



Vlaanderen
is wetenschap

Ecologische inventarisatie, opvolging en beheervoorstellen van bermvegetaties langs W&Z-beheerde waterwegen in het IJzerdistrict

Andy Van Kerckvoorde, Luc De Geest

INSTITUUT
NATUUR- EN BOSONDERZOEK

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 inventarisatie, opvolging en beheervoorstellen van bermvegetaties langs W&Z-beheerde waterwegen in het IJzerdistrict. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2015 (INBO.R.2015.11336028). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

D/2015/3241/366

INBO.R.2015.11336028

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Maurice Hoffmann

Druk:

Managementondersteunende Diensten van de Vlaamse overheid

Foto cover:

Berm van de IJzer stroomopwaarts de Dodengang.

Dit onderzoek werd uitgevoerd in opdracht van:

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





Ecologische inventarisatie, opvolging en beheervoorstellen van bermvegetaties langs W&Z-beheerde waterwegen in het IJzerdistrict

Andy Van Kerckvoorde, Luc De Geest

INBO.R.2015.11336028

In opdracht van Waterwegen en Zeekanaal NV,
afdeling Bovenschelde



Samenvatting

Waterwegen en Zeekanaal NV (W&Z) heeft het INBO gevraagd om, voor de waterwegen in het IJzerdistrict, (1) de kruidige bermvegetatie te inventariseren met speciale aandacht voor invasieve exoten en gulden sleutelbloem, (2) de oevervegetatie in kaart te brengen, (3) de houtige vegetatie te inventariseren, (4) een bermbeheerplan voor te stellen en (5) ecologische opvolging van bermvegetaties via permanente proefvlakken uit te werken. Dit rapport behandelt enkele van deze opdrachten.

Inventarisatie kruidige bermvegetatie

Ecologisch waardevolle bermvegetaties (glanshavergrasland) zijn vooral geïnventariseerd langs de rechteroever van het Kanaal Nieuwpoort-Duinkerke (tussen de Hogebrug en de brug van de N8 en tussen Florizoonebrug en Zeltebrug) en op de rechteroever van het Lokanaal (tussen de sluis te Lo-Fintele en Fortembrug). Vooral langs het Kanaal Nieuwpoort-Duinkerke zijn ecologisch waardevolle plantensoorten waargenomen zoals gulden sleutelbloem, bijenorchis, zeegroene zegge, kleine en grote ratelaar. Een ecologisch minder waardevolle vegetatie, gedomineerd door grote brandnetel, is teruggevonden op de linkeroever van het Lokanaal (tussen de brug van de N390 en Rozenbrug).

Er zijn drie invasieve exoten teruggevonden langs de bermen van waterwegen in het IJzerdistrict: Japanse duizendknoop (6 locaties, allen langs het Kanaal Nieuwpoort-Duinkerke), reuzenberenklauw (4 locaties) en reuzenbalsemien (2 locaties).

Grote populaties van gulden sleutelbloem komen voor op de rechteroever langs het Kanaal Nieuwpoort-Duinkerke tussen de Franse grens en de voetbrug te Adinkerke, tussen Florizoonebrug en Zeltebrug en tussen de voetbrug Veurne en Wulpenbrug. Tevens is gulden sleutelbloem aangetroffen op de linkeroever van het Lokanaal tussen de Korte Wildebrug en Fortembrug en op de linkeroever van de IJzer net stroomafwaarts Tervatebrug.

Opvolging via permanente proefvlakken

Langs de IJzer liggen, om de km, permanente proefvlakken waarin de vegetatie gedetailleerd wordt opgevolgd. Vegetatieopnames werden verricht in deze proefvlakken in 2010 en 2014. Er wordt een significante daling van het soortenaantal, een significante daling van de Shannon-Wienerdiversiteitsindex, geen significant verschil van het Ellenberggetal voor nutriënten en geen significant verschil van de bedekking aan glanshavergraslandsoorten vastgesteld bij de data uit 2014 ten opzicht van 2010. Op basis van enkele vegetatievariabelen kan gesteld worden dat zo'n 25% van de opnames aan de waterzijde, zo'n 50% van de opnames in prioritaire trajecten en zo'n 5% van de opnames aan de landzijde de richtwaarden voor soortenrijk glanshavergrasland bereiken.

