots van de bedekking (%) van typische en facultatieve graslandsoorten in 2005 en 2013. * duidt op significante ($p < 0,05$; gepaarde t-test) verschillen tussen 2005 en 2013. Verschillende letters (uvwxyz) duiden op significante verschillen ($p < 0,05$; t-test) tussen de beheervormen in 2013. Begrazing TPG duidt op begrazing via landbouwers; begrazing NP is begrazing via Natuurpunt.

De gemiddelde Shannon-Wiener diversiteitindex ($\pm$ standaardfout) voor de bermopnames van 2013 is $1,93 \pm 0,05$. De mediaan bedraagt 1,94; de 1^{ste} kwartielwaarde 1,59 en de 3^{de} kwartielwaarde 2,23. Kaart 1 toont de Shannon-Wiener diversiteitindex van de opnames en de verschillen met vorige opvolgingsrondes.

De hoogste diversiteiten zijn aangetroffen bij volgende opnames:

- de waterzijde van de rechteroever zo'n 600m stroomafwaarts Bellebrug: 2,94;
- de waterzijde van de linkeroever zo'n 1500m stroomafwaarts Bellebrug: 2,93;
- de waterzijde van de rechteroever zo'n 400m stroomafwaarts Bellebrug: 2,91;
- de waterzijde van de rechteroever zo'n 500m stroomafwaarts Bellebrug: 2,87;
- de waterzijde van de rechteroever zo'n 600m stroomafwaarts Bellebrug: 2,77.

De opnames met de laagste diversiteiten zijn:

- de waterzijde van de rechteroever zo'n 600m stroomafwaarts Moerbruggebrug: 0,26;
- de waterzijde van de linkeroever zo'n 1600m stroomafwaarts Aalterbrug: 0,39;
- de waterzijde van de rechteroever aan de Miseriebocht (halfweg): 0,69;
- de landzijde van de linkeroever zo'n 700m stroomafwaarts Beernbrug: 0,94;
- de landzijde van de linkeroever zo'n 600m stroomafwaarts Bierstalbrug: 1,00.

De Shannon-Wiener diversiteitindex is significant lager bij opnames met een nietsdoenbeheer ten opzichte van opnames met een maaibeheer via W&Z (figuur 3).

De diversiteiten zijn niet significant verschillend tussen opnames uit 2013 en opnames uit 2005, ook niet bij opsplitsing per beheervorm (figuur 3).

3.2 Rode-Lijst soorten

Er zijn 15 Rode-Lijst soorten aangetroffen in 36 vegetatie-opnames van 2013 (tabel 3). Kaart 2 toont de bedekking van Rode-Lijst soorten in de opnames en de verschillen met vorige opvolgingsrondes.

Zes Rode-Lijst soorten waargenomen in de vegetatie-opnames in 2005 zijn niet meer aangetroffen in 2013:

- klein tasjeskruid: kwetsbaar,
- graslathyrus: zeer zeldzaam,
- bijenorchis: zeldzaam,
- onderaardse klaver: zeldzaam,
- voorjaarszegge: zeldzaam.

Er worden lagere bedekkingen geconstateerd van kleine ratelaar in 2 opnames op de rechteroever net stroomafwaarts Bellebrug (in beide opnames 20% bedekking in 2005; 10% en 4% in 2013). In 1 opname binnen hetzelfde beheerblok werd de soort niet meer waargenomen in 2013 (10% in 2005).

Grote tijm verdween in 2 opnames op de rechteroever net stroomafwaarts Bellebrug (10% en 4% in 2005). In een andere opname in hetzelfde beheertraject was er een lichte afname van 7% naar 4%. In de opname op de rechteroever halfweg de Miseriebocht verdween de soort (10% bedekking in 2005). In 2 opnames op de rechteroever ter hoogte van Knesselarebrug bleef de bedekking van enkele percentages gehandhaafd.

Goudhaver kent een lagere bedekking in 1 opname op de rechteroever net stroomafwaarts Bellebrug (van 20% in 2005 naar 2% in 2013). In een andere opname binnen hetzelfde begrazingsblok werd een toename in de bedekking van goudhaver vastgesteld (van 1% in 2005 naar 10% in 2013). In nog een andere opname binnen dit begrazingsblok handhaafde de bedekking van goudhaver (10% in 2005 en 2013). In de opname op de rechteroever zo'n 400m stroomafwaarts Knesselarebrug is er een verminderde bedekking van goudhaver gezien (van 20% in 2005 naar 4% in 2013).

Gewone agrimonie verdween in 2 opnames op de rechteroever net stroomafwaarts Bellebrug (2% en 1% in 2005). In 1 opname in hetzelfde beheerblok nam de bedekking van de soort af (10% in 2005 en 2% in 2013). In de opname op de rechteroever zo'n 400m stroomafwaarts Knesselarebrug werd dezelfde bedekking vastgesteld (1% in 2005 en 2013).

Bevertjes verdween in de opname op de linkeroever t.h.v. het bedrijf VLADO tussen Bellebrug-Aalterbrug (met maaibeheer via W&Z) en in de opname op de linkeroever zo'n 700m stroomopwaarts Hansbekebrug (met begrazingsbeheer via TPG). In 2 opnames op de rechteroever stroomafwaarts Bellebrug (met begrazingsbeheer via Natuurpunt) en in 1 opname stroomafwaarts Knesselarebrug (met begrazingsbeheer via Natuurpunt) bleef de soort aanwezig met bedekkingen van 1-3%.

Grote ratelaar is in 2013 voor het eerst waargenomen in 2 opnames stroomopwaarts Moerbruggebrug met bedekkingen van 10% en 20%. Deze opnames kennen een maaibeheer via Natuurpunt.

De hoogste bedekkingen (%) aan Rode-Lijst soorten komen voor in volgende opnames:

- de waterzijde van de linkeroever zo'n 300m stroomafwaarts Bellebrug: 45,8;
- de waterzijde van de rechteroever zo'n 500m stroomafwaarts Bellebrug: 38,6;
- de waterzijde van de rechteroever zo'n 600m stroomafwaarts Bellebrug: 29,7;
- de waterzijde van de rechteroever zo'n 400m stroomafwaarts Bellebrug: 26,7;
- de waterzijde van de rechteroever zo'n 800m stroomopwaarts Bellebrug: 26,1.

De bedekking van Rode-Lijst soorten is significant lager bij opnames met een nietsdoenbeheer ten opzichte van (1) opnames met een maaibeheer via W&Z en (2) opnames met een begrazingsbeheer via Natuurpunt (figuur 3).

De bedekking van Rode-Lijst soorten is significant lager in 2013 ten opzichte van 2005 bij opnames met een begrazingsbeheer via Natuurpunt (figuur 3).

Tabel 3. De aangetroffen Rode-Lijst soorten in de vegetatie-opnames samen met de Rode-Lijst categorie, het aantal opnames waar de soort werd aangetroffen en de gemiddelde bedekking. Kwetsbare soorten zijn onderlijnd.

Rode-Lijst soort	Rode-Lijst categorie	aantal opnames 2005	aantal opnames 2013	gemiddelde bedekking (%) 2005 wanneer aanwezig	gemiddelde bedekking (%) 2013 wanneer aanwezig
beemdkroon	achteruitgaand	4	3	6,1	14,4
<u>bevertjes</u>	<u>kwetsbaar</u>	5	3	1,7	1,6
bijenorchis	zeldzaam	1	0	1,0	
<u>dwergviltkruid</u>	<u>kwetsbaar</u>	1	1	1,6	2,2
gewone agrimonie	achteruitgaand	6	3	3,6	1,5
goudhaver	achteruitgaand	21	20	4,2	5,3
graslathyrus	zeer zeldzaam	2	0	1,2	
<u>grote ratelaar</u>	<u>kwetsbaar</u>	4	6	16,9	6,5
<u>grote tijm</u>	<u>kwetsbaar</u>	6	3	6,1	4,0
kamgras	achteruitgaand	2	1	0,9	0,9
<u>kattendoorn</u>	<u>kwetsbaar</u>	7	3	5,8	15,0
<u>klein tasjeskruid</u>	<u>kwetsbaar</u>	1	0	0,9	
<u>kleine ratelaar</u>	<u>kwetsbaar</u>	5	4	12,6	10,9
knolboterbloem	achteruitgaand	32	13	1,2	1,0
muizenoor	achteruitgaand	1	2	1,0	1,4
onderaardse klaver	zeldzaam	2	0	24,4	
rode ogentroost	achteruitgaand	2	2	4,2	1,4
struikhei	achteruitgaand	0	1		1,0
voorjaarszegge	zeldzaam	1	0	1,2	
welriekende agrimonie	zeer zeldzaam	0	2		1,2

3.3 Struikbedekking

Kaart 3 toont de struikbedekking in de opnames en de verschillen met vorige opvolgingsrondes. De hoogste struikbedekkingen (%) komen voor bij volgende opnames:

- de landzijde van de linkeroever zo'n 700m stroomafwaarts Beernbrug: 95,6;
- de waterzijde van de rechteroever zo'n 300m stroomafwaarts van Sint-Jorisbrug: 81,1;
- de waterzijde van de rechteroever zo'n 600m stroomopwaarts Aalterbrug: 67,3;
- de waterzijde van de rechteroever zo'n 2200m stroomafwaarts van Sint-Jorisbrug: 59,7;
- de waterzijde van de rechteroever zo'n 1700m stroomafwaarts van Sint-Jorisbrug: 44,6.

De struikbedekking is significant hoger bij opnames met een nietsdoenbeheer ten opzichte van de andere beheervormen (figuur 3).

Bij de opnames met een nietsdoenbeheer ligt de struikbedekking significant hoger in 2013 ten opzichte van 2005 (figuur 3).

3.4 Ellenberg-indicatorgetal voor nutriënten

Gemiddeld ($\pm$ standaardfout) bedraagt het Ellenberg-indicatorgetallen voor nutriënten van de bemonsterningen (in 2013) $5,41 \pm 0,10$. De mediaan is 5,42, de 1^{ste} kwartielwaarde 4,72 en de 3^{de} kwartielwaarde 6,19. Kaart 4 toont het Ellenberggetal voor nutriënten in de opnames en de verschillen met vorige opvolgingsrondes.

Hoge Ellenberggetallen voor nutriënten ($>6,8$) worden vooral aangetroffen bij opnames tussen Moerbruggebrug en Steenbruggebrug en op de landzijde tussen Bierstalbrug en Durmenbrug.

De opnames met de hoogste Ellenberggetallen voor nutriënten zijn:

- de landzijde van de linkeroever zo'n 1300m stroomafwaarts Moerbruggebrug: 7,37;
- de landzijde van de linkeroever zo'n 600m stroomafwaarts Bierstalbrug: 7,29;
- de waterzijde van de linkeroever zo'n 500m stroomopwaarts Moerbruggebrug: 7,23;
- de waterzijde van de linkeroever zo'n 1100m stroomafwaarts Beernbrug: 7,19;
- de landzijde van de linkeroever zo'n 1200m stroomafwaarts Lovendegembrug: 7,08.

De laagste waarden voor het Ellenberggetal voor nutriënten zijn berekend bij volgende opnames:

- de waterzijde op de tip van de Miseriebocht: 2,27;
- de waterzijde van de rechteroever aan de Miseriebocht (halfweg): 3,26;
- de waterzijde van de rechteroever zo'n 2200m stroomafwaarts van Sint-Jorisbrug: 3,26;
- de waterzijde van de rechteroever zo'n 500m stroomopwaarts Moerbruggebrug: 3,29;
- de waterzijde van de rechteroever aan de Miseriebocht (halfweg): 3,31.

Het Ellenberggetal voor nutriënten is significant lager bij opnames met een nietsdoenbeheer ten opzichte van (1) opnames met een maaibeheer via W&Z en (2) opnames met begrazing via landbouwers (figuur 4). Ook het Ellenberggetal voor nutriënten bij opnames met begrazing via Natuurpunt is significant lager ten opzichte van (1) opnames met een maaibeheer via W&Z en (2) opnames met begrazing via landbouwers (figuur 4).

De Ellenberggetallen voor nutriënten zijn niet verschillend tussen opnames uit 2013 en opnames uit 2005, ook niet bij opsplitsing per beheervorm (figuur 4).

De gemiddelde bedekking ($\pm$ standaardfout) voor soorten met hoge (>6) Ellenberggetallen voor nutriënten is $26,0\% \pm 2,6$. De mediaan is $13,3\%$, de 1^{ste} kwartielwaarde $4,2$ en de 3^{de} kwartielwaarde $44,7\%$.

De hoogste bedekkingen (%) van soorten met hoge (>6) Ellenberggetallen voor nutriënten zijn waargenomen bij volgende opnames:

- de waterzijde van de rechteroever zo'n 600m stroomafwaarts Moerbruggebrug: 96,8;
- de landzijde van de linkeroever zo'n 1300m stroomafwaarts Moerbruggebrug: 96,6;
- de waterzijde van de linkeroever zo'n 500m stroomopwaarts Moerbruggebrug: 95,0;
- de landzijde van de linkeroever zo'n 1200m stroomafwaarts Lovendegembrug: 87,2;
- de waterzijde van de linkeroever zo'n 1100m stroomafwaarts Beernembrug: 86,2.

De bedekking voor soorten met hoge (>6) Ellenberggetallen voor nutriënten is significant lager bij opnames met een nietsdoenbeheer ten opzichte van (1) opnames met een maaibeheer via W&Z en (2) opnames met begrazing via landbouwers (figuur 4). Ook is de bedekking lager bij opnames met begrazing via Natuurpunt in vergelijking met (1) de opnames met een maaibeheer via W&Z en (2) opnames met begrazing via landbouwers (figuur 4).

De bedekking voor soorten met hoge (>6) Ellenberggetallen voor nutriënten is significant lager bij de opnames uit 2013 ten opzichte van de opnames uit 2005. Opgesplitst per beheervorm worden significant lagere bedekkingen waargenomen bij opnames met een maaibeheer via W&Z (figuur 4).

De gemiddelde bedekking ($\pm$ standaardfout) voor soorten met lage (<4) Ellenberggetallen voor nutriënten is $9,8\% \pm 1,2$. De mediaan is $3,7\%$, de 1^{ste} kwartielwaarde $1,2\%$ en de 3^{de} kwartielwaarde $14,0\%$.

De hoogste bedekkingen (%) van soorten met lage (<4) Ellenberggetallen voor nutriënten zijn waargenomen bij volgende opnames:

- de waterzijde van de rechteroever aan de Miseriebocht (halfweg): 77,6;
- de landzijde van de linkeroever zo'n 300m stroomafwaarts Bellebrug: 54,8;
- de waterzijde van de linkeroever zo'n 300m stroomafwaarts Bellebrug: 54,2;
- de waterzijde van de rechteroever zo'n 150m stroomafwaarts Lovendegembrug: 49,5;
- de waterzijde van de rechteroever zo'n 500m stroomopwaarts Moerbruggebrug: 47,8.

De bedekking voor soorten met lage (<4) Ellenberggetallen voor nutriënten is hoger bij opnames met een begrazing via Natuurpunt in vergelijking met opnames met een begrazing via landbouwers (figuur 4).

3.5 CSR

Het competitief aandeel is gemiddeld ($\pm$ standaardfout) $45,7\% \pm 1,2$. De mediaan bedraagt $44,1\%$, de 1^{ste} kwartielwaarde $36,3\%$ en de 3^{de} kwartielwaarde $56,7\%$.

De hoogste competitieve aandelen (%) komen voor bij:

- de waterzijde van de rechteroever aan de Miseriebocht (halfweg): $81,1$;
- de landzijde van de linkeroever zo'n 600m stroomafwaarts Bierstalbrug: $74,1$;
- de landzijde van de linkeroever zo'n 700m stroomafwaarts Beernembrug: $68,6$;
- de landzijde van de linkeroever zo'n 1200 stroomafwaarts Lovendegembrug: $66,9$;
- de landzijde van de rechteroever zo'n 600m stroomopwaarts Aalterbrug: $65,5$.

Het competitief aandeel van opnames met begrazing via Natuurpunt is significant lager ten opzichte van alle andere beheervormen (figuur 5).

Het competitief aandeel is significant hoger bij opnames in 2013 in vergelijking met 2005. Per beheervorm zijn er significant hogere aandelen bij opnames met een nietsdoenbeheer (figuur 5).

Het stresstolerant aandeel is gemiddeld ($\pm$ standaardfout) $24,6\% \pm 1,0$. De mediaan bedraagt $23,6\%$, de 1^{ste} kwartielwaarde $16,8\%$ en de 3^{de} kwartielwaarde $30,4\%$. Kaart 5 toont het stresstolerant aandeel in de opnames en de verschillen met vorige opvolgingsrondes.

De hoogste stresstolerante aandelen (%) komen voor bij volgende opnames:

- de waterzijde van de rechteroever zo'n 300m stroomafwaarts van Sint-Jorisbrug: $53,4$;
- de waterzijde van de rechteroever aan de Miseriebocht (halfweg): $51,9$;
- de landzijde van de linkeroever zo'n 100m stroomopwaarts de keersluis: $51,3$;
- de waterzijde op de tip van de Miseriebocht: $49,1$;
- de waterzijde van de rechteroever zo'n 2200m stroomafwaarts van Sint-Jorisbrug: $48,5$.

Het stresstolerant aandeel is significant hoger bij opnames met begrazing via Natuurpunt ten opzichte van (1) opnames met een maaibeheer via W&Z en (2) opnames met begrazing via landbouwers (figuur 5).

Het stresstolerant aandeel is significant hoger bij opnames in 2013 in vergelijking met 2005 bij opnames met een maaibeheer via W&Z (figuur 5).

3.6 Typische graslandsoorten

Kaart 6 toont de bedekking van typische graslandsoorten in de opnames en de verschillen met vorige opvolgingsrondes. De hoogste bedekking (%) van typische graslandsoorten komen voor bij volgende opnames:

- de waterzijde van de linkeroever zo'n 500m stroomafwaarts de keersluis: 94,1;
- de waterzijde van de rechteroever zo'n 1000m stroomafwaarts Beernembrug: 92,0;
- de waterzijde van de linkeroever zo'n 750m stroomopwaarts Aalterburg: 87,9;
- de waterzijde van de linkeroever zo'n 200m stroomafwaarts de kruising met het Afleidingskanaal van de Leie: 87,0;
- de waterzijde van de linkeroever zo'n 300m stroomopwaarts Bierstalbrug: 86,0.

De bedekking van typische graslandsoorten en facultatieve graslandsoorten is significant lager bij opnames met een nietsdoenbeheer in vergelijking met de andere beheervormen (figuur 6).

De bedekking van typische graslandsoorten en facultatieve graslandsoorten is significant lager in 2013 ten opzichte van 2005 bij opnames met een nietsdoenbeheer (figuur 6).

3.7 Evaluatie

De evaluatie via de diversiteit van de vegetatie-opnames uit 2013 toont dat zo'n 30-40% van de opnames ecologisch gewenst is bij een maai- of begrazingsbeheer (figuur 7). Bij nietsdoenbeheer zijn er geen opnames met een ecologisch gewenste diversiteit en kent bovendien de helft van de opnames een ecologisch minder-gewenst aandeel.

De afweging met behulp van het Ellenberggetal voor nutriënten en het stresstolerant aandeel tonen hoge ecologisch gewenste aandelen van zo'n 60% (figuur 7). Bij begrazen via Natuurpunt en nietsdoenbeheer liggen de aandelen grosso modo tussen 60% en 80%, bij maaien via W&Z en begrazen via landbouwers tussen 40% en 60%. Er is geen minder-gewenst aandeel bij begrazing, zowel via landbouwers als via Natuurpunt. Het minder-gewenst aandeel ligt tussen 10% en 20% bij maaien via W&Z. Bij nietsdoenbeheer zijn geen opnames met een minder-gewenste evaluatie voor het Ellenberggetal voor nutriënten. Het minder-gewenst aandeel voor het stresstolerant aandeel bedraagt zo'n 20% bij nietsdoenbeheer.

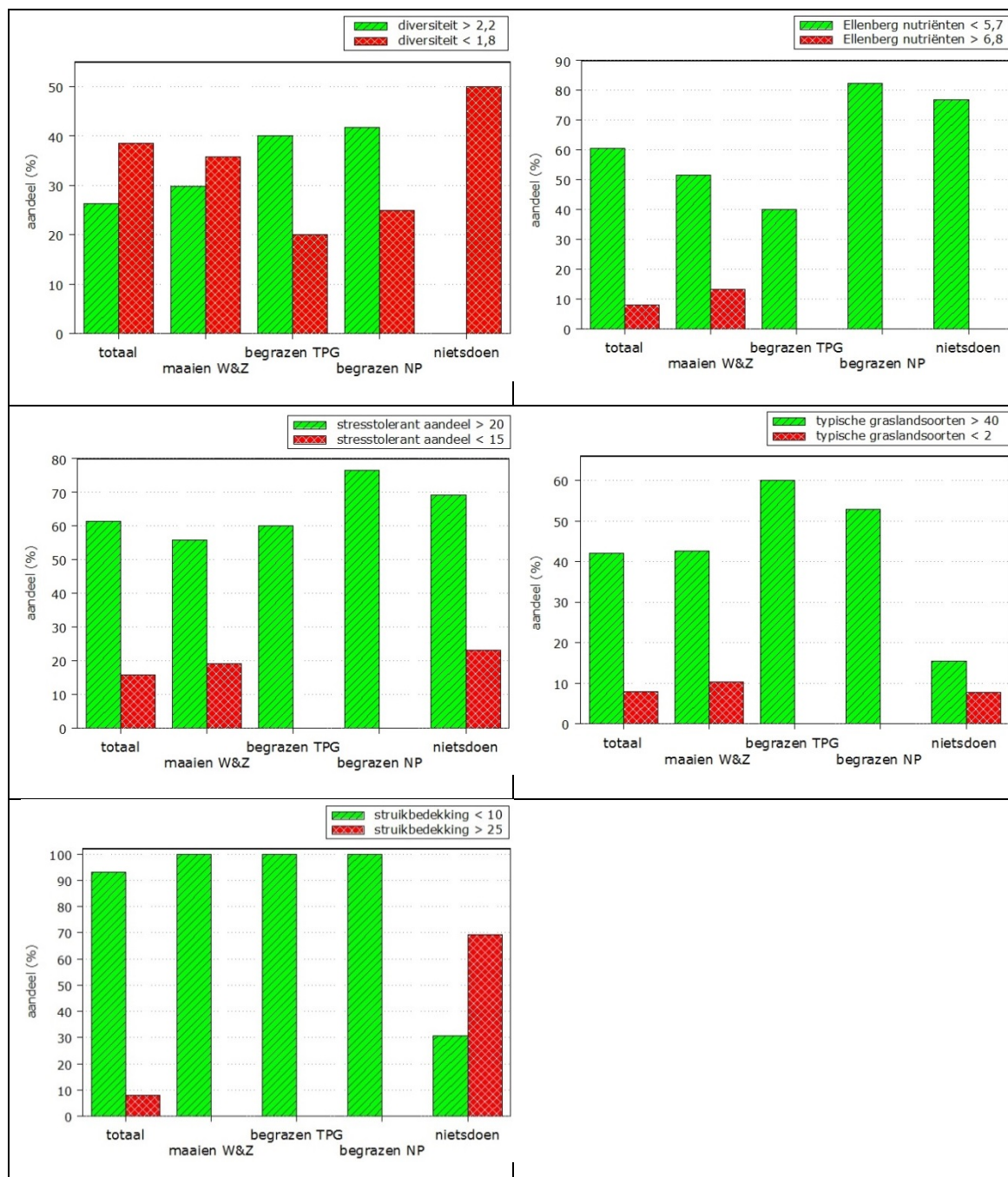
De evaluatie via de bedekking aan typische graslandsoorten toont een hoog ecologisch gewenst aandeel, tussen 40% en 60%, bij een maai- of begrazingsbeheer en een aandeel van zo'n 15% bij nietsdoenbeheer. Er is geen minder-gewenst aandeel bij begrazing, zowel via landbouwers als via Natuurpunt. Het ecologisch minder-gewenst aandeel ligt rond 10% bij maaien via W&Z en bij een nietsdoenbeheer (figuur 7).

Uit de evaluatie via de struikbedekking blijkt dat alle opnames met een maai- of begrazingsbeheer voldoen aan het ecologisch gewenst richtcijfer. Bij nietsdoenbeheer is het ecologisch gewenst aandeel zo'n 30% en is het ecologisch minder-gewenst aandeel zo'n 70% (figuur 7).

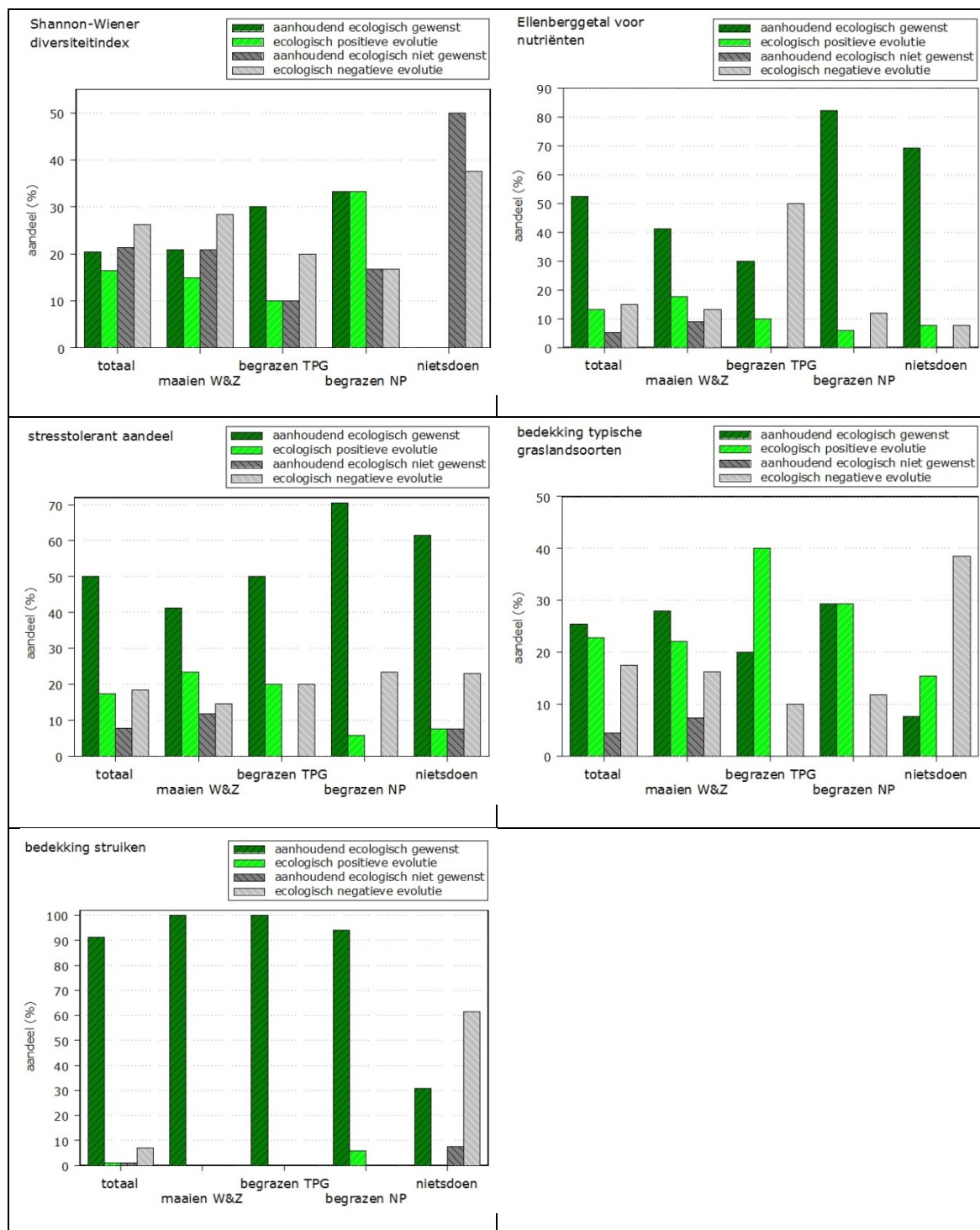
Bij de evolutie 2005-2013 van de struikbedekking kennen alle opnames met maai- of begrazingsbeheer het behoud van een ecologisch gewenste toestand of een ecologische positieve verandering. Bij nietsdoenbeheer is er bij zo'n 60% van de opnames een negatieve evolutie en bij iets minder dan 10% het aanhouden van een minder-gewenste toestand (figuur 8).