Bermbeheerplan

In een laatste deel van dit rapport wordt een beheerplan voor de kruidige bermvegetaties langs alle waterwegen in het IJzerdistrict voorgesteld met de instandhouding of verdere ontwikkeling van soortenrijke glanshavergraslanden als ecologisch streefbeeld.

English abstract

Waterwegen en Zeekanaal NV (W&Z) asked INBO, for the waterways in the district of the Yser, (1) to make an inventory of herbaceous embankment vegetation with special focus on invasive species and cowslip, (2) to survey the riparian vegetation, (3) to map the ligneous vegetation, (4) to develop a management plan and (5) to monitor vegetation by means of permanent quadrats. This report deals with some of these tasks.

Inventory of herbaceous embankment vegetation

Ecologically valuable vegetations (lowland hay meadows belonging to *Arrhenatherion*) are found along the right bank of the Kanaal Nieuwpoort-Duinkerke and the Lokanaal. Especially along the Kanaal Nieuwpoort-Duinkerke ecologically valuable plant species are observed like cowslip, bee orchid, glaucous sedge, greater yellow-rattle and yellow-rattle. An ecologically less valuable vegetation, with dominance of stinging nettle, is found on the left bank along the 'Lokanaal' between Veurne and Rozen-bridge.

Three invasive species are observed along the embankments of the waterways in the Yser district: Japanese bindweed (6 locations, all located along the Kanaal Nieuwpoort-Duinkerke), giant hogweed (4 locations) and Indian balsam (2 locations).

Major populations of cowslip grow along the right bank of the Kanaal Nieuwpoort-Duinkerke between the French border and the pedestrian bridge at Adinkerke, between Florizoone- and Zelte-bridge and between the pedestrian bridge at Veurne and Wulpen-bridge. Furthermore cowslip is noted along the left bank of the Lokanaal between Korte Wildebrug- and Fortem-bridge and along the Yser downriver of the Tervate-bridge.

Ecological monitoring with permanent quadrats

Along the Yser, permanent quadrats are, every km, established to monitor the vegetation in detail. Vegetation relevés were made within these quadrats in 2010 and 2014. The data of 2014 show a significant lower species number, a significant lower Shannon-Wiener diversity, no significant differences of the Ellenbergvalue for nutrients and no significant differences for the cover of *Arrhenatherion*-species compared with the data of 2010. About 25% of the relevés located at the waterside and about 5 % of the relevés located at the landside meet the target value for *Arrhenatherion*.

Embankment management plan

In the last part of the report a management plan is proposed for the embankment of the waterways in the Yser district with the development or maintenance of *Arrhenatherion* as ecological goal.

Inhoudstafel

Samenvatting	1
English abstract.....	2
Lijst van figuren	5
Lijst van foto's	6
Lijst van tabellen.....	6
1 Inleiding	7
2 Materiaal en methoden	8
2.1 Ecologische inventarisatie	8
2.1.1 Verricht veldwerk.....	8
2.1.2 Inventarisatie bermvegetatie	8
2.1.3 Oevervegetatie.....	8
2.1.4 Gulden sleutelbloem	8
2.1.5 Invasieve exoten	9
2.2 Ecologische opvolging	9
2.2.1 Verricht veldwerk.....	9
2.2.2 Verwerking	9
2.2.2.1 Biodiversiteit	9
2.2.2.2 Rode Lijst	9
2.2.2.3 Zeldzame soorten.....	10
2.2.2.4 Ellenberg-indicatorgetallen	10
2.2.2.5 CSR-overlevingsstrategieën.....	10
2.2.2.6 Typische en facultatieve graslandsoorten	11
2.2.2.7 Beoordeling habitattype 6510 subtype glanshavergrasland	11
2.2.2.8 Verschil 2010 en 2014	12
2.2.2.9 Grafische voorstelling.....	12
2.2.2.10 Richtwaarden	12
3 Resultaten.....	14
3.1 Ecologische inventarisatie	14
3.1.1 Bermvegetatie.....	14
3.1.2 Oevervegetatie.....	17
3.1.3 Gulden sleutelbloem	18
3.1.4 Invasieve exoten	21
3.2 Ecologische opvolging	22
3.2.1 Struikbedekking.....	22
3.2.2 Biodiversiteit	22
3.2.3 Rode Lijst & zeldzame soorten	24
3.2.4 Ellenberg-indicatorgetal voor nutriënten.....	25
3.2.5 CSR	27
3.2.6 Glanshavergrasland.....	29
3.2.7 Typische graslandsoorten	33
3.3 Ecologische opvolging	35
3.3.1 Biodiversiteit	35
3.3.2 Ellenberggetal voor nutriënten	35
3.3.3 CSR	36
3.3.4 Glanshavergraslanden.....	36
3.3.5 Water- en landzijde	36
3.3.6 Prioritaire zones	37
3.3.7 Globale evaluatie	37