De evaluatie van de veranderingen in de periode 2005-2013 voor overige vegetatievariabelen (figuur 8) worden hieronder besproken per beheervorm:

- **maaibeheer via W&Z**
Voor het Ellenberggetal voor nutriënten en het stresstolerant aandeel wordt bij zo'n 40% van de opnames een ecologisch gewenste toestand aangehouden, bij zo'n 20% is er een ecologisch positieve verandering en voor zo'n 10% van de opnames wordt een aanhoudende ecologisch minder-gewenste toestand aangehouden.
Betreffende de diversiteit wordt er bij zo'n 20% van de opnames een ecologisch minder-gewenste toestand behouden en bij zo'n 30% van de opnames is er een ecologisch negatieve verandering.
- **begrazing via landbouwers**
Voor het stresstolerant aandeel is bij zo'n 50% van de opnames een ecologisch gewenste toestand aangehouden, bij de diversiteit en het Ellenberggetal voor nutriënten ligt dit op 30%.
Bij 40% van de opnames is er een ecologisch positieve verandering voor de bedekking van typische graslandsoorten.
Voor het Ellenberggetal voor nutriënten wordt bij zo'n 50% van de opnames een ecologisch negatieve verandering waargenomen.
- **begrazing via Natuurpunt**
Voor het Ellenberggetal voor nutriënten en stresstolerant aandeel wordt bij zo'n 70% tot 80% van de opnames een ecologisch gewenste toestand aangehouden.
Voor diversiteit wordt bij zo'n 30% van de opnames een ecologisch positieve verandering gezien en wordt er eveneens bij zo'n 30% een ecologisch gewenste toestand behouden. Tevens wordt voor diversiteit bij zo'n 20% van de opnames een ecologisch negatieve verandering gezien en wordt er eveneens bij zo'n 20% een ecologisch minder-gewenste toestand behouden.
- **nietsdoenbeheer**
Voor het Ellenberggetal voor nutriënten en stresstolerant aandeel wordt bij zo'n 60% tot 70% van de opnames een ecologisch gewenste toestand aangehouden.
Voor de struikbedekking is bij zo'n 60% van de opnames een ecologisch negatieve evolutie merkbaar; voor de bedekking van typische graslandsoorten en de diversiteit ligt dit iets lager dan 40%.
Bij de helft van de opnames wordt voor de diversiteit een ecologisch minder-gewenste toestand behouden.



Figuur 7. Ecologisch gewenst (groen) en ecologisch minder-gewenst (rood) aandeel van de vegetatie-opnames uit 2013 voor de totale dataset en opgesplitst per beheervorm. De aandelen worden bepaald voor de Shannon-Wienerdiversiteitsindex, het Ellenberggetal voor nutriënten, het stresstolerant aandeel, de bedekking aan typische graslandsoorten en de struikbedekking. Begrazing TPG duidt op begrazing via landbouwers; begrazing NP is begrazing via Natuurpunt.



Figuur 8. Evolutie van de ecologische waarden in de periode 2005-2013 voor de totale dataset en opgesplitst per beheervorm volgens de Shannon-Wienerdiversiteitsindex, het Ellenberggetal voor nutriënten, het stresstolerant aandeel, de bedekking aan typische graslandsoorten en de struikbedekking. Begrazing TPG duidt op begrazing via landbouwers; begrazing NP is begrazing via Natuurpunt.

4 Resultaten natuurvriendelijke oevers

4.1 Watervariabelen

Figuur 9 toont boxplots van enkele watervariabelen, opgemeten in de natuurvriendelijke oever of in het kanaal. Significante verschillen in de geleidbaarheid tussen natuurvriendelijke oever en het kanaal zijn waargenomen in april. De watertemperatuur in juli en november is significant lager in de natuurvriendelijke oever ten opzichte van het kanaal. De zuurstofvariabelen (zuurstofconcentratie en -verzadiging), gemeten in juli en november, zijn significant verschillend tussen de natuurvriendelijke oever en het kanaal, met lagere waarden in de natuurvriendelijke oever. De pH, gemeten in april en juli, is significant lager in de natuurvriendelijke oever in vergelijking met het kanaal.

4.2 Vegetatie

Er is een goed ontwikkelde vegetatie in de opnames aan de randen van de natuurvriendelijke oever, zowel aan de kanaaloever als aan de zijde van de vooroever.

In het midden van de natuurvriendelijke oever is de vegetatie eerder beperkt. In 2013 is er vegetatiebedekking in slechts 7 opnames, in 2009 in 4 opnames, in 2006 was er nog geen vegetatie-ontwikkeling. In 2013 is riet aangetroffen in het midden van de natuurvriendelijke oever in 7 opnames op 3 locaties. In 2013 komt grote egelskop voor in 2 opnames op 1 locatie.

De vegetatiebeschrijvingen hieronder hebben steeds betrekking op opnames aan de randen van de plasberm (kanaal- en vooroever).

4.2.1 Soorten

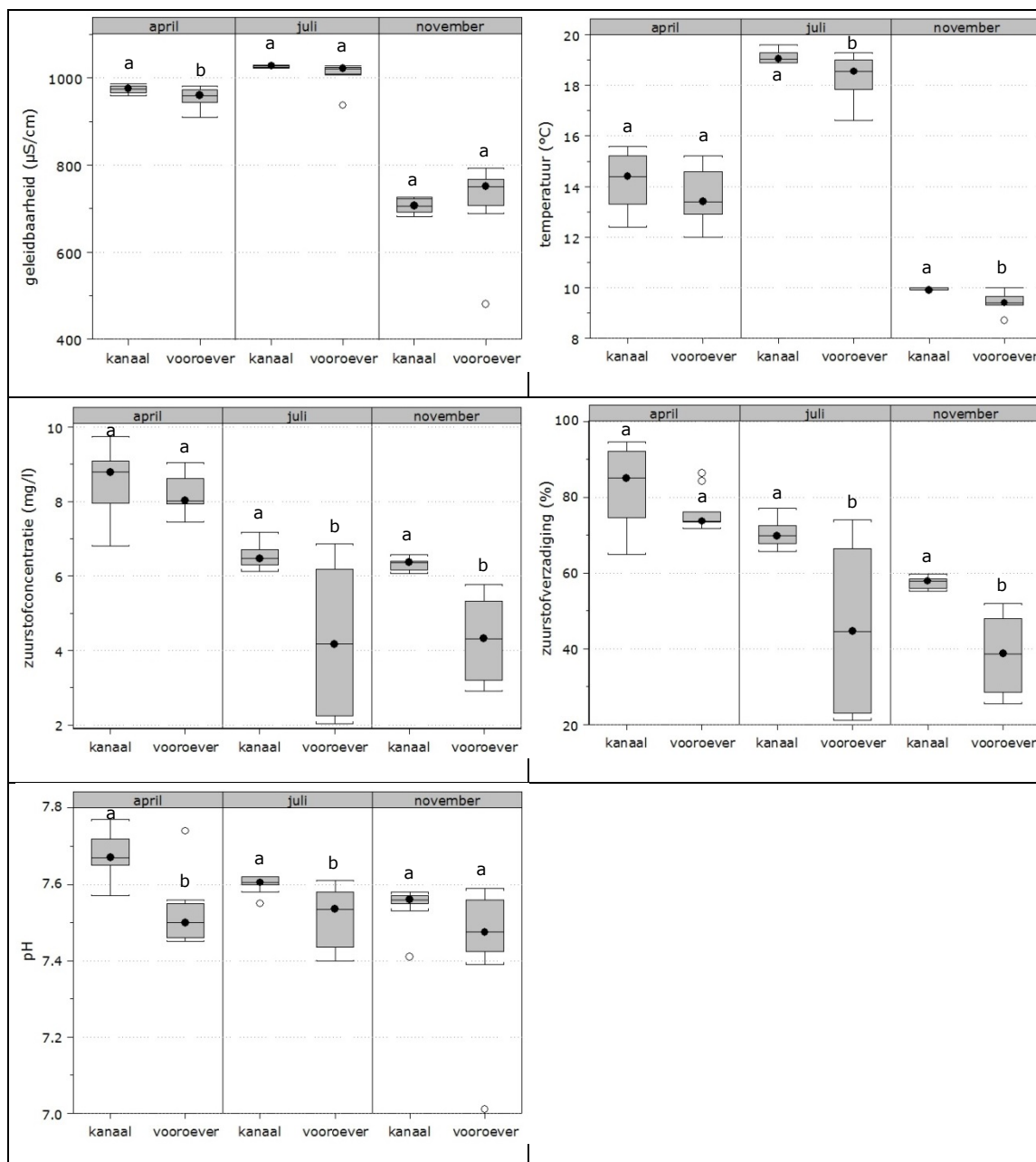
De meest voorkomende soorten bij de opnames in 2013 zijn riet (gemiddelde bedekking van 14%), harig wilgenroosje (9%), grote egelskop (8%), koninginnenkruid (8%) en grote engelwortel (5%).

Een aantal soorten tonen een toename van de bedekkingen in de periode 2006-2013: riet, harig wilgenroosje, grote egelskop, grote engelwortel, haagwinde, koninginnenkruid, moerasspirea en riet.

Sommige soorten hebben een dalende trend in de periode 2006-2013: gele waterkers, blauw glidkruid, wolfspoot, moerasandoorn, moeras-vergeet-mij-nietje, veerdelig, zwart en knikkend tandzaad.

Waterplanten zijn slechts sporadisch aanwezig en beperken zich tot sterrenkroos en Lemna spp. (kroossoorten). Kikkerbeet is waargenomen in 2009 maar is niet meer genoteerd in 2013.

Uitheemse soorten die werden aangetroffen omvatten grote engelwortel, zwart tandzaad, vlinderstruik en bezemkruid. Grote engelwortel komt vrij veel voor in de opnames met een gemiddelde bedekking van 5% in 2013. In de periode 2006-2013 neemt de bedekking tevens steeds toe. Zwart tandzaad heeft in 2013 een gemiddelde bedekking van 1%. In de periode 2006-2013 is er een daling van de bedekkingen. Vlinderstruik en bezemkruid zijn aangetroffen in slechts een aantal opnames en bovendien met kleine bedekkingen.



Figuur 9. Boxplots van enkele watervariabelen gemeten in de natuurvriendelijke oever (voeroever) en in het kanaal in april, juli en november 2013. Verschillende letters (ab) duiden op significante verschillen ($p < 0,05$; t-test) van watervariabelen tussen de voeroever en het kanaal.

4.2.2 Soortenaantal en Shannon-Wiener diversiteit

Bij de verschillende rondes worden steeds significant hogere soortenaantallen vastgesteld in de opnames van de kanaalzijde ten opzichte van de vooroever. Bij de opnames in de kanaaloever is het aantal soorten significant verschillend tussen 2006 en 2009 en tussen 2006 en 2013; er is geen significant verschil tussen 2013 en 2009. De vooroever-opnames tonen een significant hoger soortenaantal in 2009 ten opzichte van 2013 en 2006. Het soortenaantal bij de opnames van de vooroever in 2013 is niet significant verschillend met 2006 (figuur 10).

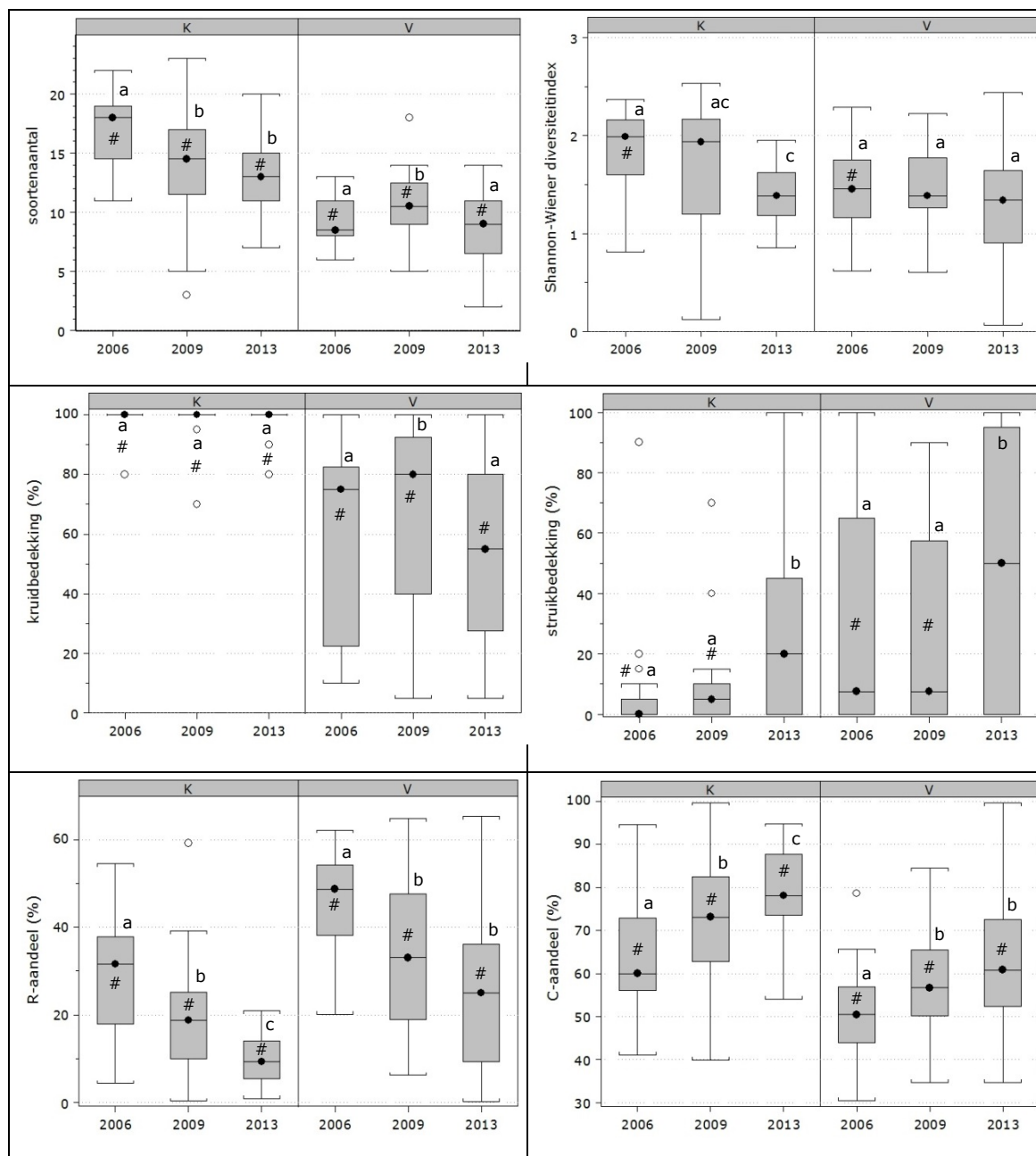
Enkel bij de opnames van 2006 is er een significant verschil van de diversiteiten tussen opnames van de vooroever en aan de kanaaloever. De diversiteit ligt significant lager voor opnames in de kanaaloever in 2013 ten opzichte van 2006, er is geen significant verschil met 2009. De diversiteiten van de vooroever-opnames kennen geen significante verschillen bij de verschillende rondes (figuur 10).

4.2.3 Kruid- en struikbedekking

De kruidbedekking bedraagt 100% bij quasi alle opnames van de kanaaloever. De kruidbedekking is significant lager voor de opnames van de vooroever in vergelijking met de opnames van de kanaaloever. Voor de opnames van 2009 in de vooroever ligt de kruidbedekking significant hoger ten opzichte van 2006 en 2013 (figuur 10).

De struikbedekking ligt in 2013 significant hoger in vergelijking met 2009 en 2006, zowel voor opnames in de vooroever als in de kanaaloever. In 2006 en 2009 is de struikbedekking significant hoger in de opnames van de vooroever ten opzichte van opnames van de kanaaloever (figuur 10). De struikbedekking is het hoogst bij de opnames te 2013 van de vooroever in de rechteroever: hier is in de helft van de opnames de bedekking 100%.

Er is een sterk negatieve correlatie tussen de struikbedekking en de kruidbedekking (Pearson correlatie coëfficiënt= -0,71).



Figuur 10. Boxplots van het soortenaantal, de Shannon-Wiener diversiteit, de kruid- en struikbedekking en het competitief en ruderaal aandeel in opnames van de kanaaloever (K) en de vooroever (V) per monitoringsronde. Verschillende letters (abc) duiden op significante verschillen ($p < 0,05$; gepaarde t-test) tussen opvolgingsrondes binnen de kanaaloever of de vooroever. # duidt op significante verschillen ($p < 0,05$; t-test) tussen de kanaaloever en vooroever in eenzelfde jaar.

4.2.4 Competitief en ruderaal aandeel

Het competitief aandeel ligt, bij de verschillende rondes, in de opnames van de kanaaloever significant hoger in vergelijking met de opnames in de vooroever. Het competitief aandeel in opnames van de kanaaloever is significant hoger in 2013 ten opzichte van 2009 en 2006. Bij de opnames van de vooroever is er een significant verschil in het competitief aandeel tussen 2013 en 2006 en tussen 2009 en 2006; er is geen significant verschil tussen 2013 en 2009 (figuur 10).

Het ruderaal aandeel is steeds hoger, voor de verschillende rondes, in de vooroever in vergelijking met de kanaaloever. In de opnames van de kanaaloever worden significante verschillen berekend van het ruderaal aandeel bij de verschillende rondes. Het ruderaal aandeel in 2013 is het laagst; het aandeel van 2006 het hoogst. Bij de opnames in de vooroever is er een significant lager ruderaal aandeel in 2013 ten opzichte van 2006. Er is geen significant verschil tussen 2013 en 2009 (figuur 10).

4.2.5 Indices macrofyten i.f.v. kaderrichtlijn water

Het waterlichaam 'Kanaal Gent-Oostende III' (vanaf Afleidingskanaal van de Leie tot Oostende) wordt beschouwd als een kunstmatig waterlichaam waaraan als natuurlijke type 'grote rivier' is toegekend. De indices voor macrofyten op basis van de vegetatie-opnames in de natuurvriendelijke oever worden uitgewerkt per locatie en zijn weergegeven in tabel 4.

Tabel 4. De indices voor de beoordeling van macrofyten en de ecologische kwaliteitscoëfficiënt op 4 locaties in de natuurvriendelijke oever. De kleurcode duidt op de beoordeling: blauw = zeer goed, geel = matig en oranje = ontoereikend.

	Index typespecificiteit oevervegetatie	Index verstoring oevervegetatie	Aantal groeivormen / index	Ecologische kwaliteitscoëfficiënt
rechteroever meest W	0,40	0,92	3	ontoereikend
linkeroever meest W	0,49	0,99	2	ontoereikend
rechteroever meest O	0,39	0,99	3	ontoereikend
linkeroever meest O	0,38	0,99	3	ontoereikend

De index voor typespecificiteit scoort op de 4 locaties een matige ecologische kwaliteit. De index voor verstoring van oevervegetatie geeft voor de 4 locaties een goede beoordeling. De index voor groeivormen heeft een ontoereikend beoordeling. De ecologische kwaliteitscoëfficiënt is ontoereikend voor de 4 locaties, te wijten aan het lage aantal groeivormen.

5 Discussie kanaalbermen

5.1 Waarnemingen 2013

5.1.1 Soortenaantallen en diversiteitsindices

Hoge soortenaantallen en hoge diversiteitsindices komen voor net stroomafwaarts Bellebrug (figuur 11). Hier doorsnijdt het kanaal kalkrijke bodems. Een hoog calciumgehalte in de bodem zorgt voor een beperkte fosfaatbeschikbaarheid voor planten zodat productieve soorten worden onderdrukt. Onder kalkrijke omstandigheden en bij een natuurvriendelijk beheer kunnen zeer soortenrijke plantengemeenschappen ontwikkelen die zijn aangepast aan deze bodemomstandigheden (Honnay et al., 2004). Ook bij een inventarisatie van Vlaamse bermvegetaties werden de hoogste soortenaantallen onder kalkrijke bodemomstandigheden genoteerd, namelijk bij het Wilde marjolein – Vierzadige wikke bermtype en het Glad walstro – Ruige weegbree bermtype (Zwaenepoel, 1993).



Figuur 11. Soorten- en bloemrijke bermvegetatie met beemdkroon, knoopkruid, margriet, gewone rolklaver en kleine ratelaar op de linkeroever net stroomafwaarts Bellebrug.

Lage soortenaantallen en diversiteitsindices komen ondermeer voor op de landzijde (linkeroever) tussen de Ringvaart en Durmen (figuur 12) en tussen Moerbruggebrug en Brugge. De vegetatie van deze opnames kan worden ondergebracht bij het zevenblad-ridderzuring bermtype (Zwaenepoel, 1998). Ook Zwaenepoel (1998) beschrijft vrij soortenarme vegetaties onder dit bermtype. Mogelijke redenen van de lage soortenaantallen kunnen beschaduwning, nutriëntenaanrijking via bladstrooisel of vroeger onaangepast maaibeheer zijn.



Figuur 12. Minder soortenrijke bermvegetatie gedomineerd door de productieve grassoorten kroppaar en glanshaver op de linkeroever tussen Lovendegembrug en Durmenbrug.

Eerder lage soortenaantallen en diversiteitsindices worden bovendien genoteerd tussen Sint-Jorisbrug en de keersluis. Hier doorsnijdt het kanaal zure voedselarme zandgronden. Van nature komen onder deze condities vegetatietypes tot ontwikkeling die eerder soortenarm zijn maar met gespecialiseerde soorten. Zo vindt Zwaenepoel (1993) vrij soortenarme vegetaties voor de bermtypes die aanleunen bij de vegetatiesamenstelling van de opnames tussen Sint-Jorisbrug en de keersluis (het Ruig haarmos – Zilverhaver bermtype en het Gewoon biggekruid – Schapenzuring bermtype).

Met de interpretatie van het soortenaantal en de diversiteit dient voorzichtig te worden omgesprongen. Een toename duidt meestal op een ecologisch waardevolle verandering van een vegetatie. Echter bij bermen op zure, droge voedselarme zandbodems die evolueren van een voedselrijke naar een voedselarmere situatie kan een daling van het soortenaantal en diversiteit duiden op een ecologisch waardevolle verandering. Anderzijds kunnen via verstoring pioniersvegetaties ontwikkelen die hoge soortenaantallen of diversiteitindices hebben, wat een ecologisch minder waardevolle verandering is.

De lage soortenaantallen en diversiteitindices bij een nietsdoenbeheer zijn in overeenstemming met verschillende andere studies, zoals van de Haterd et al. (2009), Noordijk et al. (2009) en Zwaenepoel (1993). Nietsdoenbeheer zorgt voor een hogere bedekking van productieve soorten ten nadele van kleinere soorten via strooiselophoging, de competitie naar licht (Huhta et al., 2001) en de competitie van plaats (Schaffers, 2002).

5.1.3 Ellenberggetal voor nutriënten

Het Ellenberggetal voor nutriënten is laag in opnames gelegen tussen Sint-Jorisbrug en de keersluis. De aanwezigheid van zure, droge en voedselarme zandbodems bevordert immers het voorkomen van soorten met lage Ellenberggetallen voor nutriënten.

De opnames langs het Kanaal Gent-Brugge met een nietsdoenbeheer hebben lage Ellenberggetallen voor nutriënten (en lage bedekkingen van soorten met hoge Ellenberggetal voor nutriënten). Pykälä (2005) en Wahlman & Milberg (2002) stellen echter hogere indicatorgetallen voor nutriënten vast in sites met een nietsdoenbeheer in vergelijking met sites die worden gemaaid of begraasd. De lage indicatorwaarden in opnames langs het Kanaal Gent-Brugge met een nietsdoenbeheer zijn een gevolg van de bijzondere abiotische omstandigheden. Op 1 opname na liggen de vegetatie-opnames met nietsdoenbeheer immers tussen Sint-Jorisbrug en Beernembrug, waar voedselarme zandbodems voorkomen.

Ook opnames met begrazingsbeheer via Natuurpunt hebben lage Ellenberggetallen voor nutriënten. Enerzijds kan dit verklaard worden door het beheer: een ecologisch uitgevoerd begrazingsbeheer bevordert soorten met lage indicatorgetallen (Pykälä, 2005; Wahlman & Milberg, 2002). Anderzijds liggen de trajecten met begrazingsbeheer via Natuurpunt op voedselarme zandgronden (op de rechteroever tussen de uitmonding van de Oude Vaart en Sint-Jorisbrug en op de rechteroever te Gevaerts Noord) of op kalkrijke bodems met dus lagere fosfaatbeschikbaarheid voor planten (op de rechteroever net stroomafwaarts Bellebrug).

5.1.4 CSR-aandelen

Het stresstolerant aandeel is hoog in opnames gelegen tussen Sint-Jorisbrug en de keersluis. Een verklaring is het voorkomen van voedselarme zure zandbodems waardoor de groei van productieve plantensoorten wordt bemoeilijkt ten voordele van stresstolerante soorten.

Opnames met begrazingsbeheer via Natuurpunt hebben lage competitieve aandelen en hoge stresstolerante aandelen in vergelijking met de andere beheervormen. Ook dit kan te wijten zijn aan het abiotisch milieu en/of het extensief begrazingsbeheer. Moog et al. (2005) constateren immers een dalend C-aandeel en stijgend S-aandeel onder een extensieve begrazing.

5.1.5 Struikbedekking en typische graslandsoorten

Bij de opnames met een nietsdoenbeheer liggen de struikbedekkingen hoger (figuur 13) en de bedekkingen aan typische graslandsoorten lager in vergelijking met de andere beheervormen. Zonder beheer kunnen struwelen (en bramen) oprukken waardoor de kruidlaag wordt verstikt (Hansson & Fogelfors, 2000).



Figuur 13. Brem in de vegetatieopname op de rechteroever tussen Sint-Jorisbrug en Beernembrug.

5.2 Evolutie 2005-2013

Over het algemeen worden geen grote veranderingen van de vegetatievariabelen geconstateerd voor de periode 2005-2013. Een mogelijke verklaring is dat de bermvegetatie vooral bestaat uit overblijvende planten. Dergelijke vegetaties reageren traag op veranderingen (zoals bv. beheer). Dit werd ook aangegeven in monitoringsstudies van bermvegetaties door Auestad et al. (2011) en Parr & Way (1988).

Het aantal soorten in de totale dataset is significant lager in 2013 in vergelijking met 2005. De diversiteit toont geen verschillen. Het is niet duidelijk waarom lagere soortenaantallen zijn gevonden.

Het Ellenberggetal voor nutriënten is niet significant verschillend tussen 2005 en 2013, zowel voor de totale dataset als opgesplitst per beheervorm. Significant lagere bedekkingen van (1) soorten met een hoog (>6) en (2) soorten met een laag (<4) Ellenberggetal voor nutriënten worden waargenomen in 2013 in vergelijking met 2005 voor de totale dataset. Significant lagere bedekkingen van soorten met een hoog (>6) Ellenberggetal voor nutriënten worden tevens vastgesteld bij opnames met een maaibeheer via W&Z. Opgesplitst per beheervorm worden geen significant lagere bedekkingen van soorten met een laag (<4) Ellenberggetal voor nutriënten waargenomen in 2013 ten opzichte van 2005. Maar de boxplots tonen wel een trend tot lagere bedekkingen bij alle beheervormen in 2013 ten opzichte van 2005.

Soorten met een hoog (>6) Ellenberggetal voor nutriënten (bv. glanshaver, grote brandnetel, kleeftkruid, fluitenkruid en akkerdistel) zijn productieve soorten typisch voorkomend op heel voedselrijke standplaatscondities. Deze soorten domineren dikwijls sterk waardoor soortenarme vegetaties ontstaan. Soorten met een laag (<4) Ellenberggetal voor nutriënten (bv. margriet, gewone rolklaver, kattendoorn en kleine bevernel) zijn kenmerkend voor voedselarme condities.

Er lijkt een vervlakking in de vegetatie te gebeuren waarbij zowel bedekkingen van soorten gebonden aan heel voedselrijke als soorten gebonden aan heel voedselarme condities dalen in de periode 2005-2013. De lagere bedekkingen van soorten kenmerkend voor voedselrijke omstandigheden kan een gevolg zijn van de toepassing van beheervormen. De lagere bedekkingen van soorten kenmerkend voor voedselarme condities kunnen te wijten zijn aan nietsdoenbeheer, knelpunten bij de beheeruitvoering (zie volgende paragrafen) of aan randinvloeden (vermits bermen relatief smalle lintvormige elementen zijn).

5.2.1 Maaien via W&Z

Het aantal soorten in opnames met een maaibeheer via W&Z is significant lager in 2013 in vergelijking met 2005. De diversiteit toont geen verschillen. Een verklaring hiervoor kan niet direct worden gegeven.

Bij opnames met een maaibeheer via W&Z wordt een significant lagere bedekking van soorten met een hoog (>6) Ellenberggetal voor nutriënten vastgesteld in 2013 ten opzichte van 2005. Tevens ligt het stresstolerant aandeel significant hoger in 2013. Deze vaststellingen duiden wellicht op de inspanningen die worden gedaan om een natuurvriendelijk maaibeheer te bestendigen. Een natuurvriendelijk maaibeheer benadeelt immers vooral de forse en productieve soorten (Huhta et al., 2001; Parr & Way, 1988) waardoor andere soorten kansen krijgen om zich te vestigen en te ontwikkelen.

Uit de evaluatie voor diversiteiten blijkt dat de helft van de opnames een negatieve evolutie of een aanhoudend ecologisch minder-gewenst toestand kent in de periode 2005-2013. Dit is een aandachtspunt. Mogelijke redenen kunnen liggen in beschaduwing, bladstrooisel of calamiteiten tijdens het maaibeheer waardoor maaisel lokaal niet voldoende wordt opgeruimd. Niet-weggehaald maaisel zorgt voor voedselaanrijking (Schaffers et al., 1998) waardoor soortenarme vegetaties gedomineerd door productieve soorten worden in stand houden of ontwikkelen.

5.2.2 Begrazing via landbouwers:

Er worden geen significante verschillen aangetroffen voor de verschillende vegetatievariabelen in 2013 ten opzichte van 2005 bij opnames met een begrazingbeheer via landbouwers.

Aandachtspunt is dat de helft van de opnames een negatieve evolutie kent voor de periode 2005-2013 bij de evaluatie met het Ellenberggetal voor nutriënten. Dit blijkt vooral een gevolg te zijn van lagere bedekkingen van margriet en hogere bedekking van gewone glanshaver.

5.2.3 Begrazing via Natuurpunt

In opnames met een begrazingsbeheer via Natuurpunt worden significant lagere bedekkingen aan Rode Lijst-soorten vastgesteld in 2013 ten opzichte van 2005. Wanneer wordt gekeken op soortniveau dan blijkt dit een gevolg te zijn van lagere bedekkingen aan grote tijm, kleine ratelaar, goudhaver en gewone agrimonie in het bermtraject op de rechteroever net stroomafwaarts Bellebrug.

Naast de afname van Rode-Lijst soorten in het bermtraject op de rechteroever net stroomafwaarts Bellebrug wordt er in 1 opname hogere bedekkingen genoteerd aan productieve grassen, namelijk glanshaver en gestreepte witbol (beide 1% bedekking in 2005 en beide 20% in 2013) en kropaar (1% in 2005 en 10% in 2013).

Mogelijke oorzaak van de afname van Rode-Lijst soorten en de (lokale) toename aan productieve grassen is dat de begrazers net in de ecologisch waardevolle zone rustten waardoor er mestafzet en dus nutriëntenaanrijking gebeurde (Van Kerckvoorde, 2010). Ondertussen is het waardevol bermtraject uitgerasterd zodat de dieren de meest gevoelige zone niet meer kunnen betreden.

De bij de evaluatie vastgestelde negatieve evolutie de periode 2005-2013 voor diversiteit, Ellenberggetal voor nutriënten, stresstolerant aandeel en typische graslandsoorten bij opnames met begrazing via Natuurpunt is voor een belangrijk deel toe te schrijven aan de, hierboven geschetste, vegetatieveranderingen in de opnames van de rechteroever net stroomafwaarts Bellebrug.

In het begrazingsblok te Gevaerts-Noord wordt in de periode 2005-2013 een hogere bedekking aan typische graslandsoorten waargenomen (16% in 2005; 80% in 2013) en worden gelijkaardige diversiteiten (1,7) en Ellenberggetallen voor nutriënten (4,5) gevonden.

5.2.4 Nietsdoenbeheer

Opnames met een nietsdoenbeheer kennen een significant hogere struikbedekking, een significant hoger competitief aandeel en een significant lagere bedekking aan graslandsoorten in 2013 ten opzichte van 2005. Zonder de toepassing van een of andere beheervorm krijgen struiken (en bramen) de kans om hogere bedekkingen te bereiken (Hansson & Fogelfors, 2000). In de opnames langs het Kanaal Gent-Brugge is er vooral een sterke toename van brem, zomereik en wilg. De toename van stuiken verdringen graslandsoorten. In de opnames langs het Kanaal Gent-Brugge worden in 2013 lagere bedekkingen waargenomen ten opzichte van 2005 van voornamelijk fijn schapengras, struisgras, glanshaver en gestreepte witbol.

6 Discussie natuurvriendelijke oevers

6.1 Oevervegetatie

De natuurvriendelijke oevers langs het Kanaal Gent-Brugge bieden mogelijkheden voor de ontwikkeling van oevervegetatie (figuur 14). Dit is vooral van toepassing voor de kanaaloever met een quasi volledige bedekking van oevervegetatie. Ook andere studies van natuurvriendelijke oevers (type plasbermen) merken een abundante ontwikkeling van oevervegetatie in plasbermen langs kanalen (Boedeltje et al., 2001; Boeters et al., 1997) of rivieren (Weber et al., 2012).



Figuur 14. Spontaan gevestigde oevervegetatie aan de randen van de plasbermen net stroomafwaarts de keersluis.

Oevervegetatie kan zich moeilijk vestigen langs gewone oevers van bevaarbare waterlopen. Redenen omvatten:

- harde oeververdedigingen,
- smalle oeverzone, steile hellingen,
- moeilijkheden voor vestiging door golven en stromingen gegenereerd door scheepvaart (Coops et al., 1991),
- moeilijkheden in ontwikkeling door schade en ontworteling eveneens als gevolg van golven en stromingen (Asplund & Cook, 1997; Murphy et al., 1995).

De aanleg van een vooroever bij natuurvriendelijke oevers heeft als doel om de golven en stromingen op te vangen van scheepvaartactiviteiten (Söhngen et al., 2008). Als gevolg kan een luwe zone ontstaan achter de vooroever, met mogelijkheden voor vegetatieontwikkeling. De vooroever langs het Kanaal Gent-Brugge blijkt inderdaad geschikt om de golven op te vangen. Dit is niet vanzelfsprekend vermits in plasbermen langs de Leie nog steeds erosie wordt waargenomen op de kanaaloever (De Roo et al., 2012).

Oevervegetatie in het midden van de plasberm is momenteel gering en beperkt tot riet en grote egelskop. Op 2 locaties heeft riet zich uitgebreid van de kanaaloever naar het midden van de plasberm en vervolgens naar de vooroever (figuur 15).



Figuur 15. Rietontwikkeling in de plasberm aan de linkeroever net stroomafwaarts de keersluis.

6.2 Watervegetatie

De natuurvriendelijke oevers langs het Kanaal Gent-Brugge hebben weinig belang voor (wortelende) waterplanten. Ook Boeters et al. (1997) vonden quasi geen wortelende waterplanten in een 4-6 jaar oude plasberm. Echter, Weber et al. (2012) en Boedeltje et al. (2001) vonden een abundante watervegetatie in plasbermen.

Een mogelijke verklaring voor het falen van wortelende waterplanten in de vooroevers van het Kanaal Gent-Brugge kunnen minder-geschikte milieu-omstandigheden zijn. Tijdens het veldwerk werd immers een dikke sliblaag (>5cm) waargenomen. Boedeltje et al. (2001) merkte dat wortelende waterplanten in plasbermen enkel voorkwamen bij dunne sedimentlagen (<2cm) met laag gehalte aan organisch materiaal.

6.3 Struikbedekking

In 2013 is er een duidelijke toename van de bedekking van struwelen vastgesteld ten opzichte van 2009 en 2006, zowel in de vooroever als in de kanaaloever. Het valt wellicht te verwachten dat de struwelen de oevers verder zullen bedekken en koloniseren. Een sterke struikbedekking ondermijnt de groei van de kruidvegetatie door beschaduwing. Als beheermaatregel kan dan ook worden overwogen om de struwelen periodiek en gefaseerd af te zetten.

Wilgenstruwelen komen het meest abundant voor in de vooroever van de rechteroever. Het blijft onduidelijk waarom daar zo'n sterke kolonisatie en ontwikkeling van wilgenstruwelen gebeurt.

6.4 Vegetatieverschillen van de kanaaloever versus de vooroever

Er worden significante verschillen waargenomen in de vegetatievariabelen van de kanaaloever ten opzicht van de vooroever. Zo ligt het aantal soorten en de kruidbedekking hoger in de kanaaloever in vergelijking met de vooroever. Tevens is het competitief aandeel hoger en het ruderaal aandeel lager in de kanaaloever in vergelijking met de vooroever. Een mogelijke verklaring kan liggen in het constructiemateriaal van de natuurvriendelijke oevers. De vooroever is opgebouwd met breuksteen en bedekt door een laag asfalt. De kanaaloever bestaat uit schanskorfmatrassen (met stenen van gemiddeld 30cm diameter). Hierdoor zijn er in de kanaaloever meer holtes aanwezig in vergelijking met de vooroever. Dergelijke holtes kunnen een belangrijke rol spelen in de kolonisatie en ontwikkeling van oevervegetatie (CUR 2003). De lagere kruidbedekking en soortenaantallen in de vooroever in vergelijking met de kanaaloever kunnen wijzen op lagere kiemings- en groeimogelijkheden als gevolg van beperkte holtes. Ook een tragere vegetatiesuccessie in de vooroever, door het laag competitief aandeel en het hoog ruderaal aandeel, zijn hiermee in overeenstemming.

6.5 Vegetatieverschillen bij de opvolgingsrondes

Ondanks het feit dat de plasbermen in 1998 werden aangelegd en de eerste opvolging pas gebeurde in 2006 kan nog steeds een duidelijk merkbare successie van de vegetatie worden vastgesteld tussen 2006 en 2013. Zowel in de kanaaloever als in de vooroever is er een stijgend competitief aandeel in de periode 2006-2013. Dit duidt op het abundanter worden van productieve en forse soorten (bv. riet, grote egelskop, harig wilgenroosje, koninginnenkruid en moerasspirea). Tevens hebben beide oevers een dalend ruderaal aandeel wat duidt op een verminderde bedekking van pionierssoorten (bv. moeras-vergeet-mij-nietje, moerasandoorn, wolfspoot, veerdelig, zwart en knikkend tandzaad). Deze resultaten zijn in overeenstemming met Grime (2001) die een vegetatiesuccessie beschrijft in productieve omstandigheden door een shift in de vegetatie van een hoog ruderaal aandeel naar een hoog competitief aandeel.

Een afname van het aantal soorten en van de diversiteit tussen 2006 en 2013 in de kanaaloever is mogelijk eveneens een gevolg van het successieproces waarbij enkele forse, productieve soorten abundanter worden ten koste van minder productieve (pionier)soorten. In de vooroever kan deze trend ook worden waargenomen door de afname in soortenaantallen in de periode 2009-2013.

6.6 Uitheemse soorten

Inschattingen van het invasief karakter van een soort kan gebeuren door het ISEIA-protocol (Invasive Species Environmental Impact Assessment), uitgewerkt door het Belgian Forum on Invasive Species (www.ias.biodiversity.be). Het ISEIA-protocol quoteert soorten volgens vier eigenschappen: verspreidingspotentieel, potentieel tot kolonisatie van natuurlijke habitats, negatieve effecten op lokale biota en impact op ecosysteemfuncties. Soorten die een hoge totale score halen worden als zeer invasief aanzien en worden op de zwarte lijst gezet (soorten met code 'A'). Soorten met een middelmatig hoge score worden op de bewakingslijst (code 'B') gezet.

Grote engelwortel heeft geen A- of B-code. Zwart tandzaad, vlinderstruik en bezemkruiskruid hebben de code B3.

6.7 Sedimentatie

De waargenomen sliblaag op de bodem van de plasberm is wellicht afkomstig van opgewervelde sedimenten van de bedding of oevers als gevolg van scheepvaartactiviteit. Deze sedimenten kunnen de plasberm binnendringen via de opening in de vooroever waardoor ze er vervolgens kunnen bezinken (Hooimeijer, 1997). Deze sedimenten bezitten vermoedelijk een hoog gehalte aan organisch materiaal en zijn voedselrijk. Decompositie van sedimenten met hoge mate aan organisch materiaal zorgt voor zuurstofverbruik. Wanneer beperkte wateruitwisseling optreedt tussen plasberm en het eigenlijk kanaal kunnen verschillen in zuurstofconcentratie het gevolg zijn (Boedeltje et al., 2005). Dit kan een mogelijke verklaring bieden voor de lagere gemeten zuurstofconcentraties in de plasberm ten opzichte van het eigenlijk kanaal.

Het aanpassen van het ontwerp van de vooroever door kleinere of minder openingen toe te passen of door buizen te voorzien als verbinding tussen de plasberm en het kanaal kan sedimentatie in plasbermen beperken (Boeters et al., 1997). Mogelijk kan het aanwenden van slechts 1 opening in het meest stroomafwaarts punt van de plasberm eveneens de invoer van sediment beperken. Het volledig isoleren van de plasbermen ten opzichte van het kanaal zorgt voor mogelijkheden voor de vestiging en groei van waterplanten, zeker bij grondwatergevoede systemen (Boedeltje et al., 2003).

7 Bermbeheer

In dit rapport worden beheervoorstellen geformuleerd voor de kruidvegetatie van bermen langs het Kanaal Gent-Brugge en de oude kanaalarmen. Er wordt dus niet ingegaan op het beheer van struikvegetatie noch op het beheer van de bomenrijen.

Bij de beheervoorstellen worden prioritaire bermtrajecten aangegeven. Dit zijn ecologisch waardevolle bermen of bermen met belangrijke ecologische potenties waar het verder zetten of het instellen van een natuurvriendelijk beheer gewenst is.

7.1 Streefbeeld

Het voor de bermvegetaties langs het Kanaal Gent-Brugge is het behoud van en de ontwikkeling naar ecologisch waardevolle soorten- en bloemrijke vegetaties kenmerkend voor eerder voedselarme bodemcondities. Het is niet wenselijk om bermvegetaties die wijzen op voedselrijke condities (bv. zevenblad-ridderzuring type) of op een of andere vorm van verstoring (bv. kruipertje- stinkende gouwe type) in stand te houden. Door een natuurvriendelijk omvormingsbeheer kunnen dergelijke vegetaties evolueren naar ecologisch waardevollere en soortenrijkere bermtypes.



Kenmerkend voor de bermen van het Kanaal Gent-Brugge is de grote variatie in bodemcondities: van kalkrijk tot zuur, van zand tot zandleem, van droog tot vochtig. Een natuurgericht beheer van de bermen zal mogelijkheden bieden voor de ontwikkeling van een flora en fauna kenmerkend voor de verschillende bodemcondities.

Bodems met een zeker kalkgehalte worden langs het Kanaal Gent-Brugge lokaal aangetroffen, zoals net stroomafwaarts Bellebrug. Als gevolg van het bodemmilieu groeien er bijzondere vegetaties met soorten zoals: bevertjes, wilde marjolein, rapunzelklokje, liggende klaver, kleine bevernel, kleine ratelaar, kattendoorn, gewone agrimonie, beemdkroon, goudhaver, voorjaarszegge, zeegroene zegge en grote tijm. Wegens de grote ecologische waarde zijn gepaste maatregelen tot het behouden of het beter ontwikkelen van deze vegetaties prioritair.

Voedselarme zandige bodems worden langs het Kanaal Gent-Brugge aangetroffen tussen Sint-Jorisbrug en de keersluis. Dergelijke bodemcondities zorgen voor groeiplaatsen voor kenmerkende soorten zoals gewoon biggenkruid, schapenzuring, zandblauwtje, klein vogelpootje, hazenpootje, liggend walstro, fijn schapengras, grote bremraap, gaspeldoorn en brem.

Voor de overige bermen is het streefbeeld een vegetatie met soorten typisch voor glanshavergrasland of kamgrasland: duizendblad, klein streepzaad, peen, margriet, gewone rolklaver, kleine klaver, smalle weegbree, knoopkruid, Sint-Janskruid, veldzuring, veldlathyrus, glad walstro, scherpe boterbloem, rode klaver, rood zwenkgras, kamgras en reukgras (Van Kerckvoorde et al., 2005).

In brede bermen (bv. tussen Sint-Jorisbrug en de keersluis) kan gestreefd worden naar een mozaïek van kruidvegetaties, ruigte en houtige vegetaties omwille van een landschappelijk belang en de ecologische meerwaarde voor fauna. Ecologisch waardevolle struiken langs het Kanaal Gent-Brugge omvatten gaspeldoorn, brem, gladde iep, rozensoorten, éénstijlige meidoorn en sleedoorn. Houtige vegetaties kunnen ontwikkelen onder de randvoorwaarde dat er geen hinder is voor scheepvaart, recreanten, weggebruikers of aangelanden (Van Kerckvoorde, 2011b).

7.2 Maaibeheer

7.2.1 Toelichting maaifrequentie en -periode

Er worden verschillende maairegimes voorgesteld langs het Kanaal Gent-Brugge naargelang de vegetatiesamenstelling en uit faunistische overwegingen.

2x per jaar: half mei en half september

Dit maairegime is wenselijk bij vrij productieve vegetaties met een groot aandeel van zomerbloeiërs en zonder waardevolle voorjaarsbloeiërs. Een maaibeurt half mei onderdrukt vooral de forse en productieve grassen en kruiden (Parr & Way, 1988) die reeds vroeg in het seizoen een aanzienlijke biomassa vormen. Hierdoor krijgen andere minder productieve soorten ruimte en tijd voor bloem- en zaadvorming. Door een vroege eerste maaibeurt is er immers een voldoende lange periode voor hergroei en bloei (Jantunen et al., 2006; Parr & Way, 1988). Bovendien kunnen planten het weghalen van de biomassa beter tolereren vroeg in het groeiseizoen (Jantunen et al., 2006). Diverse zomerbloeiërs zijn gebaat bij dergelijk beheer, zoals knoopkruid, duizendblad, klein streepzaad, peen, margriet, smalle weegbree en beemdkroon (Zwaenepoel, 1998). Een vroege eerste maaibeurt is nadelig voor voorjaarssoorten (Parr & Way, 1988). Deze beheervorm kan dan ook enkel worden overwogen wanneer er geen ecologisch waardevolle voorjaarsbloeiërs (bv. ratelaar-soorten of orchideeën) aanwezig zijn. De tweede maaibeurt gebeurt vanaf half september.

2x maaien/jaar: begin juni en half september

Twee maaibeurten per jaar met een eerste maaibeurt in de eerste helft van juni zijn aangewezen voor vegetaties gedomineerd door productieve grassen zonder voorjaarssoorten. Door de geringe zomerbloei is de periode van hergroei van minder belang. Het belangrijkste doel is het reduceren van de dominantie van forse grassen of kruiden en het verlagen van de bodemnutriënten, via het weghalen van een zo groot mogelijke biomassa. De tweede maaibeurt gebeurt vanaf half september.

2x maaien/jaar: begin juli en half september

Twee maaibeurten per jaar met een eerste maaibeurt van begin juli worden voorgesteld bij bermtrajecten met voorjaarssoorten die tot zaadvorming dienen te komen. Langs het Kanaal Gent-Brugge vormen grote en kleine ratelaar ecologisch waardevolle voorjaarssoorten (Rode-Lijst categorie kwetsbaar) in gemaaide trajecten. Ratelaar-soorten zijn eenjarige planten die bloeien en zaad vormen in de voorzomer en die geen zaadvoorraad hebben. Het is dan ook van cruciaal belang om de planten de tijd te geven voor de ontwikkeling van rijpe zaden. De planten zijn half-parasieten en kunnen daardoor de bovengrondse biomassa aanzienlijk reduceren (Ameloot et al., 2006) waardoor de kosten voor het bermbeheer verminderen. Door de eerste maaibeurt pas te laten gebeuren begin juli hebben de soorten tijd voor zaadontwikkeling.

1x maaien/jaar: half september

Eén maaibeurt per jaar aan het einde van het vegetatieseizoen, rond half september is wenselijk voor weinig productieve vegetaties, typisch voorkomend bij voedselarme omstandigheden (Jantunen et al., 2006; Zwaenepoel, 1998).

combinatie van 2x en 1x maaien/jaar

Brede bermtrajecten kunnen gedeeltelijk worden gemaaid in het voorjaar en volledig gemaaid in september. Dergelijk maaibeheer heeft een ecologische meerwaarde voor ondermeer fauna (o.a. insecten). Door verschillende maairegimes toe te passen ontstaat immers structuurvariatie en blijven steeds bloemen aanwezig. Hierdoor zijn steeds voedselbronnen (bloemen) aanwezig en biedt de niet-gemaaide vegetatie mogelijkheden tot rusten, schuilen of verpoppen van insecten (Noordijk et al., 2009; Bekker & De Vries, 1992). Maaien heeft immers een direct ecologisch negatief effect voor fauna door het volledig wegnemen van de vegetatie.

geen maaibeheer

De smalle en steile taluds aan de waterzijde tussen het Duivelsputgemaal en Durmen en tussen de keersluis en Katelijnebrug hoeven geen of slechts een gedeeltelijk maaibeheer. Op deze manier wordt rietvegetatie gespaard, ontstaat structuurvariatie door een gradiënt tussen de gemaaide kruin en een niet-gemaaid talud. Niet-gemaaide zones kunnen van belang zijn voor de overleving van de fauna door het bieden van voedsel-, schuil- en overwinteringsplaatsen (Noordijk et al., 2009). Rietvegetaties hebben een belang als broedbiotoop voor verschillende vogelsoorten en als paai-, voedsel- of rustplaats voor vissen.

7.2.2 Voorstellen maaibeheer per bermtraject

Langs het Kanaal Gent-Brugge zijn voorstellen van maaibeheer uitgewerkt per bermtraject (tabel 5; kaart 7). De beheervoorstellen sluiten aan bij vroegere voorstellen (Van Kerckvoorde, 2010).

Tabel 5. Voorstel van maaibeheer voor de bermen van het Kanaal Gent-Brugge.

er wordt uitgegaan van een maaibreedte van 1,2m.

grijs gemarkeerd = prioritaire bermtrajecten voor het toepassen van een maaibeheer.

geel gemarkeerd = verschillen met vorig beheerplan (Van Kerckvoorde, 2010).