4	Beheervoorstellen.....	38
4.1	Ecologisch streefbeeld	38
4.2	Prioritaire bermtrajecten	39
4.4	Voorstel van bermbeheer via maaien	40
4.4.1	Toelichting van verschillende maaifrequenties en -periodes.....	40
4.4.2	Beheerplan	42
4.4.3	Aandachtspunten bij uitvoeren van maaibeheer	47
4.5	Voorstel van bermbeheer via begrazing	47
4.6	Voorstel van beheer voor rietvegetaties.....	47
4.7	Voorstel van beheer voor invasieve exoten	48
4.7.1	Japanse duizendknoop	48
4.7.2	Reuzenberenklauw.....	48
4.7.3	Reuzenbalsemien	49
Referenties		50
Bijlage 1. Kaartbijlage		54
Bijlage 2. De betekenis van de Ellenberg-indicatorgetallen.		77

Lijst van figuren

Figuur 1.	Waargenomen locaties van gulden sleutelbloem in 2015 en 2010 langs het Kanaal Nieuwpoort-Duinkerke tussen 500 m stroomafwaarts Florizoonebrug tot Zeltebrug.	21
Figuur 2.	Boxplots van het soortenaantal voor vegetatieopnames van 2010 en 2014. Het linkse deel van de figuur duidt op de totale dataset, het middelste deel toont de opnames aan de waterzijde en het rechtse gedeelte geeft de opnames aan de landzijde. *: significant verschil tussen 2010 en 2014 op basis van een 'linear mixed-effect model'	23
Figuur 3.	Boxplots van de Shannon-Wienerdiversiteitindex voor vegetatieopnames van 2010 en 2014. Het linkse deel van de figuur duidt op de totale dataset, het middelste deel toont de opnames aan de waterzijde en het rechtse gedeelte geeft de opnames aan de landzijde. *: significant verschil tussen 2010 en 2014 op basis van een 'linear mixed-effect model'	23
Figuur 4.	De Shannon-Wienerdiversiteitindex voor opnames van 2010 en 2014 gelegen in prioritaire trajecten. Waarden van dezelfde PQ zijn met elkaar verbonden.	24
Figuur 5.	Boxplots van de bedekking van soorten met kwartierhokfrequentieklasse ≤ 4 in opnames van 2010 en 2014. Het linkse deel van de figuur duidt op de totale dataset, het middelste deel toont de opnames aan de waterzijde en het rechtse gedeelte geeft de opnames aan de landzijde weer. Waarden van dezelfde PQ zijn met elkaar verbonden.	25
Figuur 6.	De bedekking van soorten met kwartierhokfrequentieklasse ≤ 4 in opnames van 2010 en 2014 gelegen in prioritaire trajecten. Waarden van dezelfde PQ zijn met elkaar verbonden.	25
Figuur 7.	Boxplots van het Ellenberggetal voor nutriënten in opnames van 2010 en 2014. Het linkse deel van de figuur duidt de totale dataset, het middelste deel toont de opnames aan de waterzijde en het rechtse gedeelte geeft de opnames aan de landzijde.	26
Figuur 8.	Het Ellenberggetal voor nutriënten in opnames van 2010 en 2014 gelegen in prioritaire trajecten. Waarden van dezelfde PQ zijn met elkaar verbonden.	26
Figuur 9.	Boxplots van het stresstolerant aandeel bij opnames van 2010 en 2014. Het linkse deel van de figuur duidt op de totale dataset, het middelste deel toont de opnames aan de waterzijde en het rechtse gedeelte geeft de opnames aan de landzijde. *: significant verschil tussen 2010 en 2014 op basis van een 'linear mixed-effect model'	27
Figuur 10.	Boxplots van het competitief aandeel voor opnames van 2010 en 2014. Het linkse deel van de figuur duidt op de totale dataset, het middelste deel toont de opnames aan de waterzijde en het rechtse gedeelte geeft de opnames aan de landzijde. *: significant verschil tussen 2010 en 2014 op basis van een 'linear mixed-effect model'	28
Figuur 11.	Het stresstolerant aandeel voor opnames van 2010 en 2014 gelegen in prioritaire trajecten. Waarden van dezelfde PQ zijn met elkaar verbonden.	28
Figuur 12.	Het competitief aandeel voor opnames van 2010 en 2014 gelegen in prioritaire trajecten. Waarden van dezelfde PQ zijn met elkaar verbonden.	29
Figuur 13.	Boxplots van de bedekking van typische soorten van glanshavergrasland voor opnames van 2010 en 2014. Het linkse deel van de figuur duidt op de totale dataset, het middelste deel toont de opnames aan de waterzijde en het rechtse gedeelte geeft de opnames aan de landzijde. *: significant verschil tussen 2010 en 2014 op basis van een 'linear mixed-effect model'	30
Figuur 14.	Boxplots van de bedekking van soorten duidend op vergrassing van glanshavergrasland voor opnames van 2010 en 2014. Het linkse deel van de figuur duidt op de totale dataset, het middelste deel toont de opnames aan de waterzijde en het rechtse gedeelte geeft de opnames aan de landzijde. *: significant verschil tussen 2010 en 2014 op basis van een 'linear mixed-effect model'	30
Figuur 15.	Boxplots van de bedekking van soorten duidend op verruiging van glanshavergrasland voor opnames van 2010 en 2014. Het linkse deel van de figuur duidt op de totale dataset, het middelste deel toont de opnames aan de waterzijde en het rechtse gedeelte geeft de opnames aan de landzijde.	31