Bermtraject	Maairegime & -periode	Details
<u>Overall</u>	- half mei	- veiligheidsmaaibeurt: 1 maaibreedte aanliggend aan jaagpad
<u>Rechteroever</u>		
Ringvaart - Durmen	- 2x maaien - begin juni & half september	- kruin waterzijde volledig maaien: 1 maaibreedte voor en 1 maaibreedte na vangrail - talud waterzijde gedeeltelijk maaien: 1 maaibreedte bovenaan
Durmen - Hansbekebrug	- 2x maaien - half mei & half september	- kruin waterzijde volledig maaien: 2-3 maaibreedtes - kruin landzijde volledig maaien: 2-3 maaibreedtes
Hansbekebrug – Bellebrug	- 2x maaien - half mei & half september	- kruin waterzijde volledig maaien: 1-2 maaibreedte(s) - kruin landzijde volledig maaien: 2-3 maaibreedtes
Bellebrug - café “den overzet”	- 2x maaien - begin juni & half september	- kruin waterzijde vereist een gering maaibeheer wegens begrazing: 1 maaibreedte naast afrastering - kruin landzijde volledig maaien: 1-4 maaibreedte(s) - brede landzijde stroomopwaarts Kerselaarstraat (lengte: 200m) : de helft maaien in juni; volledig maaien in september
Café “den overzet” – Aalterbrug	- 2x maaien - begin juni & half september	- kruin waterzijde volledig maaien: 3-5 maaibreedtes - kruin landzijde 2/3 maaien in juni: 2-4 maaibreedtes aanliggend aan jaagpad - kruin landzijde volledig maaien in september: 3-5 maaibreedtes
Aalterbrug - monding Oude Vaart	- 2x maaien - begin juni & half september	langs de weg brug-noord (lengte: 1km) - kruin waterzijde volledig maaien: 2-3 maaibreedtes - kruin landzijde volledig maaien: 2-3 maaibreedtes op de onverharde kruin (lengte: 300m) - 2-3 maaibreedtes
Monding Oude Vaart - Knesselarebrug	- 2x maaien - begin juni & half september	- kruin waterzijde vereist een gering maaibeheer wegens begrazing: 1 maaibreedte naast afrastering - kruin landzijde volledig maaien: 2-3 maaibreedtes

Knesselarebrug - Sint-Jorisbrug	- 2x maaien - begin juni & half september	- kruin waterzijde vereist een gering maaibeheer wegens begrazing: 1-3 maaibreedte(s) naast afrastering - kruin landzijde volledig maaien: 1-3 maaibreedte(s)
Sint-Jorisbrug - Beernembrug	- 2x maaien - begin juni & half september	- kruin waterzijde: 1 maaibreedte voor vangrail - kruin landzijde volledig maaien: 2-3 maaibreedtes
Beernembrug - keersluis	- 2x maaien - begin juni & half september	- kruin waterzijde: 1 maaibreedte naast afrastering; overige delen 2-3 maaibreedtes - kruin landzijde: 1-2 maaibreedte(s) - brede landzijde aan huizen te Gevaerts-Noord (lengte 300m): 10m breed traject volledig maaien
Keersluis – Leiemeersen Noord (bermen van het traject aangelegd eind jaren '90)	- 2x maaien - half mei & half september	- kruin waterzijde volledig maaien: 3-4 maaibreedtes - kruin landzijde 1/2 maaien in mei: 2-3 maaibreedtes aanliggend aan jaagpad - kruin landzijde volledig maaien in september: 6-7 maaibreedtes
t.h.v. Leiemeersen Noord	- 1x maaien - half september	- het maaibeheer gebeurt hier via Natuurpunt
Leiemeersen Noord – Moerbruggebrug – Steenbruggebrug - Katelijnepoort	- 2x maaien - begin juni & half september	- kruin waterzijde volledig maaien: 1 maaibreedte - talud waterzijde gedeeltelijk maaien: 1 maaibreedte bovenaan - kruin landzijde volledig maaien: 1 maaibreedte
<u>Linkeroever</u>		
Ringvaart - Bierstalbrug	- 2x maaien - half mei & half september	- kruin waterzijde volledig maaien: 2-3 maaibreedtes - kruin landzijde 2/3 maaien in mei: 2-3 maaibreedtes aanliggend aan jaagpad - kruin landzijde volledig maaien in september: 3-4 maaibreedtes
Bierstalbrug – Lovendegembrug	- 2x maaien - begin juli & half september (waterzijde) - half mei & half september (landzijde)	- kruin waterzijde volledig maaien in juli & september: 3-4 maaibreedtes - kruin landzijde 2/3 maaien in mei: 3-4 maaibreedtes aanliggend aan jaagpad - kruin landzijde volledig maaien in september: 6-7 maaibreedtes

Lovendegembrug - Durmenbrug	- 2x maaien - half mei & half september	- kruin waterzijde gedeeltelijk maaien in mei: 1 maaibreedte aanliggend aan jaagpad - kruin waterzijde volledig maaien in september: 3-4 maaibreedtes - kruin landzijde 2/3 maaien in mei: 3-4 maaibreedtes aanliggend aan jaagpad - kruin landzijde volledig maaien in september: 6-7 maaibreedtes - brede landzijde net stroomafwaarts Lovendegembrug (lengte 100m): de helft maaien in juni; volledig in september
Durmenbrug - Durmen	- 2x maaien - half mei & half september	- kruin waterzijde volledig maaien: 3-4 maaibreedtes - kruin landzijde 2/3 maaien in mei: 2-3 maaibreedtes aanliggend aan jaagpad - kruin landzijde volledig maaien in september: 3-4 maaibreedtes Het maaibeheer langs het Afleidingskanaal van de Leie tussen Durmen en Schipdonkbrug (rechteroever) kan op hetzelfde moment worden meegenomen (Van Kerckvoorde & Dhaluin, 2013).
Durmen - Hansbekebrug	- 2x maaien - half mei & half september	- kruin waterzijde vereist een gering maaibeheer wegens begrazing: 1 maaibreedte naast afrastering - kruin landzijde vereist een gering maaibeheer wegens begrazing: 1 maaibreedte naast afrastering
Hansbekebrug - Bellembrug	- 2x maaien - half mei & half september	- kruin waterzijde volledig maaien: 2-3 maaibreedtes - kruin landzijde volledig maaien: 2-3 maaibreedtes
Bellembrug - Durmelaan	- 2x maaien - begin juli & half september	- kruin waterzijde voor de helft maaien in juli: 1-2 maaibreedte(s) aanliggend aan jaagpad - kruin waterzijde volledig maaien in september: 2-3 maaibreedtes - kruin landzijde voor de helft maaien in juli: 1-3 maaibreedte(s) aanliggend aan jaagpad - kruin landzijde volledig maaien in september: 1-5 maaibreedtes
Durmelaan - Aalterbrug	- 2x maaien - begin juni & half september	- kruin waterzijde volledig maaien: 2-3 maaibreedtes - talud landzijde voor de helft maaien: 2-3 maaibreedtes
Aalterbrug - monding Oude Vaart	- 2x maaien - begin juni & half september	- kruin waterzijde vereist een gering maaibeheer wegens begrazing: 1 maaibreedte naast afrastering - kruin landzijde volledig maaien: 1-2 maaibreedte(s)
Monding Oude Vaart - Knesselarebrug	- 2x maaien - begin juni & half september	- kruin waterzijde volledig maaien: 4-5 maaibreedtes - kruin landzijde volledig maaien: 2-3 maaibreedtes
Knesselarebrug - Sint-Jorisbrug	- 2x maaien - begin juni & half september	- kruin waterzijde volledig maaien: 2-3 maaibreedtes - kruin landzijde volledig maaien: 2-3 maaibreedtes
Sint-Jorisbrug - slibstort	- 2x maaien - begin juni & half september	- kruin waterzijde volledig maaien: 2-3 maaibreedtes - kruin landzijde volledig maaien: 2-3 maaibreedtes

Monding Miseriebocht - Beernembrug	- 2x maaien - begin juni & half september	- kruin waterzijde: 1 maaibreedte naast vangrail
Beernembrug - keersluis	- 2x maaien - begin juli en half september	- kruin waterzijde volledig maaien: 1-3 maaibreedte(s) - kruin landzijde volledig maaien: 1-8 maaibreedtes
Keersluis – monding oude kanaalarm Gevaerts (bermen van het traject aangelegd eind jaren '90)	- 2x maaien - begin juli & half september	- kruin waterzijde volledig maaien: 2-3 maaibreedtes - kruin landzijde 1/2 maaien in juli: 1-2 maaibreedtes aanliggend aan jaagpad - kruin landzijde volledig maaien in september: 3-4 maaibreedtes
Monding oude kanaalarm Gevaerts - Moerbruggebrug	- 2x maaien - begin juli & half september	- kruin waterzijde volledig maaien: 2-3 maaibreedtes - talud waterzijde gedeeltelijk maaien: 1 maaibreedte bovenaan - kruin landzijde 2/3 maaien in juli: 2-3 maaibreedtes aanliggend aan jaagpad - kruin landzijde volledig maaien in september: 3-4 maaibreedtes
Moerbruggebrug – Steenbruggebrug	- 2x maaien - begin juni & half september	- kruin waterzijde volledig maaien: 1 maaibreedte - talud waterzijde gedeeltelijk maaien: 1 maaibreedte bovenaan - kruin landzijde volledig maaien: 3-4 maaibreedtes
Steenbruggebrug - Katelijnepoort	- 2x maaien - begin juni & half september	- kruin waterzijde volledig maaien: 1 maaibreedte - talud waterzijde gedeeltelijk maaien: 1 maaibreedte bovenaan - kruin landzijde volledig maaien: 1-3 maaibreedte(s)
<u>Oude kanaalarmen</u>		
Miseriebocht (LO)	- 2x maaien - begin juni & half september	- kruin waterzijde vereist een gering maaibeheer wegens begrazing: 1 maaibreedte naast afrastering - kruin landzijde volledig maaien: 1 maaibreedte
Gevaerts (LO en RO)	- 2x maaien - begin juni & half september	- kruin waterzijde volledig maaien: 2-3 maaibreedtes - kruin landzijde volledig maaien: 2-3 maaibreedtes

7.2.3 Technische aandachtspunten bij uitvoering van het maaibeheer

Hieronder worden enkele aandachtspunten geformuleerd rond de technische uitvoering van het maaibeheer.

Klepelmaaiers dienen zoveel mogelijk te worden vermeden omwille van de sterke verstoring en de versnippering van het maaisel. Bovendien hebben klepelmaaiers een aanzienlijke directe impact (beschadigen van organismen) op vegetatiebewonende ongewervelden (Humbert et al., 2009; Wallis De Vries, 1998). Maaibalken, schijven- of schotelmaaiers hebben een geringere verstoring en verkleinen het maaisel niet (LNE, 2011; Leo & Spijker, 1994; Zwaenepoel, 1998). Bovendien is er een minder grote negatieve invloed op vegetatiebewonende ongewervelden bij het aanwenden van dergelijke toestellen in vergelijking met klepelmaaiers (Humbert et al., 2009).

Met het oog op bodemverarming is het noodzakelijk om het maaisel binnen 1 of 2 weken te verwijderen (Schaffers et al., 1998; Sykora et al., 2002). Ook het Bermbesluit stelt dat het maaisel binnen de 10 dagen moet worden verwijderd. Niet-weggehaald maaisel verliest immers veel nutriënten gedurende de eerste dagen na het maaien via uitloging (Schaffers et al., 1998). Bij het aanwenden van klepelmaaiers (zonder opzuigcombinatie) kan het (versnipperd) maaisel niet voldoende worden afgevoerd in een volgende werkgang. Bij gebruik van slagmaaiers of maaibalken kan het (grove) maaisel achteraf wel voldoende worden weggehaald.

Het maaisel kan worden weggehaald door maai-opzuigcombinaties aan te wenden, waarbij in 1 werkgang wordt gemaaid en het maaisel direct wordt afgevoerd. Echter klepelmaai-opzuigcombinaties kennen, zoals klepelmaaiers zonder opzuiging, een aanzienlijke directe impact (beschadigen van organismen) op vegetatiebewonende ongewervelden (Humbert et al., 2009; Wallis De Vries, 1998). Ook het wegzuigen van plantenzaden en fauna-elementen is ecologisch nadelig.

Schijvenmaaiers in combinatie met opzuigsystemen hebben ecologische voordelen ten opzichte van klepelmaaiers met opzuigcombinatie omwille van de geringere verstoring en het minder krachtig opzuigstelsel. Het maaisel wordt immers door de twee in de tegenovergestelde richting draaiende schijven mechanisch naar het middengedeelte van de maaimachine gebracht. Hierdoor worden plantenzaden en ongewervelden gespaard (Zwaenepoel, 1998; Zwaenepoel & Cosyns, 1999).

De best werkbaar maaioogte is 5-10 cm (Zwaenepoel, 1998; Humbert et al., 2009). Te diep maaien zorgt voor ernstige schade aan de planten en de grondfauna. Tevens kan de vegetatie volledig worden vernield waardoor de vestiging en ontwikkeling van niet-gewenste pioniersoorten (bv. akkerdistel) wordt gestimuleerd.

Het maaibeheer dient jaar na jaar consequent te worden uitgevoerd met een correcte navolging van het maaitoestel, de -periode en -frequentie (Sykora et al., 2002). Zo kan een korte periode met het onvoldoende verwijderen van het maaisel de inspanning volledig teniet doen van vele jaren correct uitgevoerd ecologisch bermbeheer (Sykora et al., 1993).

7.3 Begrazingsbeheer

7.3.1 Extensieve begrazing

Het Kanaal Gent-Brugge ligt lokaal diep ingesneden in het landschap, vooral tussen Bellem- en Beernembrug. Hierdoor komen er relatief brede taluds voor. Het maaien van deze taluds is minder evident waardoor begrazing kan worden overwogen als beheermaatregel.

Als vorm van begrazing wordt een extensieve begrazing voorgesteld. Dit is een begrazing met lage veedichtheden zonder kunstmatige bemesting en zonder het gebruik van pesticiden. Ophogen of scheuren van het grasland en vervolgens herinzaaien hoort niet bij een extensief begrazingsbeheer.

7.3.2 Voorstellen begrazingsbeheer per bermtraject

Voorstellen voor extensieve begrazing worden per bermtraject aangegeven voor de bermen langs het Kanaal Gent-Brugge in tabel 6 en kaart 8. De beheervoorstellen sluiten aan bij vroegere voorstellen aangegeven in de ecologische gebiedsvisie voor het Kanaal Gent-Brugge (Van Kerckvoorde et al., 2005).

7.3.3 Aandachtspunten bij uitvoering van het begrazingsbeheer

Gezien de relatief beperkte oppervlakte van de kanaalbermen is seizoensbegrazing te verkiezen boven jaarrondbegrazing. Bij een seizoensbegrazing wordt de vegetatie enkel gedurende het groeiseizoen begraasd. Voor de meeste bermtrajecten wordt voorgesteld om pas te starten met begrazing rond half mei. Voor de bermtrajecten met waardevolle voorjaarssoorten (bv. ratelaar-soorten) is begrazing pas wenselijk vanaf half juni. De intensiteit van begrazing wordt best zodanig gekozen dat de vegetatie kort de winter ingaat.

Begrazing kan gebeuren via het afrasteren van een bermtraject. Door het afgerasterde bermtraject in verschillende compartimenten in te delen kan stootbegrazing in een rotatiesysteem worden toegepast. De vegetatie van een compartiment wordt via een korte, intense begrazing afgegeten waarna de dieren worden doorgeschoven naar een ander compartiment en dit tot de volledige berm is begraasd. De begrazing van de verschillende compartimenten kan 2 tot 3 keer per jaar gebeuren. Door de sterke sturing kan stootbegrazing worden aangewend als een omvormingbeheer om productieve vegetaties te onderdrukken (Bobbink & Willems, 2001; van Breukelen & van Til, 2005). Langs het Kanaal Gent-Brugge wordt momenteel stootbegrazing toegepast op de linkeroever tussen de monding van de Oude Vaart en Sint-Jorisbrug.

Voor de uitvoering van extensieve begrazing wordt meestal 1 grootvee-eenheid (GVE) per ha, 3 jonge runderen of 10-15 schapen aangegeven (Vanallemeersch & Zwaenepoel, 1996; Hazebroek & Sprangers, 2002). Een aanpassing van de dichtheden naargelang de voedselrijkdom van de te begrazen berm dient echter dikwijls proefondervindelijk te gebeuren.

Schapen en runderen vertonen een verschillende voedselvoorkeur en gedrag. Runderen hebben een voorkeur voor hoge, productieve vegetaties terwijl schapen eerder grazen op lage minder productieve graslanden (Rook et al., 2004; Grant et al., 1985). Schapen zijn selectievere grazers waarbij bv. knoppen, bloemen, jonge en levende scheuten worden geprefereerd (Rook et al., 2004; Grant et al., 1985).

Tabel 6. Voorstel van extensieve (seizoens)begrazing voor de bermen van het Kanaal Gent-Brugge.

grijs gemarkeerd = prioritaire bermtrajecten voor het toepassen van een begrazingsbeheer

geel gemarkeerd = bermtrajecten die momenteel niet worden begraasd waarbij het instellen van extensieve begrazing wenselijk is

Bermtraject	Talud en/of kruin	Details
<u>Rechteroever</u>		
Ringvaart - Durmen		Een begrazingsbeheer is niet wenselijk.
Durmen - Hansbekebrug	Talud waterzijde	Het volledig bermtraject wordt begraasd via landbouwers.
Hansbekebrug – Bellebrug	Talud waterzijde	Het bermtraject wordt grotendeels begraasd via landbouwers.
Bellebrug - café "den overzet"	Talud en kruin waterzijde	Een deel van het bermtraject wordt begraasd via landbouwers Een deel van het bermtraject wordt begraasd via Natuurpunt Het tussenliggend bermtraject kent geen begrazing. Het instellen van een begrazingsbeheer is hier wenselijk.
Café "den overzet" - Aalterbrug	Talud en kruin waterzijde	Het instellen van een begrazingsbeheer is wenselijk.
Aalterbrug - monding Oude Vaart	Talud en kruin waterzijde	Het bermtraject tussen 1300m stroomafwaarts Aalterbrug tot de monding van de Oude Vaart wordt begraasd via Natuurpunt. Het uitbreiden van het begrazingsbeheer richting Aalterbrug is wenselijk.
Monding Oude Vaart - Knesselarebrug	Talud en kruin waterzijde	Het volledig bermtraject wordt begraasd via Natuurpunt.
Knesselarebrug - Sint-Jorisbrug	Talud en kruin waterzijde	Het volledig bermtraject wordt begraasd via Natuurpunt.
Sint-Jorisbrug - Beernembrug	Talud en kruin waterzijde	Het instellen van een begrazingsbeheer is wenselijk.
Beernembrug - keersluis	Talud en kruin waterzijde	Een groot deel van dit bermtraject wordt begraasd via Natuurpunt.
Keersluis – Leiemeersen Noord (bermen van het traject aangelegd eind jaren '90)		Een begrazingsbeheer is niet wenselijk.

t.h.v. Leiemeersen Noord		Een begrazingsbeheer is niet wenselijk.
Leiemeersen Noord – Moerbruggebrug – Steenbruggebrug – Katelijnepoort		Een begrazingsbeheer is niet wenselijk.
<u>Linkeroever</u>		
Ringvaart - Bierstalbrug		Een begrazingsbeheer is niet wenselijk.
Bierstalbrug - Lovendegembrug		Een begrazingsbeheer is niet wenselijk.
Lovendegembrug - Durmenbrug		Een begrazingsbeheer is niet wenselijk.
Durmenbrug - Durmen		Een begrazingsbeheer is niet wenselijk.
Durmen - Hansbekebrug	Talud waterzijde	Het volledig bermtraject wordt begraasd via landbouwers.
Hansbekebrug – Bellebrug	Talud waterzijde	Een groot deel van dit bermtraject wordt begraasd via landbouwers.
Bellebrug - Durmelaan	Talud waterzijde	Het instellen van een begrazingsbeheer is wenselijk.
Durmelaan - Aalterbrug		Een begrazingsbeheer is niet wenselijk.
Aalterbrug - monding Oude Vaart	Talud en kruin waterzijde	Een groot deel van het bermtraject wordt begraasd via Natuurpunt.
Monding Oude Vaart – Knesselarebrug	Talud waterzijde	Het instellen van een begrazingsbeheer is wenselijk.
Knesselarebrug - Sint-Jorisbrug	Talud waterzijde	Het instellen van een begrazingsbeheer is wenselijk.
Sint-Jorisbrug – slibstort	Talud waterzijde	Tussen Sint-Jorisbrug en 200m stroomafwaarts Sint-Jorisbrug is een begrazingsbeheer wenselijk, bijvoorbeeld door één begrazingsblok in te richten met het traject tussen Knesselarebrug en Sint-Jorisbrug.
Bermen slibstort	Taluds	Het instellen van een begrazingsbeheer is wenselijk.
Monding Miseriebocht - Beernembrug	Talud waterzijde	Het instellen van een begrazingsbeheer is wenselijk.

Beernembrug - keersluis	Talud en kruin waterzijde Kruin landzijde	Voor de brede zone net stroomafwaarts Beernembrug en de bermen ter hoogte van de Fortsite is het instellen van een begrazingsbeheer wenselijk.
Keersluis – monding oude kanaalarm Gevaerts (bermen van het traject aangelegd eind jaren '90)		Een begrazingsbeheer is niet wenselijk.
Monding oude kanaalarm Gevaerts - Moerbruggebrug		Een begrazingsbeheer is niet wenselijk.
Moerbruggebrug – Steenbruggebrug		Een begrazingsbeheer is niet wenselijk.
Steenbruggebrug - Katelijnepoort		Een begrazingsbeheer is niet wenselijk.
<u>Oude kanaalarmen</u>		
Miseriebocht (LO en RO)	Talud waterzijde	Een groot deel van dit bermtraject wordt begraasd via Natuurpunt.
Gevaerts (LO en RO)		Een begrazingsbeheer is niet wenselijk.

Bermzones met een productieve vegetatie kunnen moeilijk worden kort gehouden door schapen. Ervaringen met schapenbegrazing op productieve dijken van de Schelde leert dat, bij het inscharen van de schapen in juni, de uitgebloeide stengels vooral worden vertrappeld en niet meer gegeten worden. Dit bevordert strooiselvorming en verruiging van de vegetatie met dominantie van competitieve soorten (bv. grote brandnetel, distels; mondelinge mededeling Bart Vandevoorde). Mogelijk kan dit worden verholpen door stootbegrazing in een rotatiesysteem aan te wenden en door aandacht te besteden aan de densiteit van de begrazers en de rassenkeuze. Begrazing met schapen vergt dan ook dikwijls meer inzet en sturing dan begrazing met runderen.

Wanneer begrazing van een bermtraject met derden wordt ingesteld kan gewerkt worden met gebruiksovereenkomsten waarbij voorwaarden voor de uitvoering van het begrazingsbeheer worden geformuleerd:

- er mogen geen herbiciden worden gebruikt op de berm;
- de bermvegetatie mag niet worden gescheurd of de berm mag niet worden geploegd of opgehoogd;
- de berm mag geen enkele vorm van kunstmatige bemesting kennen, dus ook het bijvoederen van de begrazers is niet wenselijk;
- afhankelijk van de vegetatie wordt begrazing pas gestart vanaf half mei tot half juni.
- de veedichtheden zijn laag met als richtlijn 1 grootvee-eenheid, 3 jonge runderen of 10-15 schapen per ha en per jaar.

Referenties

- Ameloot E., Hermy M. & Verheyen K. (2006). Rhinanthus: An effective tool in reducing biomass of road verges? An experiment along two motorways. *Belgian Journal of Botany* 139: 173-187.
- Asplund T.R. & Cook C.M. (1997). Effects of motor boats on submerged aquatic macrophytes. *Lake and Reservoir Management* 13: 1-12.
- Auestad I., Rydgren K. & Austad I. (2011). Road verges: potential refuges for declining grassland species despite remnant vegetation dynamics. *Annales Botanici Fennici* 48: 289-303.
- Bekker G.J. & De Vries J.G. (1992). Insekten in relatie tot faunagericht bermbeheer. In: Jansen G.W. Insektenvriendelijk beheer van wegbermen. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat, Dienst Weg- en Waterbouwkunde (DWW), 129 p.
- Bobbink R. & Willems J. H. (2001). OBN Preadvies Kalkgraslanden. Expertisecentrum LNV, Wageningen, 47 p.
- Boedeltje G., Smolders A.J.P., Roelofs J.G.M. & Van Groenendael J.M. (2001). Constructed shallow zones along navigation canals: vegetation establishment and change in relation to environmental characteristics. *Aquatic Conservation* 11: 453-471.
- Boedeltje G., Smolders A., Tukker W. & de Groot M. (2003). Beperkingen en kansen voor waterplanten in natuurvriendelijke oevers langs scheepvaartkanalen. *H2O* 1: 24-26.
- Boedeltje G., Smolders A.J.R., Lamers L.P.M. & Roelofs J.G.M. (2005). Interactions between sediment propagule banks and sediment nutrient fluxes explain floating plant dominance in stagnant shallow waters. *Archiv fur Hydrobiologie* 162: 349-362.
- Boeters R., Havinga H., Litjens G. & Verheij H.J. (1997). Ten years of experience in combining ecology and navigation on Dutch waterways. Paper presented at the 29th International Navigation Congress, Permanent International Association of Navigation Congresses.
- Coops H., Boeters R. & Smit H. (1991). Direct and indirect effects of wave attack on helophytes. *Aquatic Botany* 41: 333-352.
- CUR (2003). Natuurvriendelijke oevers: oeversbeschermingsmaterialen, Civieltechnisch Centrum Uitvoering Research en Regelgeving, publicatie 202, Gouda.
- De Roo S., Vanhaute L. & Troch P. (2012). How ship wave action influences the sediment budget of a nature friendly bank protection in a confined, non-tidal waterway. *European Geosciences Union, General Assembly 2012-10453, Geophysical Research Abstracts* 14.
- Demeulenaere E., Schollen K., Vandomme V., T'Jollyn F., Hendrickx F., Maelfait J.P. & Hoffmann M. (2002). Een hiërarchisch monitoringssyteem voor beheersevaluatie van natuurreservaten in Vlaanderen. Rapport van het Instituut voor Natuurbehoud 2002.09, 141 p.
- Diekmann M. (2003). Species indicator values as an important tool in applied plant ecology – a review. *Basic and Applied Ecology* 4: 493-506.
- Duijn P. (1994). Meten van oevervegetaties. Een onderzoek naar het meten van oevervegetaties langs smalle oevers van rijkswateren ten behoeve van het evalueren van natuurvriendelijke oevers. Dienst Weg- en Waterkunde, W-DWW-93-728, 61 p.

- Ellenberg H., Weber H.E., Düll R., Wirth V., Werner W. & Paulissen D. (1992). Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* 18: 1-248.
- Grant S.A., Suckling D.E., Smith H.K., Torvell L., Forbes T.D.A. & Hodgson J. (1985). Comparative studies of diet selection by sheep and cattle: the hill grasslands. *The Journal of Ecology* 73(3): 987-1004.
- Grime J.P. (2001). *Plant strategies, vegetation processes, and ecosystem properties*. Wiley, Chichester, 417 p.
- Hansson M. & Fogelfors H. (2000). Management of a semi-natural grassland; results from a 15-year-old experiment in southern Sweden. *Journal of Vegetation Science* 11: 31-38.
- Hazebroek E. & Sprangers J.T.C.M. (2002). *Richtlijnen voor dijkgraslandbeheer*. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 469, 52 p.
- Hill M.O. & Carey P.D. (1997). Prediction of yield in the Rothamsted Park Grass Experiment by Ellenberg indicator values. *Journal of Vegetation Science* 8: 579-586.
- Hill M.O., Mountford J.O., Roy D.B. & Bunce R.G.H. (1999). Ellenberg's indicator values for British plants. *ECOFAC Volume 2 Technical Annex*. Huntingdon, Institute of Terrestrial Ecology, 46 p.
- Hodgson J.G., Grime J.P., Hunt R. & Thompson K. (1995). *The electronic comparative plant ecology*. Chapman & Hall, London.
- Honnay O., Butaye J., Adriaens D. & De Hert K. (2004). De kalkgraslanden van de Viroinvalllei: plantengemeenschappen en de invloed van beheer en habitatversnippering. *Natuur.focus* 3: 135-141.
- Hooimeijer R.H. (1997). *Sedimentatie in Natte Stroken*, Technische Universiteit Delft, Faculteit der civiele Techniek, Vakgroep Waterbouwkunde, Delft.
- Huhta A., Rautio P., Tuomi J. & Laine K. (2001). Restorative mowing on an abandoned semi-natural meadow : short-term and predicted long-term effects. *Journal of vegetation science* 12: 677-686.
- Humbert J-Y, Ghazoul J. & Walter T. (2009). Meadow harvesting techniques and their impact on field fauna. *Agriculture, ecosystems and environment* 130: 1-8.
- 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.
- Jantunen J., Saarinen K., Valtonen A. & Saarnio S. (2006). Grassland vegetation along roads differing in size and traffic density. *Annales Botanici Fennici* 43: 107-117.
- Leo F. A. & Spijker J.H. (1994). *Groenwerk: praktijkboek voor bos, natuur en stedelijk groen*. Misset: Doetinchem. ISBN 90-801112-1-X, 692 p.
- Leyssen A., Adriaens P., Denys L., Packet J., Schneiders A., Van Looy K. & Vanhecke L. (2005). Toepassing van verschillende biologische beoordelingssystemen op Vlaamse potentiële interkalibatielocaties overeenkomstig de Europese Kaderrichtlijn Water - Partim "Macrofyten". In opdracht van VMM. Rapport van het Instituut voor Natuurbehoud IN.R.2005.05, 178 p.
- LNE. (2011). *Leidraad natuurtechniek. Ecologisch bermbeheer*. Vlaamse overheid, dienst Natuurtechnische Milieubouw (NTMB), 58 p.

- Londo G. (1975). De decimale schaal voor vegetatiekundige opnamen van permanenten kwadraten. *Gorteria* 7: 101-106.
- Moog D., Hahmen S. & Poschlod P. (2005). Application of CSR- and LHS-strategies for the distinction of differently managed grasslands. *Basic and Applied Ecology* 6: 133-143.
- Murphy K., Willby N.J. & Eaton J.W. (1995). Ecological impacts and management of boat traffic on navigable inland waterways. In: Harper D.M. and Ferguson A.J.D. (eds.), *The Ecological Basis for River Management*, John Wiley & Sons, Chichester, 427-442.
- Noorddijk J., Delille K., Schaffers A.P. & Sykora K.V. (2009). Optimizing grassland management for flower-visiting insects in roadside verges. *Biological conservation* 142: 2097-2103.
- Parr T.W. & Way J.M. (1988). Management of roadside vegetation: the long term effects of cutting. *Journal of Applied Ecology* 25: 1073-1087.
- Pykälä J. (2005). Plant species responses to cattle grazing in mesic semi-natural grassland. *Agriculture, ecosystems and environment* 108: 109-117.
- Rook A.J., Dumont B., Isselstein J., Osoro K., WallisDeVries M.F., Parente G. & Mills J. (2004). Matching type of livestock to desired biodiversity outcomes in pastures – a review. *Biological Conservation* 119: 137-150.
- Runhaar J., Van Landuyt W., Groen C.L.G., Weeda E.J. & Verloove F. (2004). Herziening van de indeling in ecologische soortengroepen voor Nederland en Vlaanderen. *Gorteria* 30: 12-20.
- Schaffers A.P., Vesseur M.C. & Sykora K.V. (1998). Effects of delayed hay removal on the nutrient balance of roadside plant communities. *Journal of Applied Ecology* 35: 349-364.
- Schaffers A.P. (2002). Soil, biomass, and management of semi-natural vegetation. Part II. Factors controlling species diversity. *Plant Ecology* 158: 247-268.
- Schaffers A.P. & Sykora K.V. (2000). Reliability of Ellenberg indicator values for moisture, nitrogen and soil reaction: a comparison with field measurements. *Journal of Vegetation Science* 11: 225-244.
- Shannon C.E. (1948). A mathematical theory of communication. *Bell System Technical Journal* 27: 379-423.
- Söhngen B., Koop J., Knight S., Rythönen J., Beckwith P., Ferrari N., Iribarren J., Kevin T., Wolter C. & Maynard S. (2008). Considerations to reduce environmental impacts of vessels. Report of PIANC INCOM Working Group 27, Part I, PIANC Report Series.
- Sykora K.V., De Nijs L.J. & Pelsma T.A.H.M. (1993). *Plantengemeenschappen van Nederlandse wegbermen*. Stichting Uitgeverij van de Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht, 280 p.
- Sykora K.V., Kalwij J.M. & Keizer P.J. (2002). Phytosociological and floristic evaluation of a 15-year ecological management of roadside verges in the Netherlands. *Preslia* 74: 421-436.
- Vanallemeersch R. & Zwaenepoel A. (1996). *Beheer van kanaalbermen in functie van hun natuurwaarden met studie van de afvoer en verwerking: een case-studie langs het kanaal Gent-Brugge*. Universiteit Gent in opdracht van AMINAL afdeling Natuur.
- van Breukelen L. & van Til M. (2005). *Evaluatie begrazing in de Amsterdamse Waterleidingduinen*. Waternet, Amsterdam, 66 p.

Van de Haterd R.J.W., van den Hengel B. & Keizer P.J. (2009). Lange termijn effecten van maaibeheer in bermen. *De Levende Natuur* 110 (2): 88-94.

Van Kerckvoorde A. (2010). Ecologische opvolging van bermen, plasbermen en restgronden langs het kanaal Gent-Brugge (2005-2009). Resultaten, discussie en beheervoorstellen. Intern rapport van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.IR.2010.17.

Van Kerckvoorde A. (2011a). A3-kaarten van de bermen van het Kanaal Gent-Brugge met aanduiding van (1) het voorgesteld maaischema, opgesplitst per maaibeurt; (2) het begrazingsbeheer via TPG en (3) het beheer via Natuurpunt. Nota van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.

Van Kerckvoorde A. (2011b). Voorstel van beheerplan voor houtige vegetaties langs het Kanaal Gent-Brugge: gedeelte tussen Bellebrug en Sint-Jorisbrug. Intern rapport van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.IR.2011.12.

Van Kerckvoorde A. & Declerck K. (2006a). Ecologische monitoring van de bermen van het kanaal Gent-Brugge en aanpalende W&Z-restgronden: voorstel voor gegevensverwerking en resultaten veldgegevens 2005. Intern rapport van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.IR.2006.10, 74 p.

Van Kerckvoorde A. & Declerck K. (2006b). Ecologische opvolging van de bermen en oevers van het kanaal Gent-Brugge en het Leopoldkanaal: voorstel van gegevensverzameling en ontwerp opvolgingsplan. Intern rapport van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.IR.2006.14, 43 p.

Van Kerckvoorde & Dhaluin P. (2013). Ecologische opvolging van de bermen en aanliggende W&Z-gebieden langs het Afleidingskanaal van de Leie. 1^{ste} inventarisatie: resultaten veldwerk 2012. Rapport van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2013.763172, 72 p.

Van Kerckvoorde A., Martens L. & Declerck K. (2005). Verkennende ecologische gebiedsvisie voor het kanaal Gent-Brugge en omgeving. Rapport van het Instituut voor Natuurbehoud, IN.R.2005.09, 337 pp.

Van Kerckvoorde A., Vandevoorde B., Raman M., De Geest L., Vervaeke K., Willems K., De Haeck A., Pieters M., Dhaluin P. & Terrie T. (2015). Typologie en standplaatsonderzoek van berm- en dijkvegetaties langs enkele W&Z-waterlopen. Rapport van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2015.7255881, 59 p.

Van Landuyt W., Hoste I., Vanhecke L., Van den Bremt P., Vercruyssen W & De Beer D. (2006). Atlas van de Flora van Vlaanderen en het Brussels Hoofdstedelijk Gewest. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Nationale Plantentuin van België en Flo.Wer vzw, 1007 p.

Wahlman H. & Milberg P. (2002). Management of semi-natural grassland vegetation: evaluation of a long-term experiment in southern Sweden. *Annales Botanici Fennici* 39: 159-166.

Wallis De Vries M.F. (1998). Effecten van het maai-zuigstelsel op de overleving van rupsen in wegbermen. Rapportnummer VS 98.14, De Vlinderstichting, Wageningen, 27 p.

Weber A., Lautenbach S. & Wolter C. (2012). Improvement of aquatic vegetation in urban waterways using protected artificial shallows. *Ecological Engineering* 42: 160-167.

Zwaenepoel A. (1993). Beheer en typologie van wegbermvegetaties in Vlaanderen. Ongepubliceerde doctoraatverhandeling, RUG, 1150 pp.

Zwaenepoel A. (1998). Werk aan de berm! Handboek botanisch bermbeheer. Stichting Leefmilieu vzw/Kredietbank i.s.m. AMINAL afdeling Natuur, Brussel, 295 p.

Zwaenepoel A. & Cosyns E. (1999). Wegberminventarisatie Knokke-Heist. Westvlaamse Intercommunale voor Technisch Advies en Bijstand voor de Ruimtelijke Ordening (Witab).

Bijlage 1: Betekenis van de Ellenberg-indicatorgetallen (Ellenberg et al., 1992)

Ellenberg-indicatorgetal voor nutriënten 1 = zeer nutriëntenarme bodems 2 = zeer nutriëntenarme bodems / nutriëntenarme bodems 3 = nutriëntenarme bodems 4 = nutriëntenarme bodems / matig nutriëntenrijke bodems 5 = matig nutriëntenrijke bodems 6 = matig nutriëntenrijke bodems / nutriëntenrijke bodems 7 = nutriëntenrijke bodems 8 = uitgesproken nutriëntenrijke bodems 9 = zeer uitgesproken nutriëntenrijke bodems X = indifferent ? = onbekend volgens Ellenberg Ellenberg-indicatorgetal voor zuurgraad 1 = sterk zure bodems 2 = sterk zure bodems / zure bodems 3 = zure bodems 4 = zure bodems / zwak zure bodems 5 = zwak zure bodems 6 = zwak zure tot zwak basische bodems 7 = zwak zure tot zwak basische bodems 8 = basische bodems; meestal op kalk 9 = sterk basische of kalkrijke bodems X = indifferent ? = onbekend volgens Ellenberg Ellenberg-indicatorgetal voor vocht 1 = extreme droogte-indicator 2 = extreme droogte-indicator / droogte-indicator 3 = droogte-indicator 4 = droogte-indicator / droogte / vocht- indicator 5 = droogte / vocht-indicator 6 = droogte/vocht-indicator / vocht- indicator 7 = vocht-indicator 8 = vocht-indicator / nat-indicator 9 = nat-indicator 10 = waterplant, kenmerkend voor tijdelijk droogvallen 11 = waterplant, bladeren in contact met de lucht 12 = onderwaterplant X = indifferent * = indicator voor wisselende grondwaterstand = = inundatie indicator ? = onbekend volgens Ellenberg Ellenberg-indicatorgetal voor licht 1 = volle schaduwplant 2 = volle schaduwplant / schaduwplant 3 = schaduwplant 4 = schaduwplant / half-schaduwplant 5 = half-schaduwplant 6 = half-schaduwplant / half-lichtplant 7 = half-lichtplant 8 = lichtplant 9 = volle lichtplant X = indifferent ? = onbekend volgens Ellenberg	Ellenberg-indicatorgetal voor maaigevoeligheid 1 = volledig maai-intolerant 2 = maai-intolerant/maaigevoelig 3 = maaigevoelig 4 = maaigevoelig /matig tolerant 5 = matig maaitolerant 6 = matig/redelijk maaitolerant 7 = redelijk maaitolerant 8 = redelijk/volledig maaitolerant 9 = volledig maaitolerant Ellenberg-indicatorgetal voor temperatuur 1 = koude-plant 2 = koude-plant / koele gebieden 3 = plant van koele gebieden 4 = plant van koele gebieden / matig warme gebieden 5 = plant van matig warme gebieden 6 = plant van matig warme gebieden / warme gebieden 7 = plant van warme gebieden 8 = plant van warme gebieden / extreem warme gebieden 9 = plant van extreem warme gebieden X = indifferent ? = onbekend volgens Ellenberg
--	--

Bijlage 2. Richtcijfers voor vegetatievariabelen bij ecologisch gewenste en ecologisch minder-gewenste bermvegetaties

Richtcijfers voor vegetatievariabelen bij ecologisch gewenste en minder-gewenste bermvegetaties zijn afgeleid door een globale analyse van bermvegetatieopnames uit recente INBO-projecten (Van Kerckvoorde et al., 2015).

Dataset

Tabel 1 toont een oplistings van recente INBO-projecten met vegetatie-opnames van bermen en dijken die werden gebundeld en verwerkt. In totaal bestaat de dataset uit 542 vegetatie-opnames.

Tabel 1. Data aangewend bij de globale analyse.

project	jaar van vegetatie-opnames	aantal PQ's
Dijkonderzoek Zeeschelde en Durme	2009	219
Ecologische opvolging bermvegetatie Kanaal Gent-Brugge	2009	125
Ecologische opvolging bermvegetatie Leopoldkanaal	2011	90
Ecologische opvolging bermvegetatie IJzerdistrict	2010	48
Ecologische opvolging bermvegetatie Leie	2010	60

Verwerking

Het vereenvoudigd resultaat van een TWINSpan (waarbij 2 uitbijters werden verwijderd) is aangegeven in tabel 2. De ecologisch relevante groepen die worden afgebakend omvatten:

- groep *00: brem - schapenzuring groep,
- groep *010: duizendblad - knoopkruid groep,
- groep * 011: glanshaver - fluitenkruid groep,
- groep *10: grote brandnetel - glanshaver groep,
- groep *11: grote brandnetel groep.

Figuur 1 toont box-plots van het aantal soorten, de Shannon-Wiener diversiteitindex, het Ellenberggetal voor stikstof, het S-aandeel en de bedekking van typische graslandsoorten in de ecologisch relevante groepen.

Evaluatiecriteria

De duizendblad - knoopkruid groep (*010) wordt naar voor geschoven als een ecologisch gewenst vegetatietype in het kader van een soortenrijke graslandvegetatie en kan gelden als streefdoel voor bermvegetaties. De richtcijfers voor een ecologisch waardevolle bermvegetatie zijn afgeleid uit de kwartielwaarden van de groep *010:

- Shannon-Wiener diversiteitindex > 2,2;
- Ellenberggetal voor stikstof < 5,7;
- S-aandeel > 20%;
- Bedekking typische graslandsoorten > 40%.

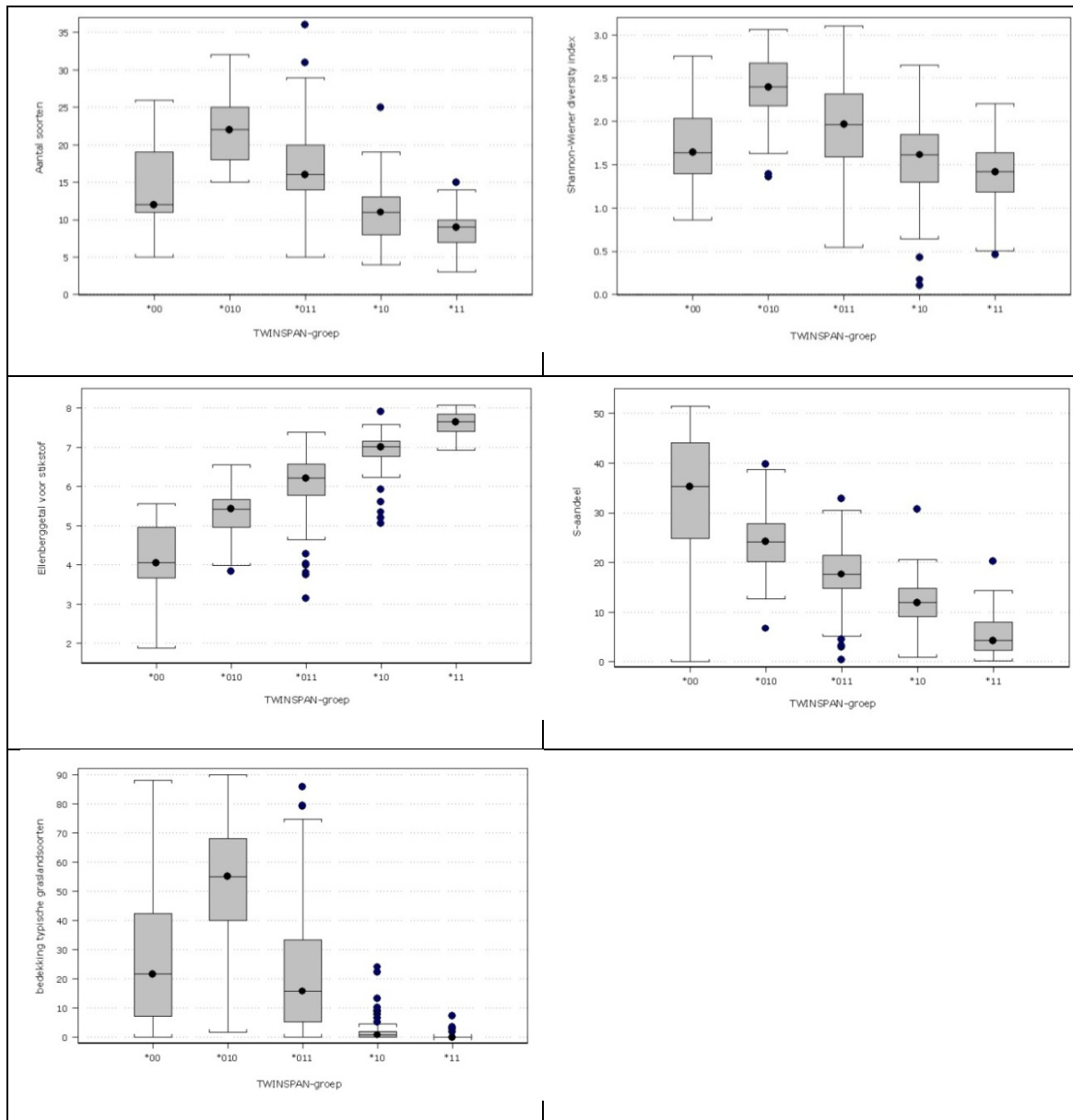
De brandnetel groepen (*10 en *11) worden beschouwd als ecologisch minder-gewenst. Uit de kwartielwaarden van de groep kunnen volgende richtcijfers worden afgeleid:

- < 13 taxa;
- Shannon-Wiener diversiteitindex < 1,8;
- Ellenberggetal voor stikstof > 6,8;
- S-aandeel < 15%;
- Bedekking typische graslandsoorten < 2%.

Tabel 2. Het vereenvoudigd resultaat van de TWINSpan

groep*0 (N=363) indicatorsoorten: rood zwenkgras, duizendblad, scherpe boterbloem, witte klaver, gestreepte witbol, smalle weegbree, gewone hoornbloem, smalle wikke, zachte dravik preferentiële soorten: knooppkruid, rode klaver, heermoes, ringelwikke, Engels raaigras, kruipende boterbloem, paardenbloem, peen, veldbeemdgras, veldzuring, kleine klaver		groep *1 (N=177) indicatorsoorten: grote brandnetel, kleeftkruid preferentiële soorten: witte dovenetel, smeewortel, ruw beemdgras	
groep*00 (N=21) indicatorsoorten: brem, Sint-Janskruid, schapenzuring, braam preferentiële soorten: reukgras, gewone rolklaver, gewone veldbies, ruige zegge, akkerhoornbloem	groep*01 (N=342) indicatorsoorten: kropaar, ruw beemdgras, paardenbloem, gewone glanshaver, zachte dravik, smalle wikke, kruipende boterbloem, fluitenkruid, gewone hoornbloem, kweek preferentiële soorten: ijle dravik, slipbladige ooievaarsbek, Engels raaigras, veldbeemdgras, scherpe boterbloem, smeewortel, ringelwikke, smalle wikke	groep *10 (N=106) Indicatorsoorten: glanshaver, gestreepte witbol, kropaar, kweek, akkerdistel, fluitenkruid, rood zwenkgras, smalle wikke, braam	groep*11 (N=71) Indicatorsoorten: grote brandnetel, kleeftkruid, smeewortel, haagwinde, hondsdraf
	groep*010 (N=108) indicatorsoorten: smalle weegbree, duizendblad, knooppkruid, margriet, peen, paardenbloem, rood zwenkgras, witte klaver, rode klaver, kleine klaver preferentiële soorten: reukgras, gewoon biggenkruid, goudhaver, vijfvingerkruid, hopklaver, jacobskruid	groep*011 (N=234) indicatorsoorten: glanshaver, ruw beemdgras, fluitenkruid preferentiële soorten: ijle dravik, akkerdistel, gewone berenklaauw, grote brandnetel, kweek, kropaar	

Figuur 1. Het aantal soorten, de Shannon-Wiener diversiteitindex, het Ellenberggetal voor stikstof, het S-aandeel en de bedekking van typische graslandsoorten in enkele TWINSPAN-groepen.



Kaartbijlage

Kaart 1. De Shannon-Wiener diversiteitsindex in vegetatie-opnames langs het Kanaal Gent-Brugge.

Kaart 2. De bedekking van Rode-Lijst soorten in vegetatie-opnames langs het Kanaal Gent-Brugge.

Kaart 3. De struikbedekking in vegetatie-opnames langs het Kanaal Gent-Brugge.

Kaart 4. Het Ellenberggetal voor nutriënten in vegetatie-opnames langs het Kanaal Gent-Brugge.

Kaart 5. De bedekking van typische graslandsoorten in vegetatie-opnames langs het Kanaal Gent-Brugge.

Kaart 6. Het stresstolerant aandeel in vegetatie-opnames langs het Kanaal Gent-Brugge.

Kaart 7. Voorstel van maairegime en –periode voor de bermen van het Kanaal Gent-Brugge.

Kaart 8. Voorstel van extensieve (seizoens)begrazing voor de bermen van het Kanaal Gent-Brugge.

Kaart 1. De Shannon-Wiener diversiteitsindex in vegetatie-opnames langs het Kanaal Gent-Brugge.

schapenzuring

S voorkomen van schapenzuring in 2013

beheer PQ's

- maaien via W&Z
- △ begrazing via TPG
- ▽ begrazing of maaien via Natuurpunt
- ◡ niets

Shannon-Wiener diversiteitsindex
van de opnames in 2013

- > 2,2
- 1,8 - 2,2
- < 1,8

verschil van diversiteitsindices

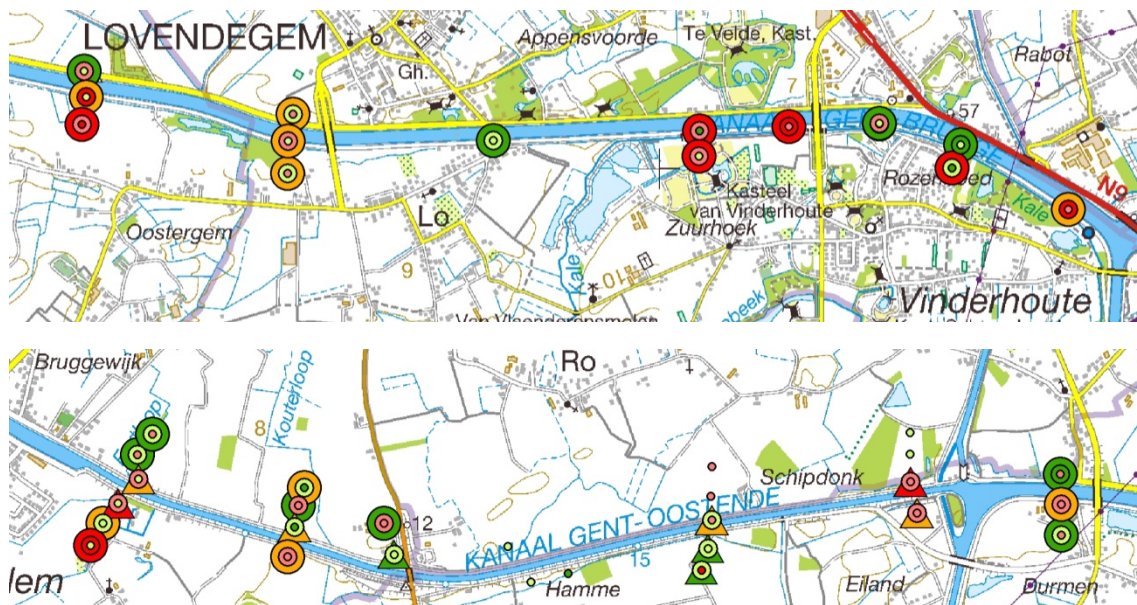
waarde 2013 - waarde 2005

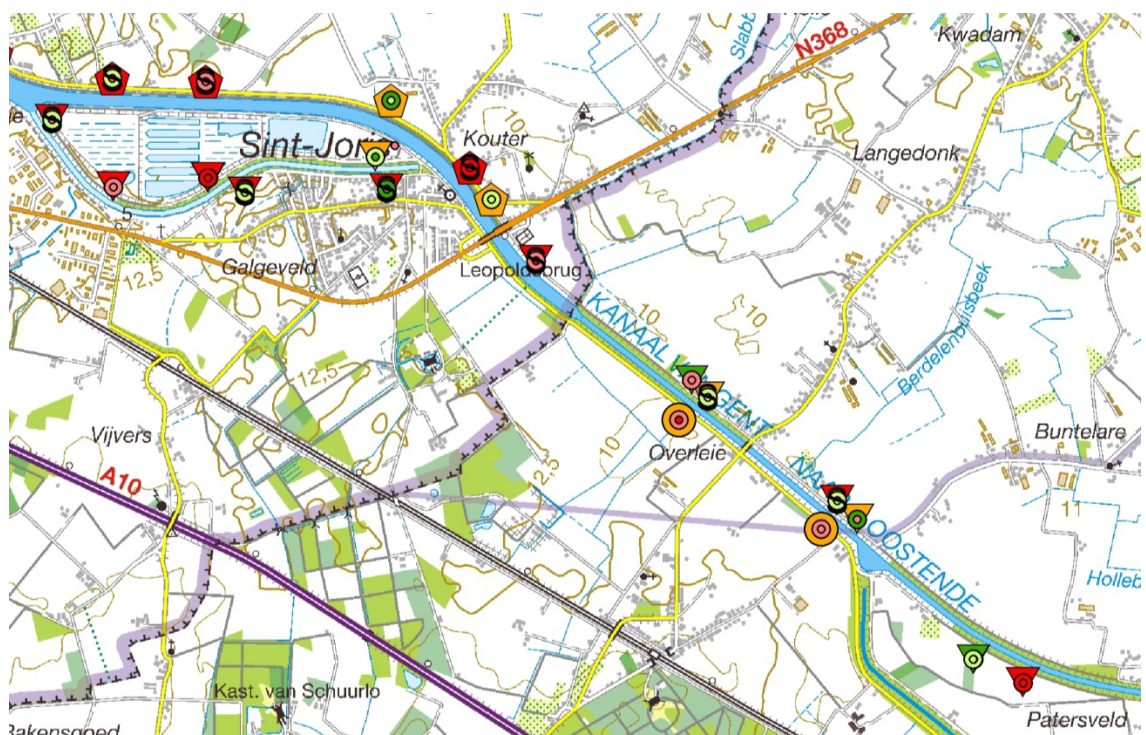
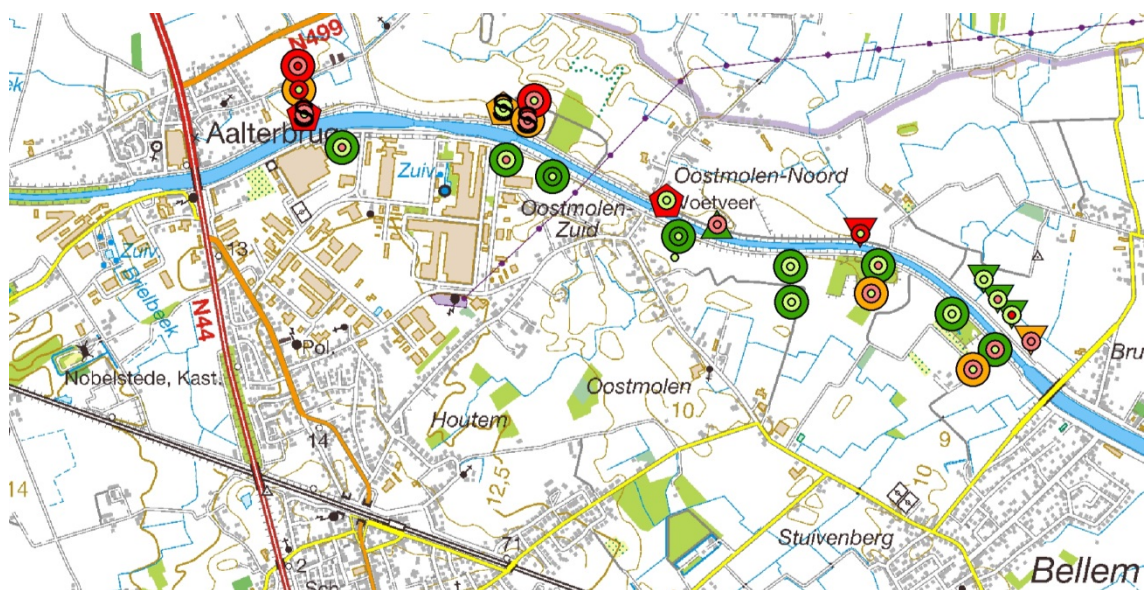
- > 0,5
- 0,5 - 0,0
- 0,0 - -0,5
- < -0,5