Figuur 16.	Boxplots van de bedekking van soorten duidend op eutrofiëring van glanshavergrasland voor opnames van 2010 en 2014. Het linkse deel van de figuur duidt op de totale dataset, het middelste deel toont de opnames aan de waterzijde en het rechtse gedeelte geeft de opnames aan de landzijde.	31
Figuur 17.	Boxplots van de bedekking van bramen voor opnames van 2010 en 2014. Het linkse deel van de figuur duidt op de totale dataset, het middelste deel toont de opnames aan de waterzijde en het rechtse gedeelte geeft de opnames aan de landzijde.	32
Figuur 18.	De bedekking van typische soorten voor glanshavergrasland voor opnames van 2010 en 2014 gelegen in prioritaire trajecten. Waarden van dezelfde PQ zijn met elkaar verbonden.	32
Figuur 19.	De bedekking van soorten duidend op vergrassing van glanshavergrasland voor opnames van 2010 en 2014 gelegen in prioritaire trajecten. Waarden van dezelfde PQ zijn met elkaar verbonden.	33
Figuur 20.	Boxplots van de bedekking van typische graslandsoorten voor opnames van 2010 en 2014. Het linkse deel van de figuur duidt op de totale dataset, het middelste deel toont de opnames aan de waterzijde en het rechtse gedeelte geeft de opnames aan de landzijde.	34
Figuur 21.	De bedekking van soorten duidend op vergrassing van glanshavergrasland voor opnames van 2010 en 2014 gelegen in prioritaire trajecten. Waarden van dezelfde PQ zijn met elkaar verbonden.	34

Lijst van foto's

Foto 1.	De rechtoever van het Kanaal Nieuwpoort-Duinkerke tussen de brug van de E40 en de Hogenbrug. De foto toont een bloeiaspect van margriet in juni.	14
Foto 2.	De rechtoever van het Lokanaal net stroomafwaarts Millebrug met bloei van margriet, glad walstro en veldlathyrus.	15
Foto 3.	De rechtoever van het Lokanaal net stroomafwaarts Fortembrug met bloei van margriet en scherpe boterbloem.	16
Foto 4.	De linkeroever van het Lokanaal tussen Rozenbrug en de brug van de N390 kent een vegetatie met een hoge abundantie van grote brandnetel.	16
Foto 5.	Het Lokanaal tussen Kortewildebrug en de brug van de E40 kent een brede rietkraag op beide oevers.	17
Foto 6.	De Bergenvaart stroomopwaarts Zwaantjesbrug kent een brede rietkraag op beide oevers. De bermvegetatie wordt gedomineerd door glanshaver.	18
Foto 7.	De rechtoever van het Kanaal Nieuwpoort-Duinkerke stroomopwaarts Zeltebrug bezit omvangrijke populaties van gulden sleutelbloem.	19