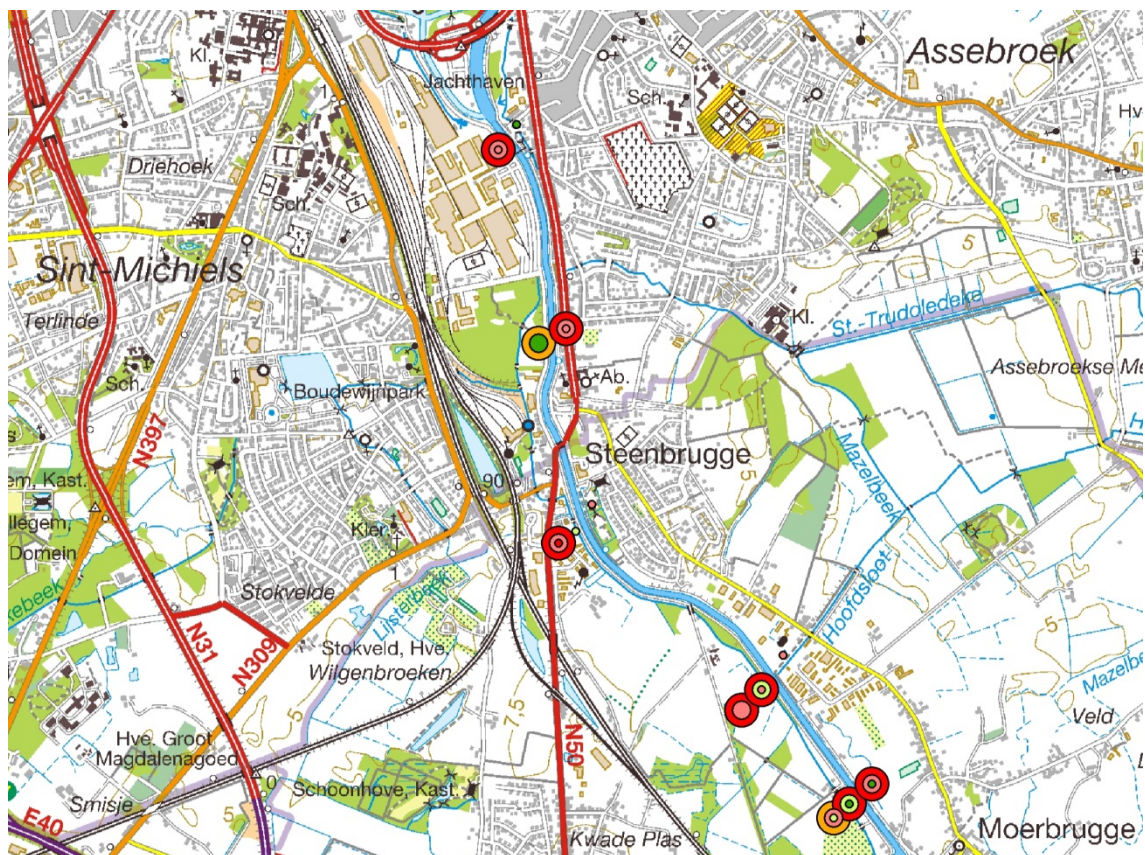
waarde 2009 - waarde 2005

- > 0,5
- 0,5 - 0,0
- 0,0 - -0,5
- < -0,5

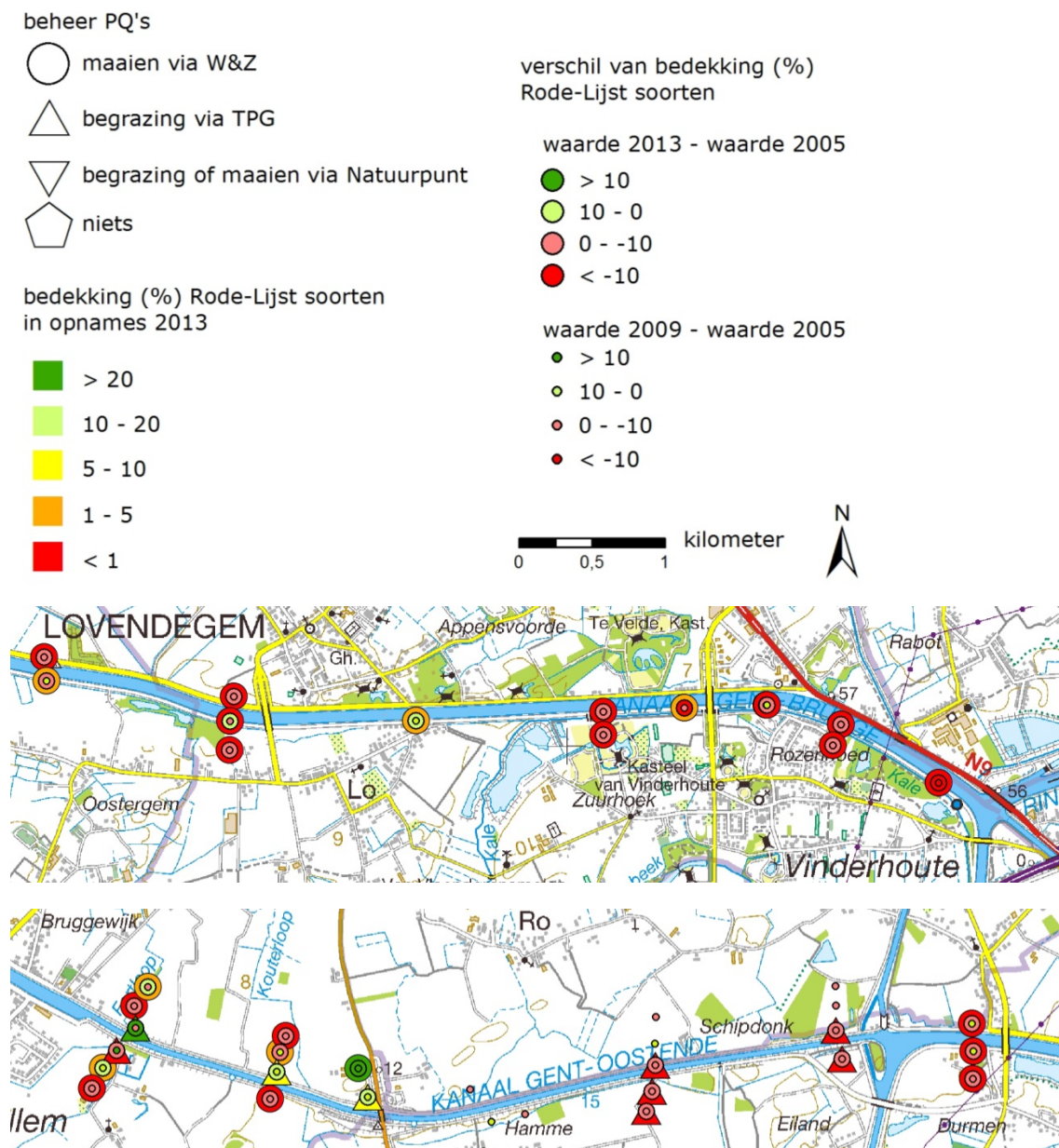
0 0,5 1 kilometer

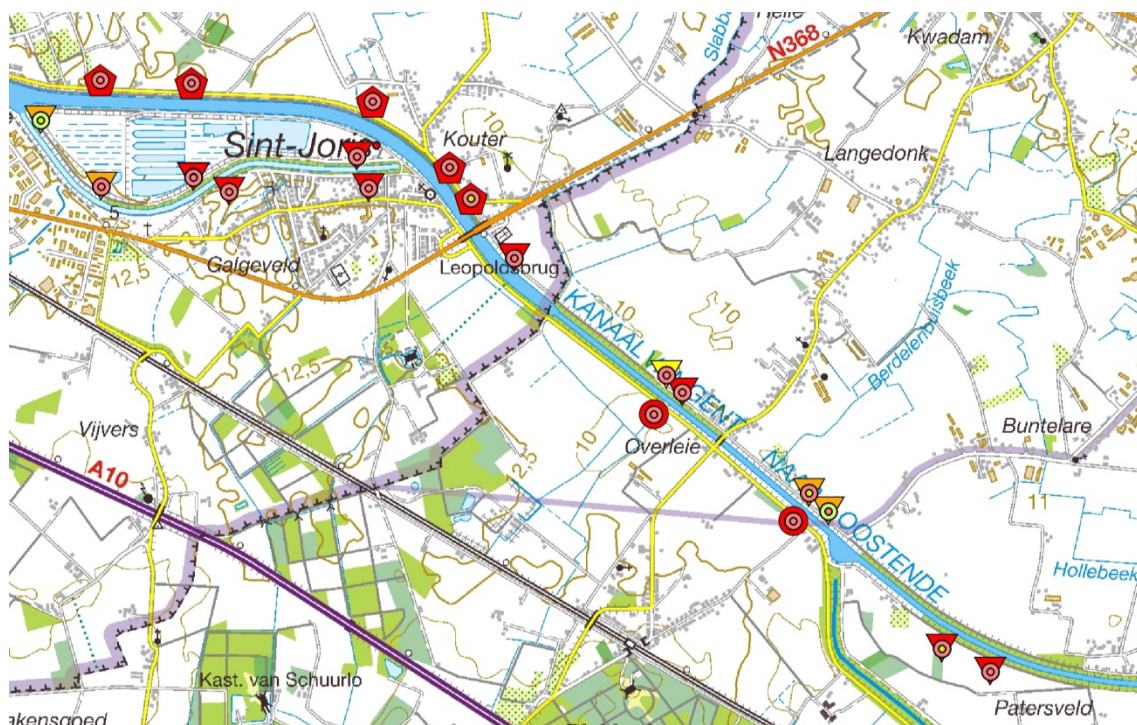


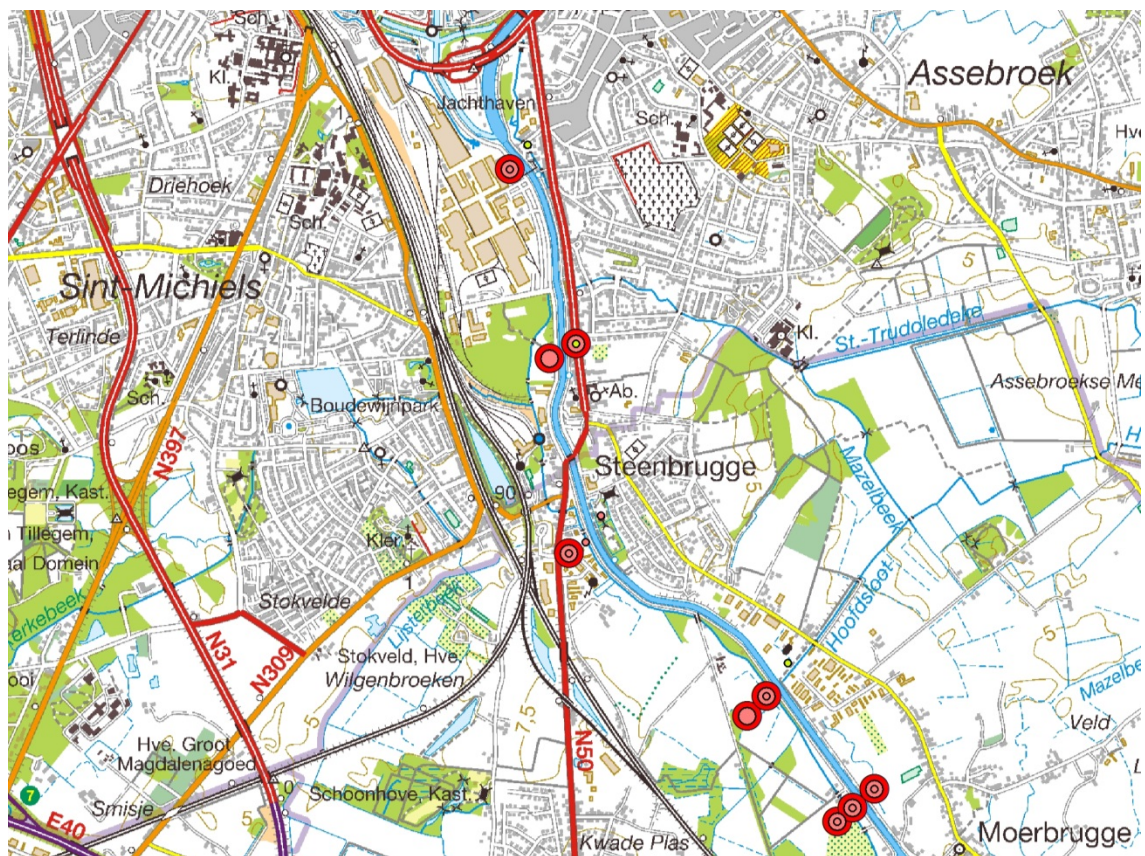
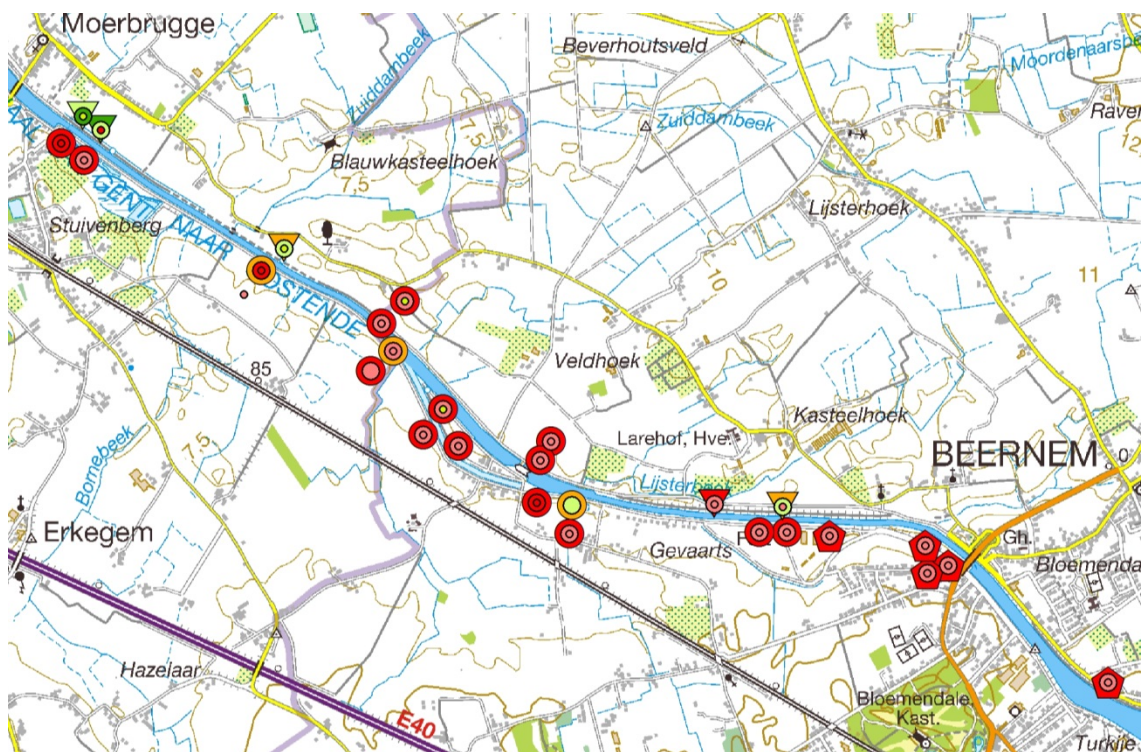




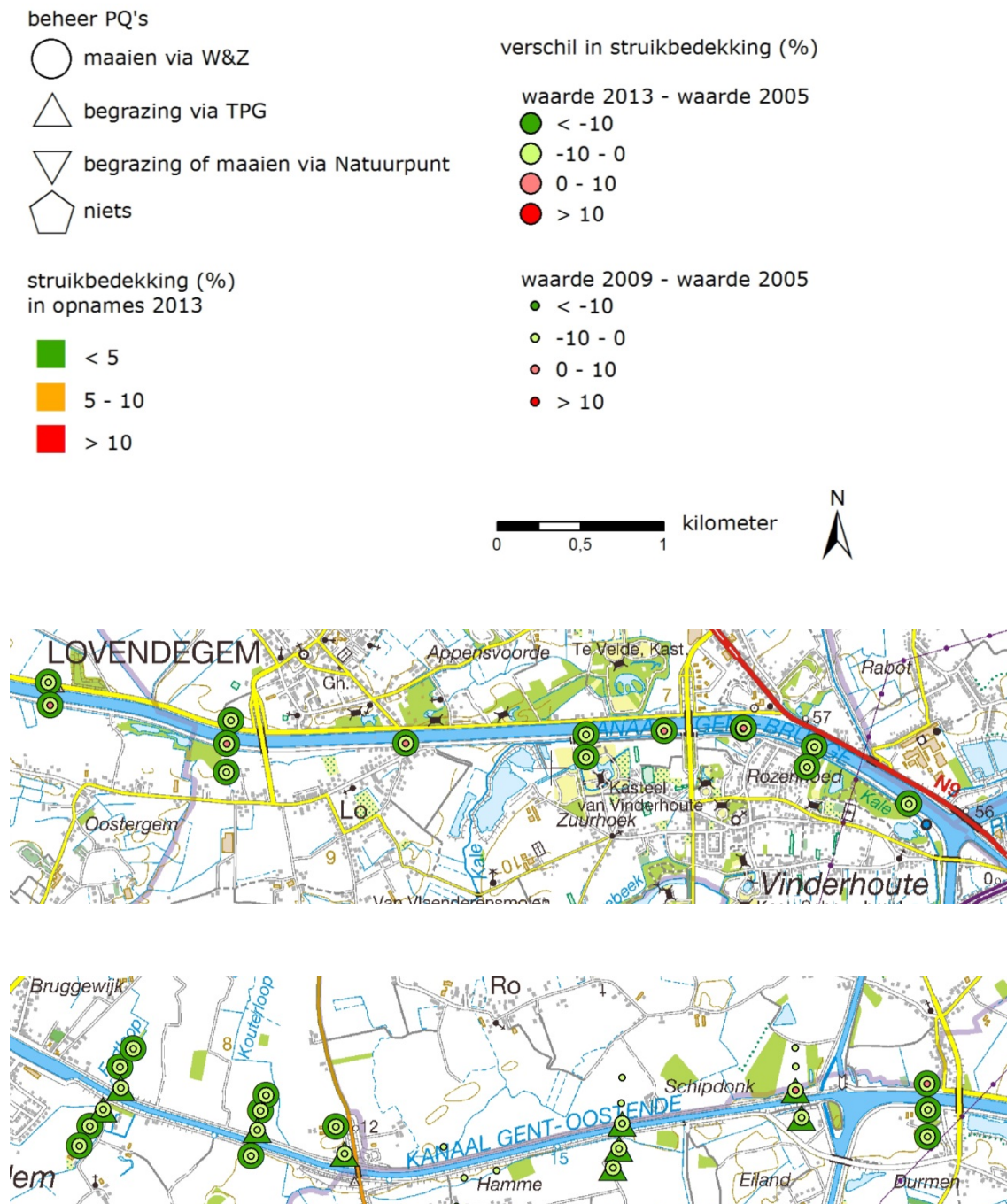
Kaart 2. De bedekking van Rode-Lijst soorten in vegetatie-opnames langs het Kanaal Gent-Brugge.

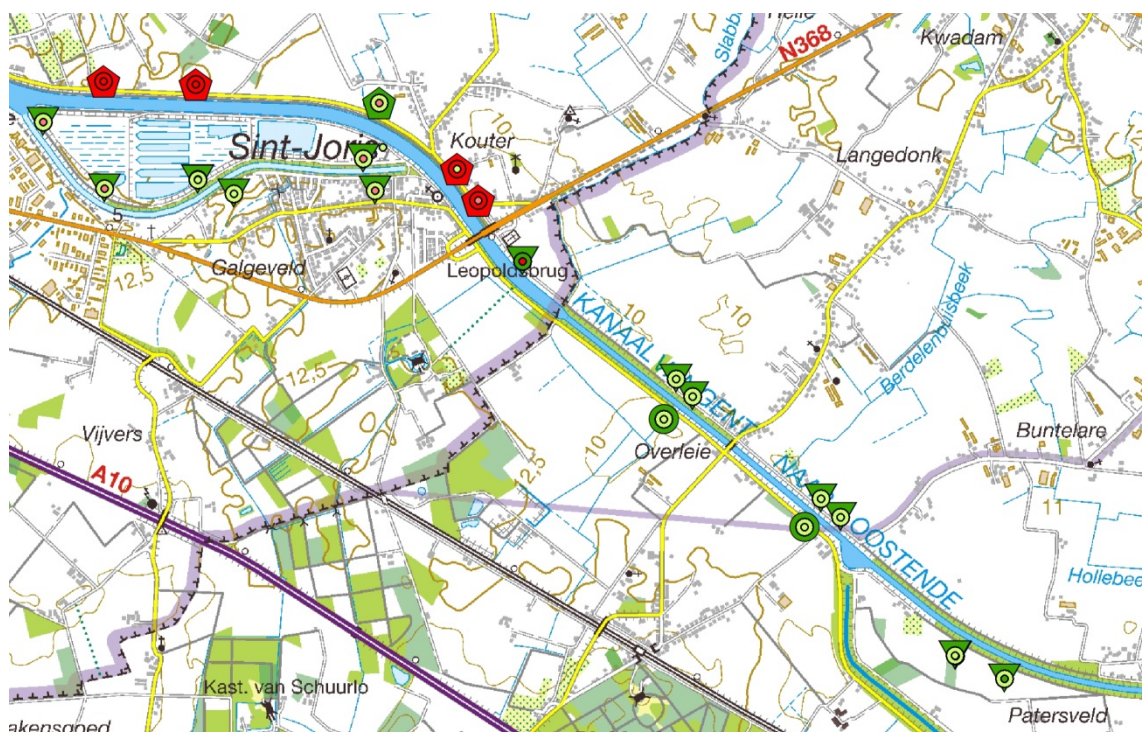


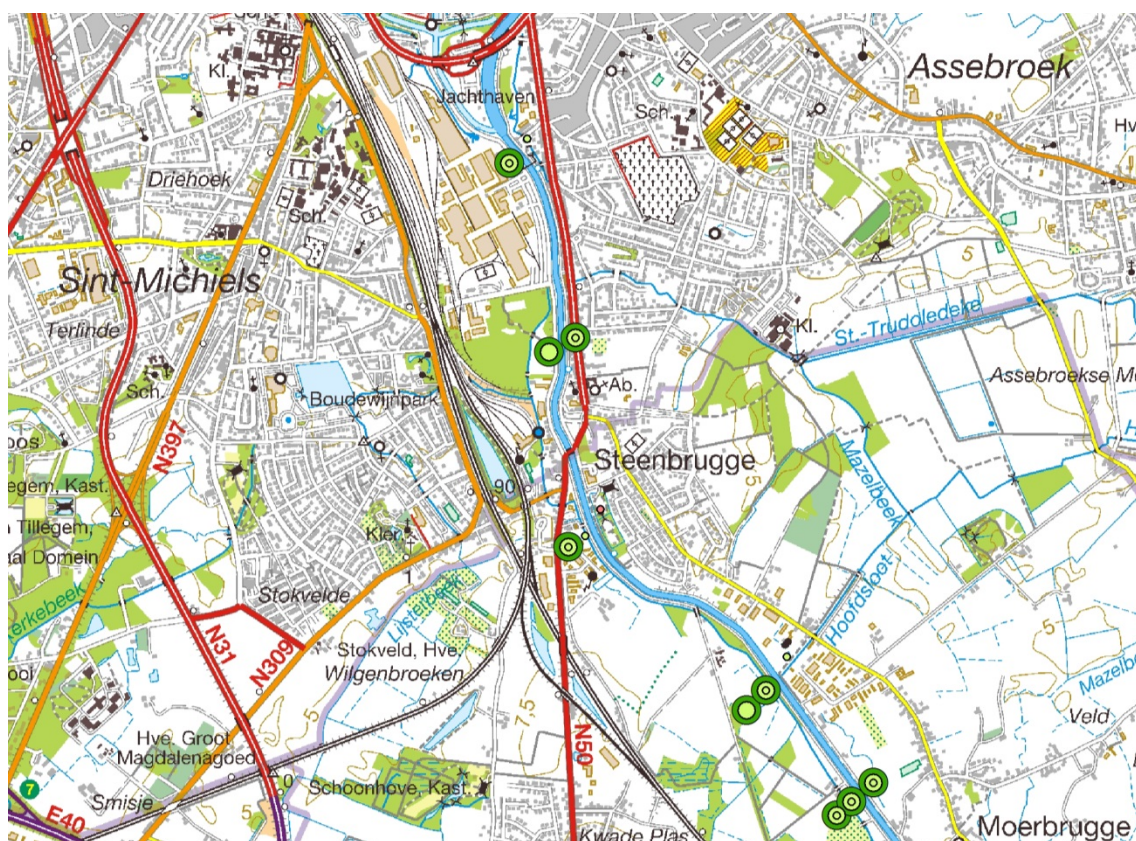




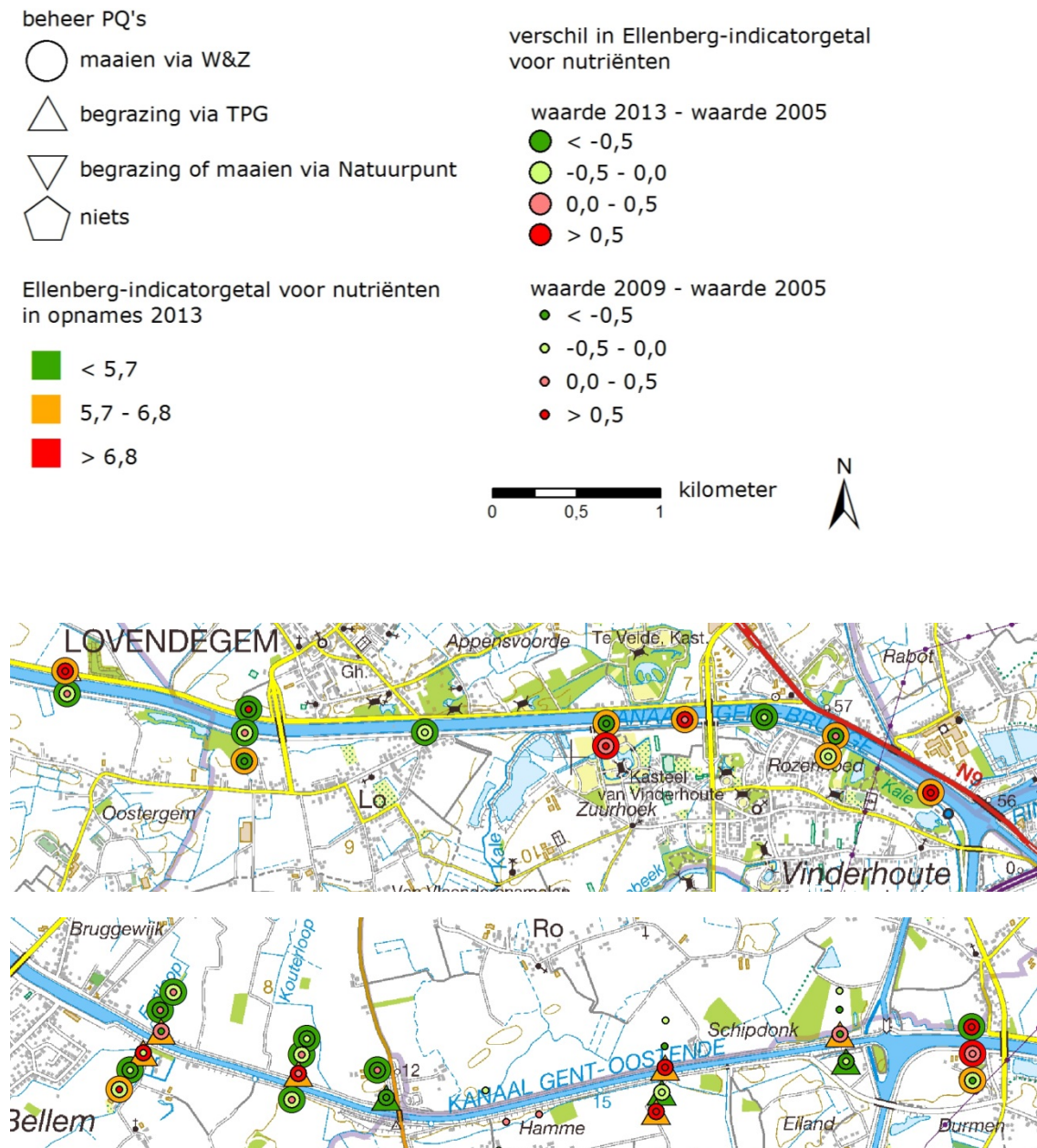
Kaart 3. De struikbedekking in vegetatie-opnames langs het Kanaal Gent-Brugge.

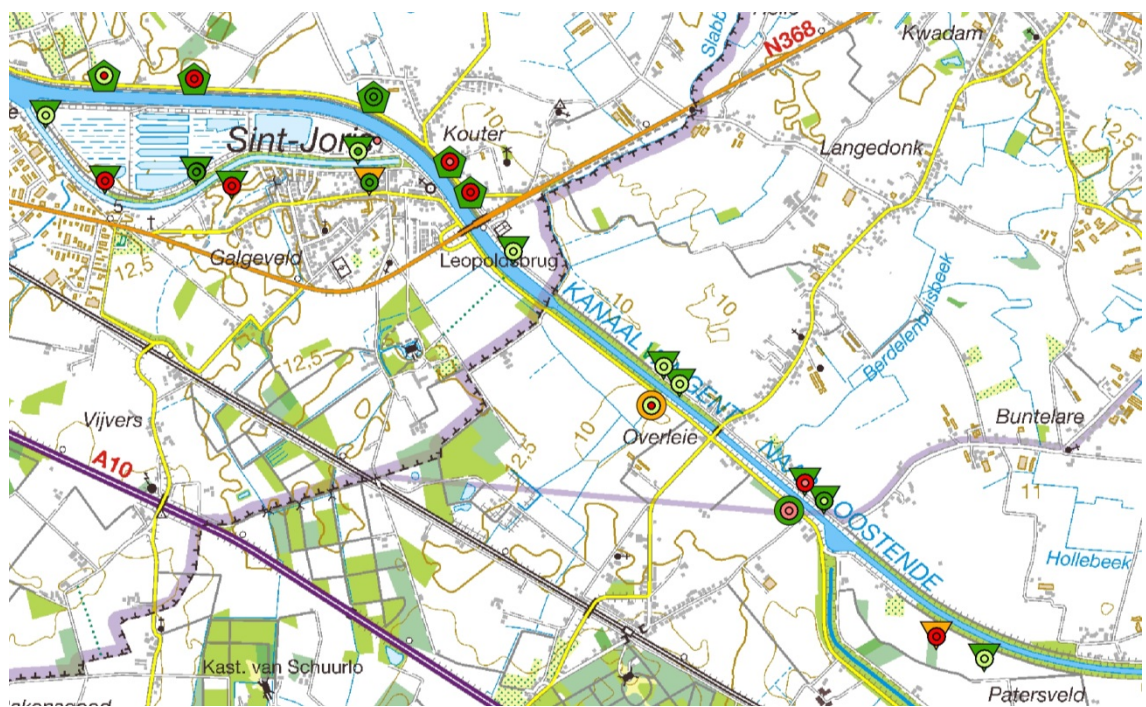
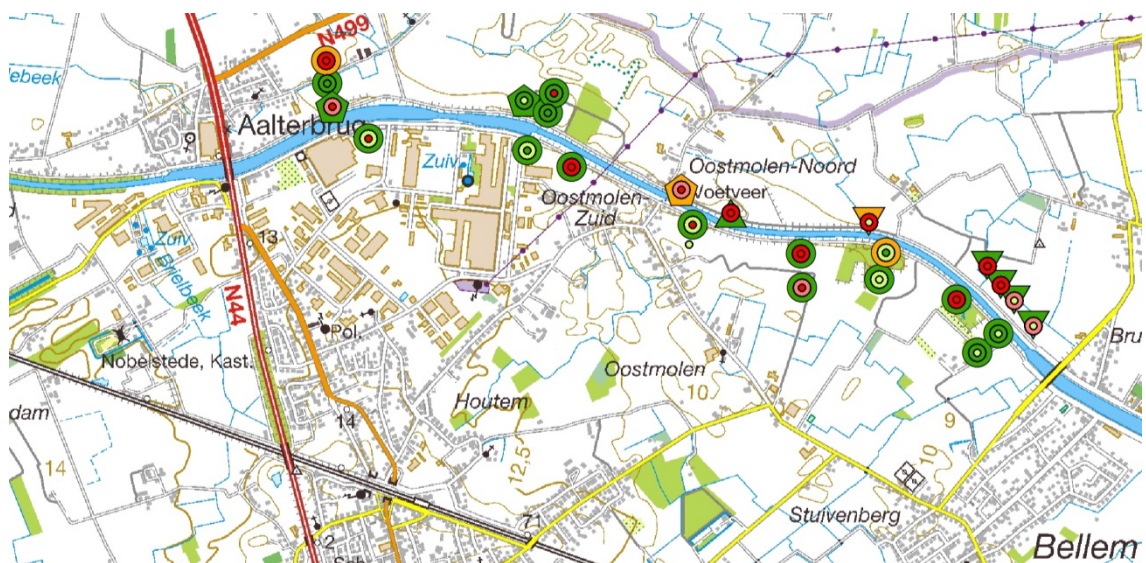


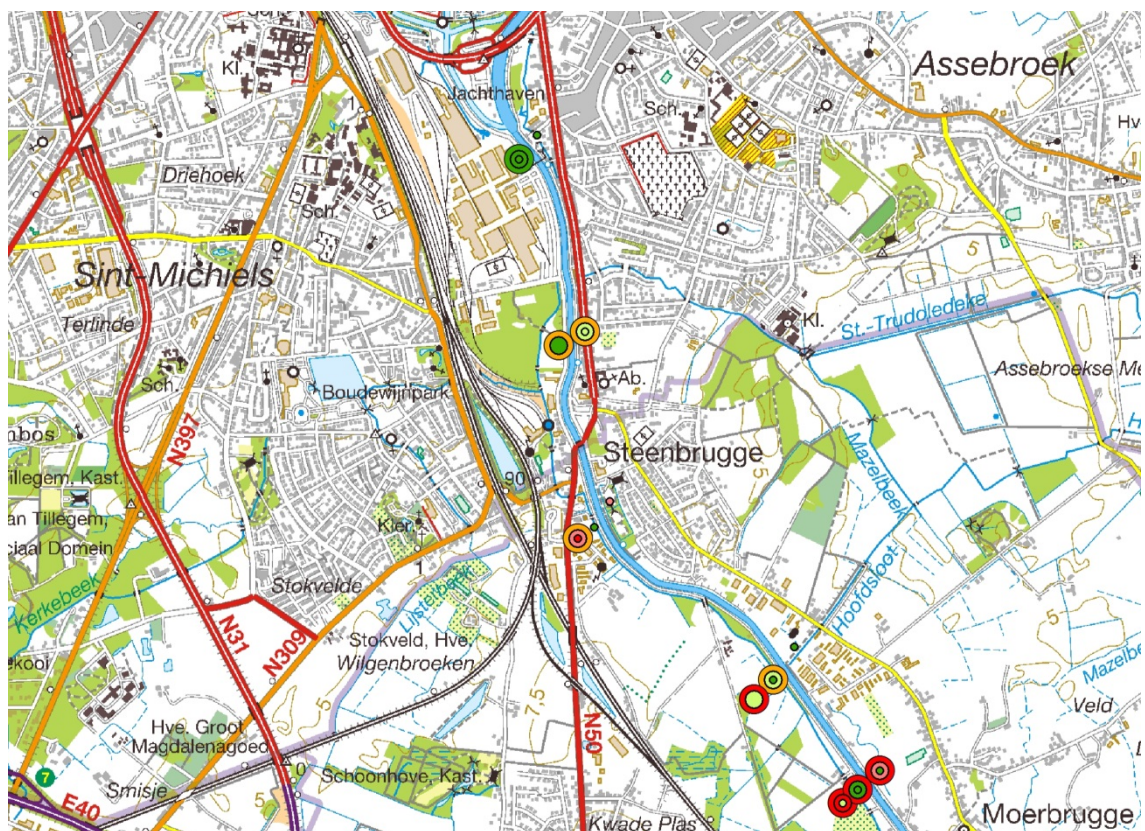
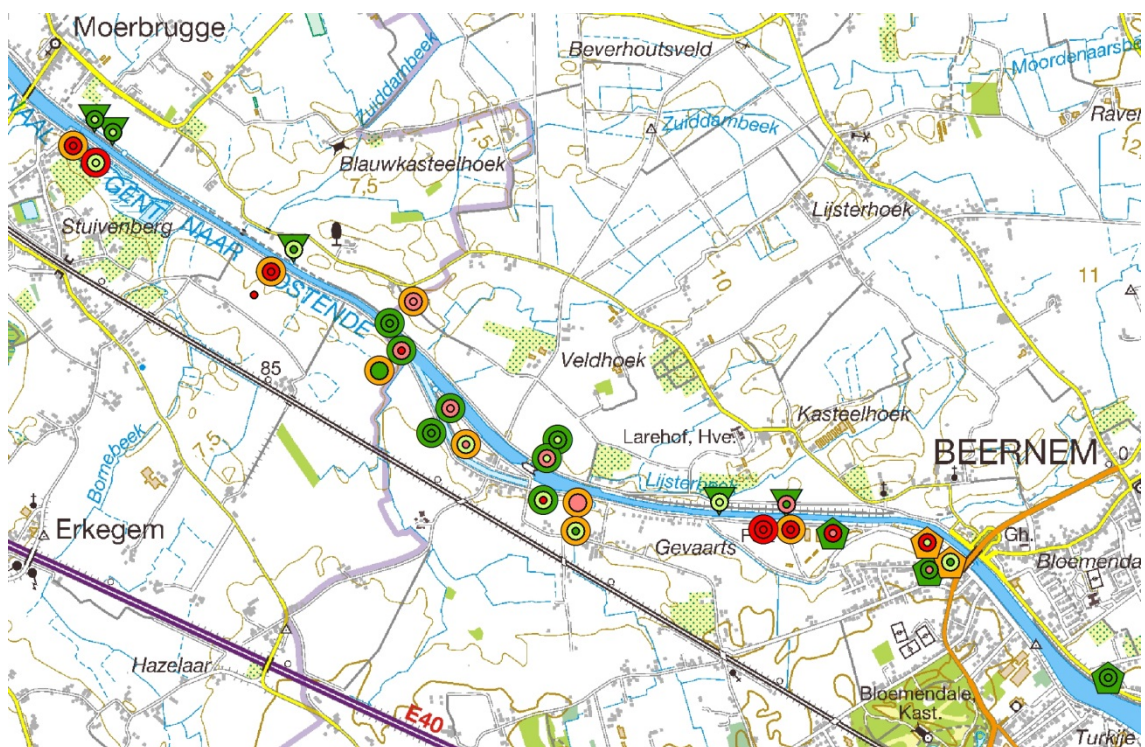




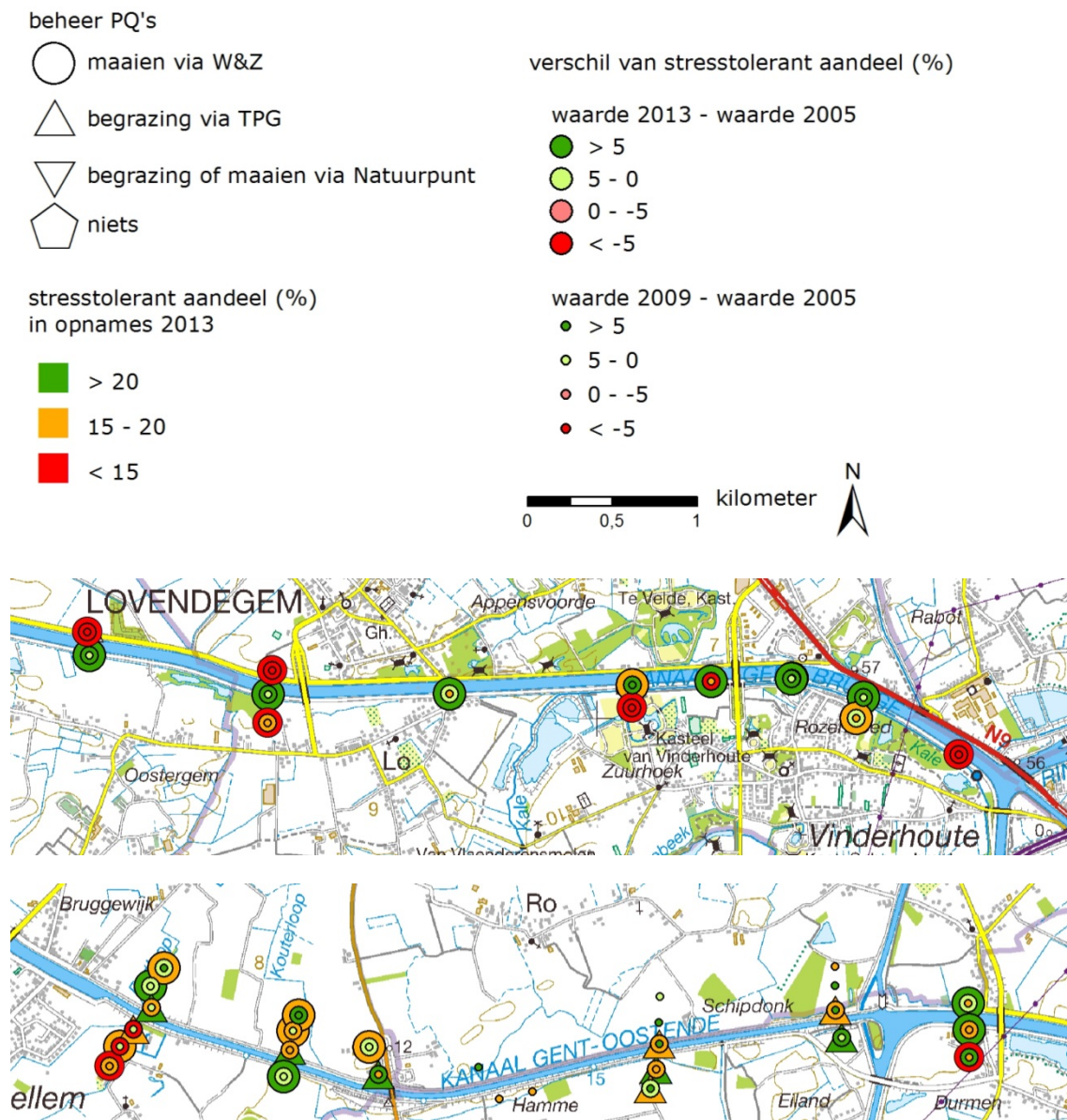
Kaart 4. Het Ellenberggetal voor nutriënten in vegetatie-opnames langs het Kanaal Gent-Brugge.

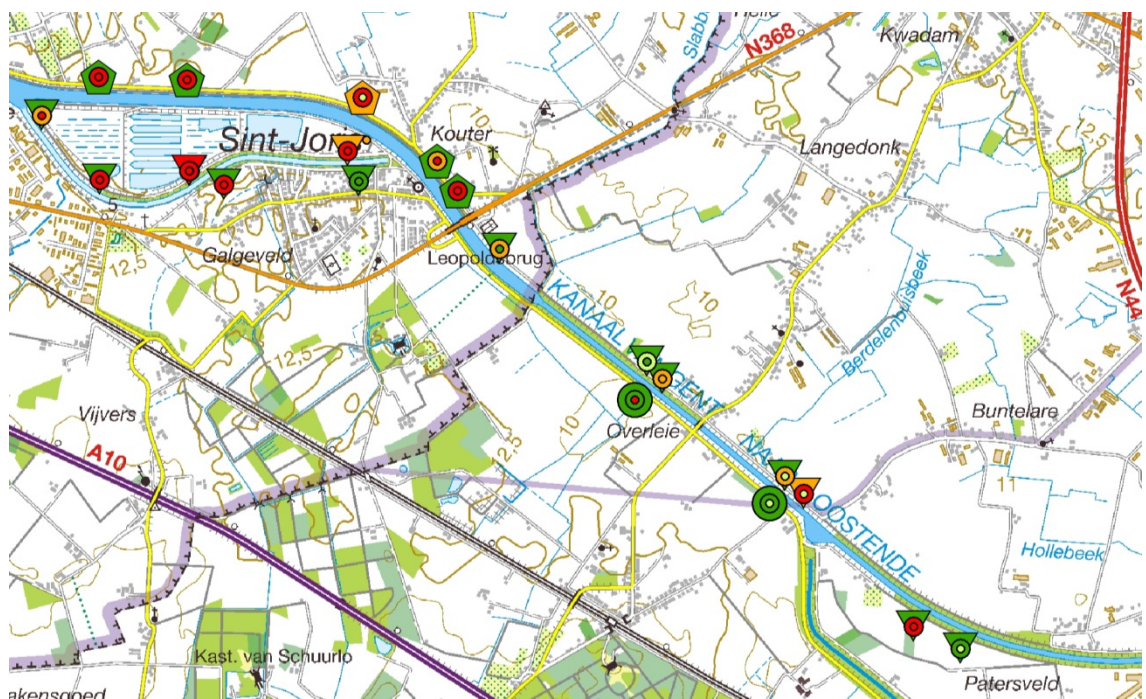
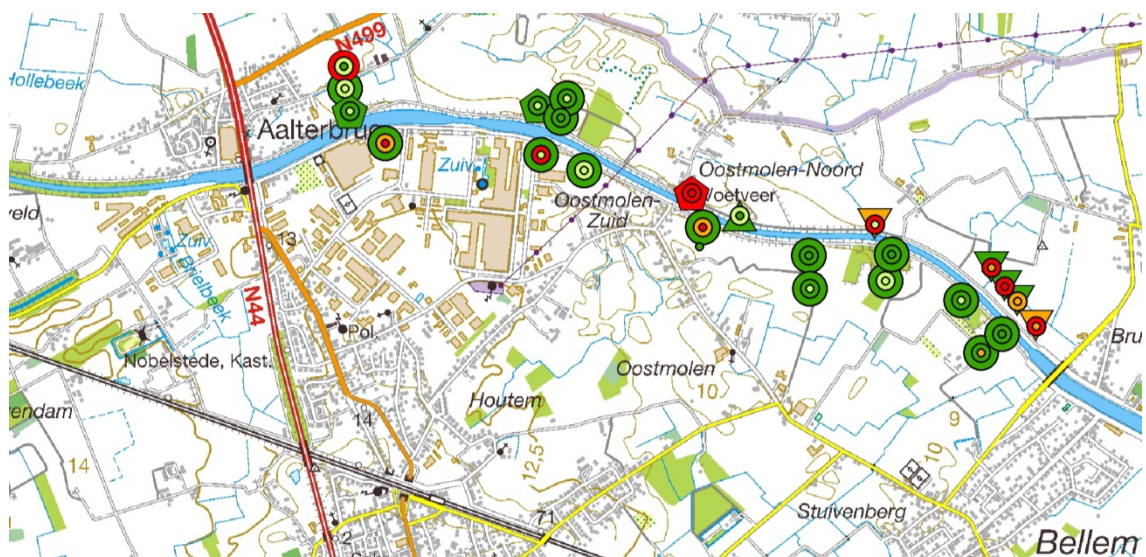


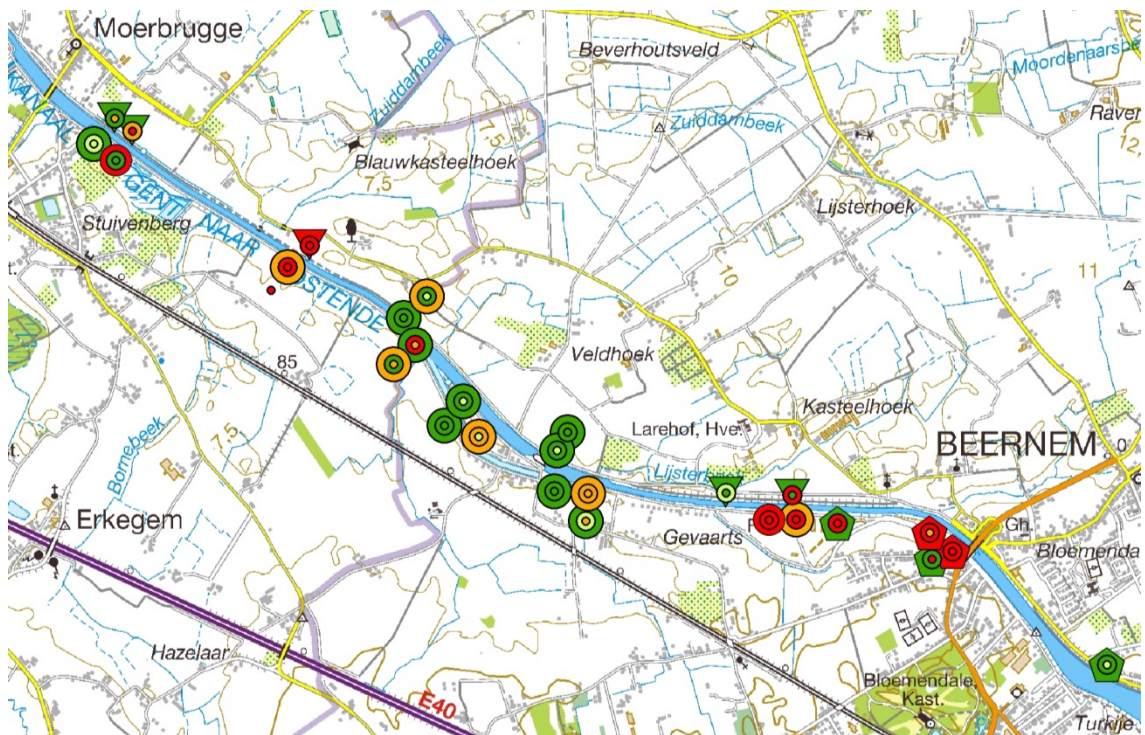




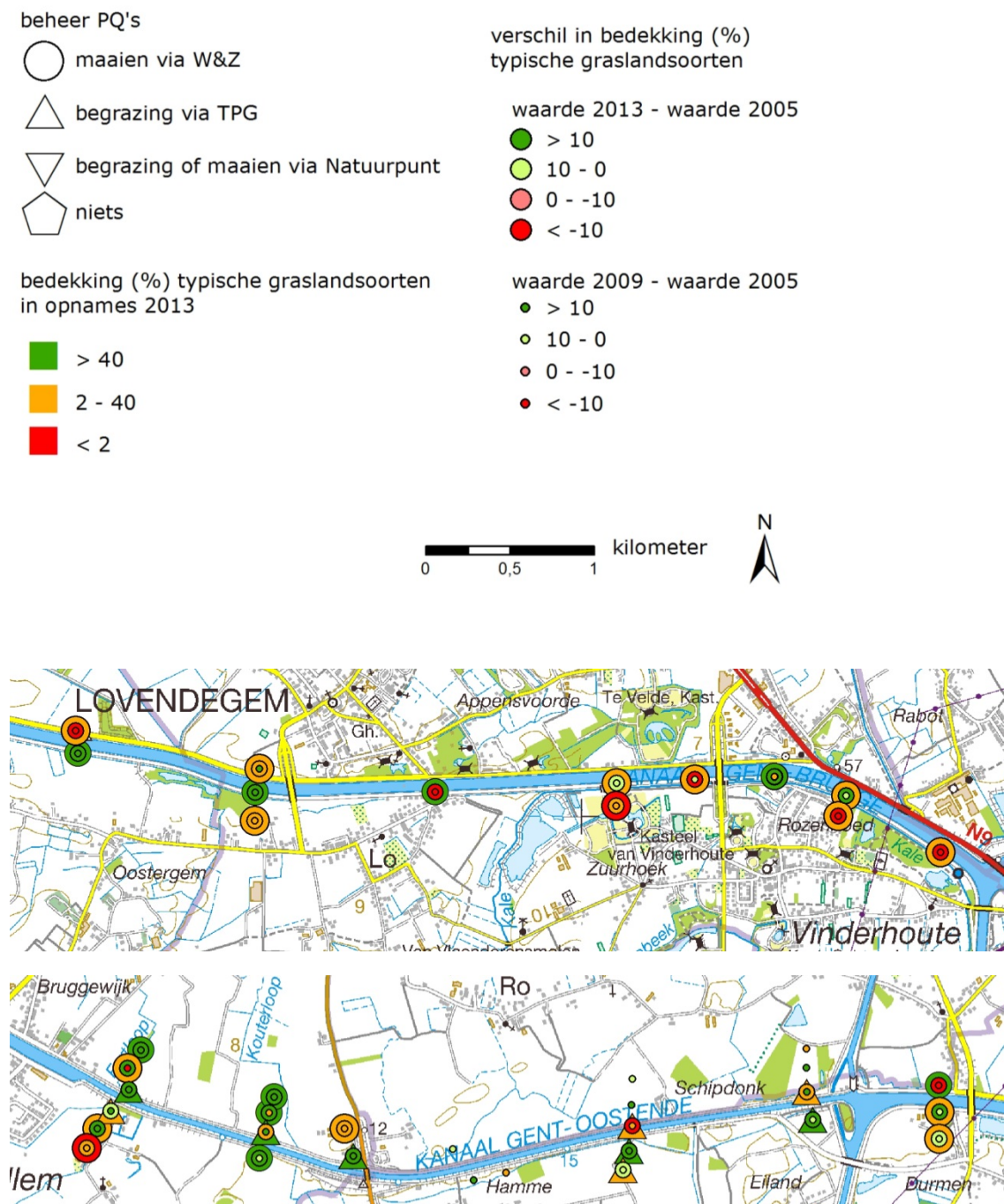
Kaart 5. Het stresstolerant aandeel in vegetatie-opnames langs het Kanaal Gent-Brugge.

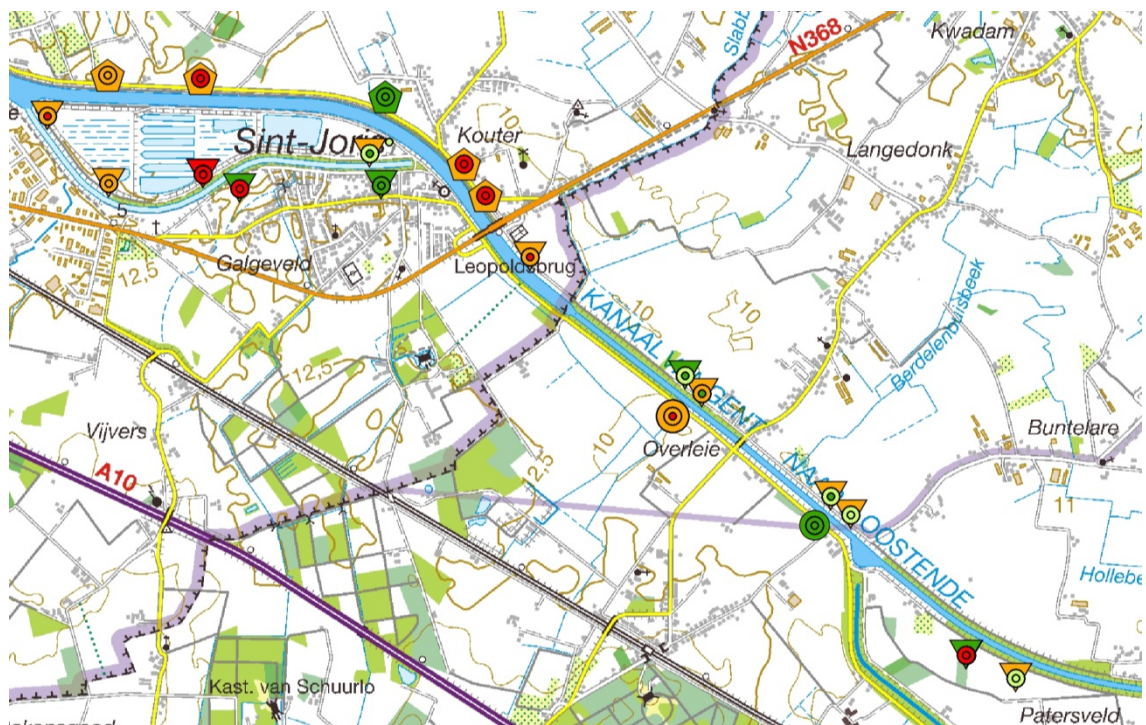
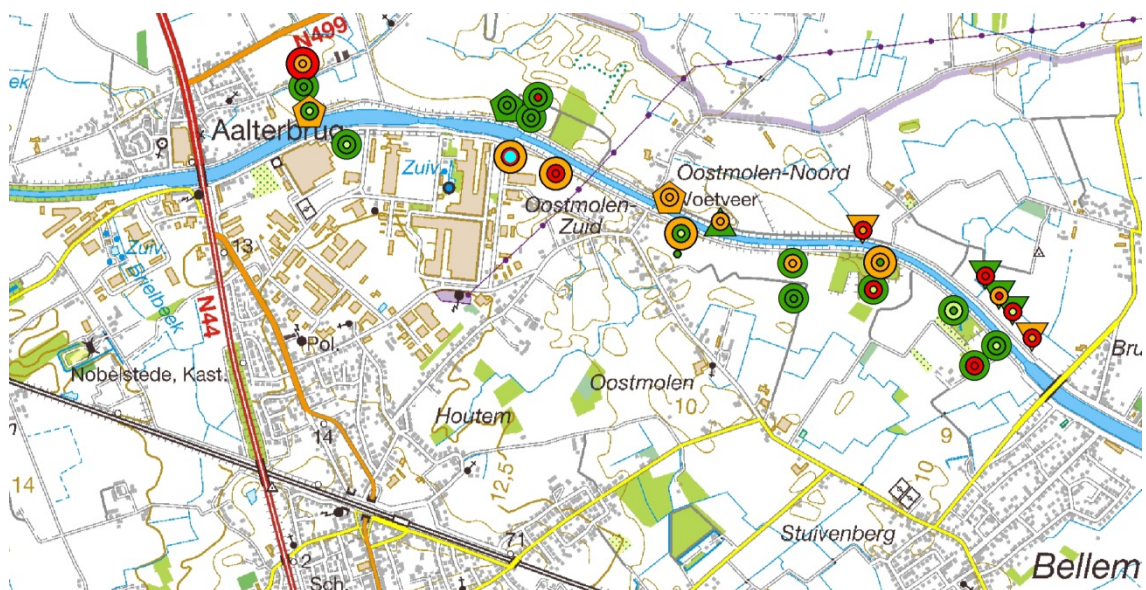


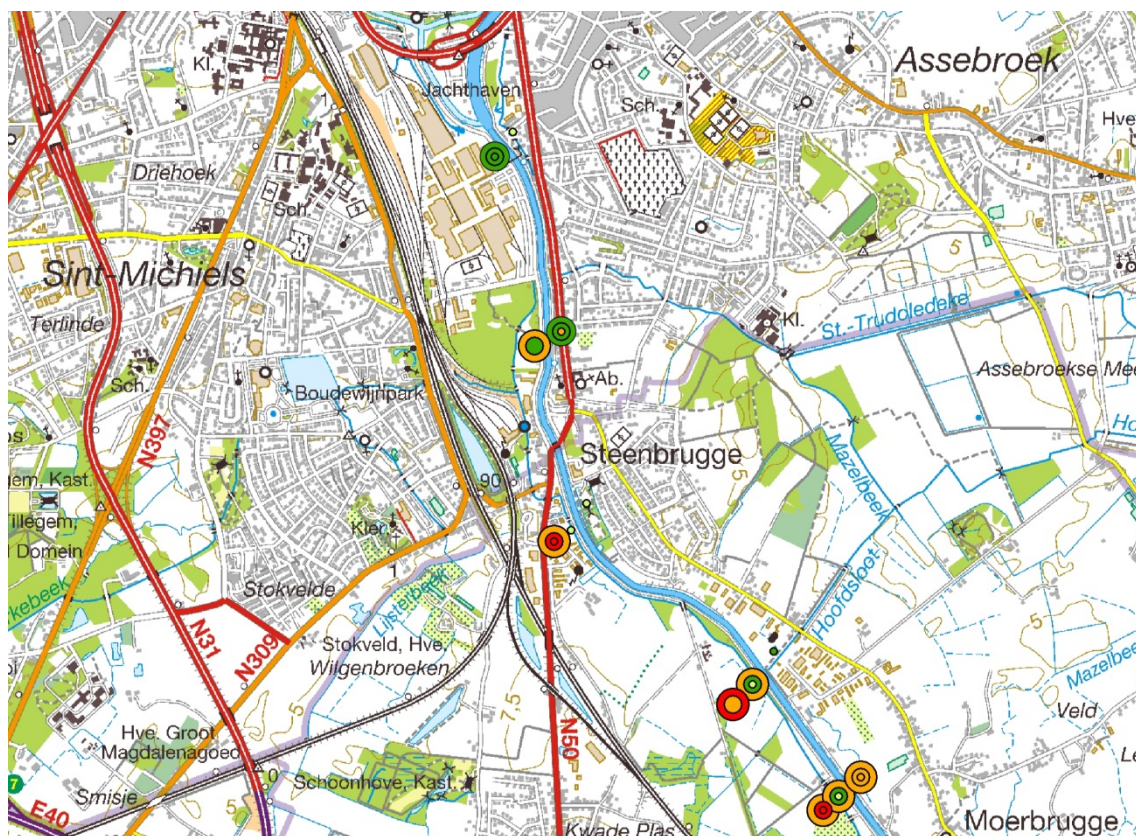
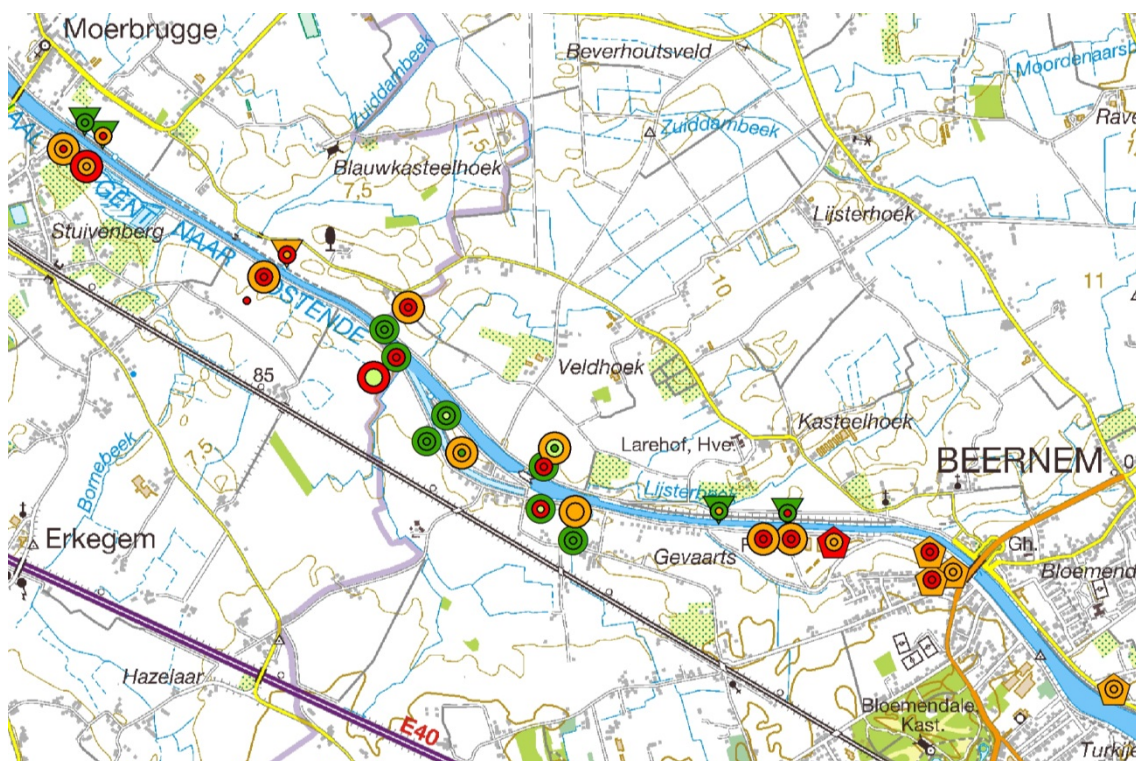




Kaart 6. De bedekking van typische graslandsoorten in vegetatie-opnames langs het Kanaal Gent-Brugge.







Kaart 7. Voorstel van maairegime en -periode voor de bermen van het Kanaal Gent-Brugge.

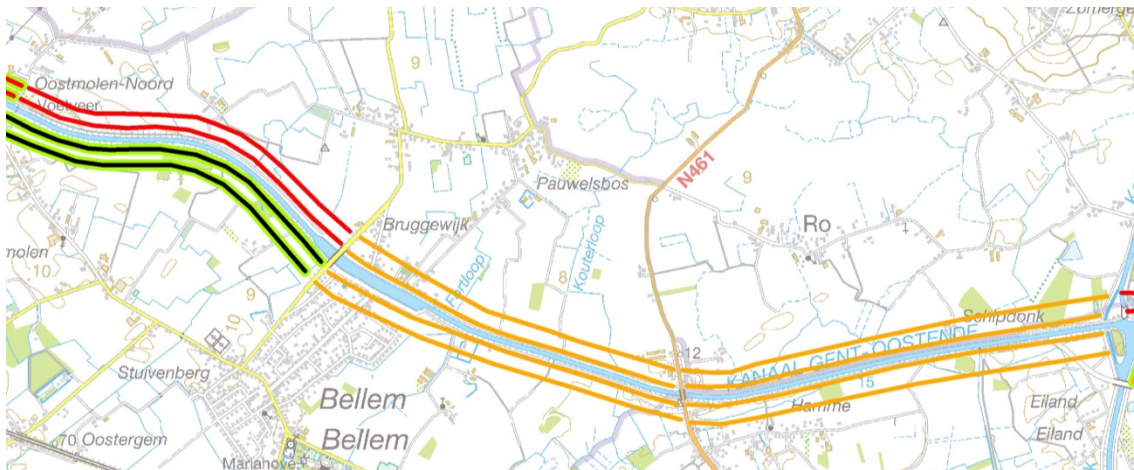
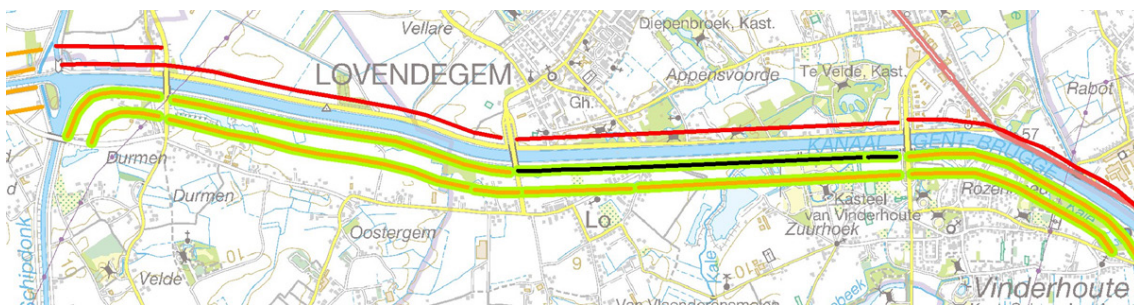
Lijn dicht bij het kanaal = berm aan de waterzijde; lijn verder van het kanaal = berm aan de landzijde

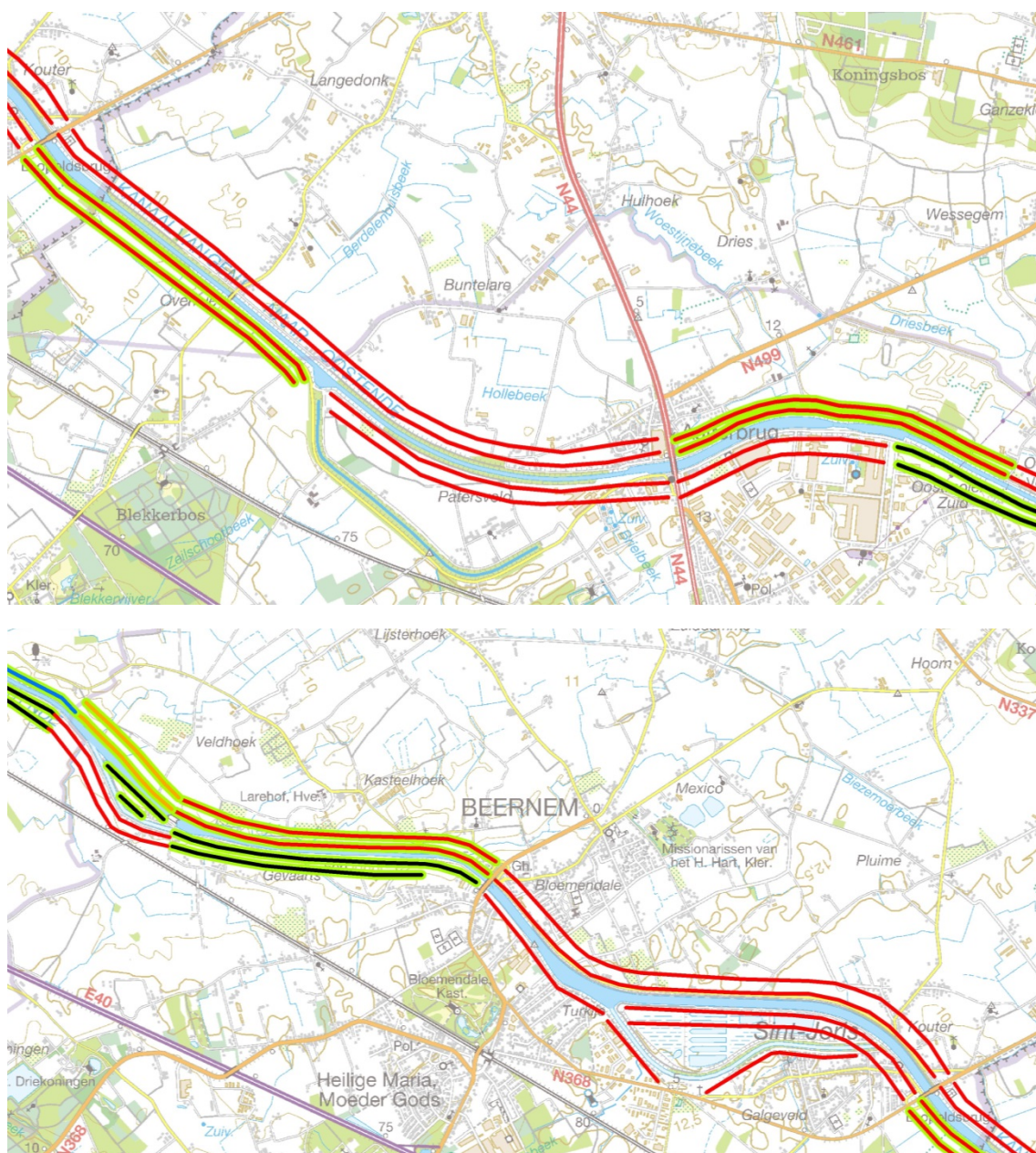
Tussen de Ringvaart en Durmen en tussen de keersluis en de Katelijnepoort worden de taluds op hetzelfde moment als de kruin gemaaid. Taluds worden echter gedeeltelijk gemaaid: enkel 1 maaibreedte bovenaan zodat een eventueel ontwikkelde rietvegetatie wordt gespaard.

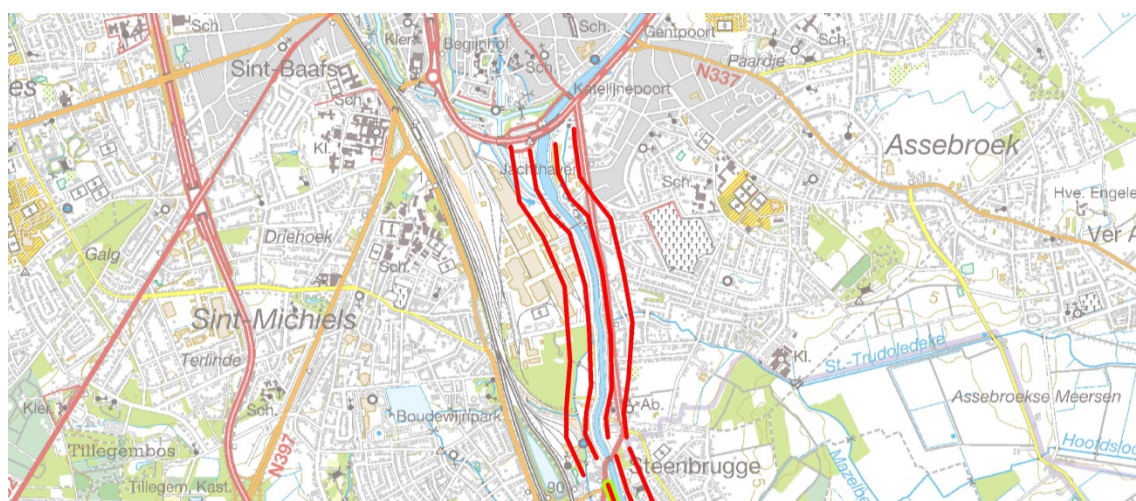
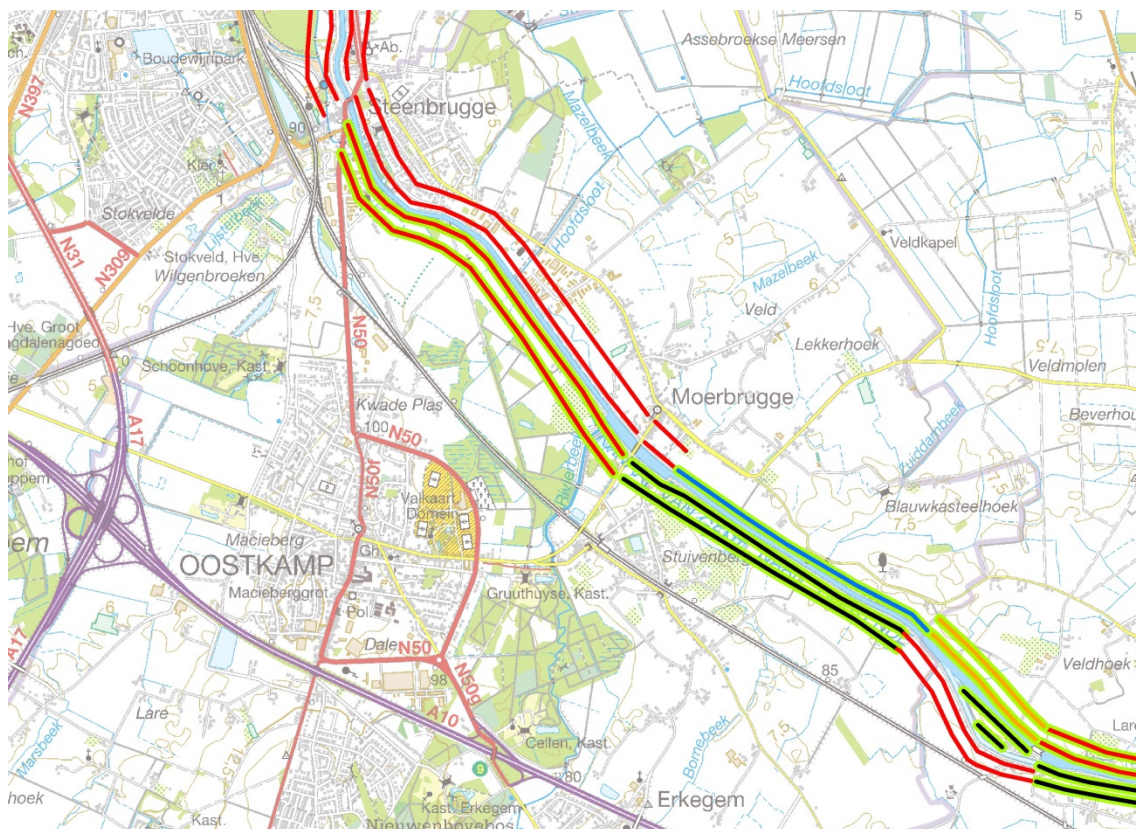
Voor verdere details wordt verwezen naar tabel 5.

- 1x maaien/jaar: half september
- 2x maaien/jaar: half mei en half september
- 2x maaien/jaar: begin juni en half september
- 2x maaien/jaar: begin juli en half september
- prioritair maaitraject

0 0,5 1 kilometer







Kaart 8. Voorstel van extensieve (seizoens)begrazing voor de bermen van het Kanaal Gent-Brugge.