Lijst van tabellen

Tabel 1.	De verschillende klassen die worden onderscheiden bij populaties van gulden sleutelbloem op basis van het aantal bloeistengels.	8
Tabel 2.	De lengte en het aandeel van verschillende vegetatiegroepen langs het Kanaal Nieuwpoort-Duinkerke.	14
Tabel 3.	De lengte en het aandeel van verschillende vegetatiegroepen langs het Lokanaal.	15
Tabel 4.	De lengte en het aandeel van verschillende vegetatiegroepen langs de Bergenvaart.	17
Tabel 5.	Samenvattende tabel met het percentage van de opnames van 2014 die voldoen aan de richtwaarden voor ecologisch waardevolle en minder waardevolle vegetaties op basis van het Ellenberggetal voor nutriënten, het competitief aandeel, de bedekking van typische graslandsoorten en de bedekking van soorten typisch voor glanshavergrasland.	37

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 ernaast 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 de waterwegen in het IJzerdistrict.

Het beheer van de bermen langs waterwegen in het IJzerdistrict onder bevoegdheid van W&Z is weergegeven op kaart 1. Voor een deel van deze bermen zijn inventarisaties uitgevoerd en beheervoorstellen geformuleerd door het INBO (Van Kerckvoorde & Vermeersch, 2010; INBO.IR.2010.31). Op 31 mei 2011 keurde ANB dit bermbeheerplan goed waarbij een afwijking op het bermbesluit werd verleend voor een periode van 10 jaar (brief ANB van 31 mei 2011 met kenmerk AVES/11/1864). ANB vraagt in deze brief naar een periodieke ecologische opvolging na een periode van 5 jaar.

In 2014 is door W&Z opdracht gegeven aan het INBO om, voor de verschillende waterwegen in het IJzerdistrict, (1) de bermvegetatie te inventariseren met speciale aandacht voor invasieve exoten en gulden sleutelbloem, (2) de oevervegetatie in kaart te brengen, (3) de struweelvegetatie te inventariseren, (4) een bermbeheerplan voor te stellen voor alle waterwegen en (5) een ecologische opvolging van bermvegetaties uit te werken. De methodiek voor deze verschillende opdrachten is neergeschreven in Van Kerckvoorde (2015).

Dit rapport gaat voor een deel in op deze opdrachten en beschrijft:

- de resultaten van de inventarisatie van berm- en oevervegetatie langs waterwegen die in Van Kerckvoorde & Vermeersch (2010) niet werden behandeld,
- de resultaten van de inventarisatie van gulden sleutelbloem en invasieve exoten,
- de resultaten van de ecologische opvolging van de vegetatie in permanente proefvlakken langs de IJzer en
- voorstellen voor beheer van de bermen.

2 Materiaal en methoden

2.1 Ecologische inventarisatie

2.1.1 Verricht veldwerk

Als aanvulling op de inventarisaties verricht in 2010 (Van Kerckvoorde & Vermeersch, 2010; INBO.IR.2010.31) zijn in 2015 vooral volgende waterwegen geïnventariseerd:

- het Kanaal Nieuwpoort-Duinkerke (voornamelijk rechteroever) tussen de Franse grens en Veurne,
- het Kanaal Nieuwpoort-Duinkerke (rechteroever) tussen Veurne en Nieuwpoort,
- het Lokanaal (rechter- en linkeroever) en
- de Bergenvaart (rechteroever).

Tijdens het veldwerk wordt de berm afgereden, afgefietsd of afgewandeld. Bij de inventarisatie wordt onderscheid gemaakt tussen het bermgedeelte aan de waterzijde en het deel aan de landzijde.

2.1.2 Inventarisatie bermvegetatie

In overeenstemming met de resultaten beschreven in Van Kerckvoorde et al. (2015) wordt de kruidige bermvegetatie ingedeeld in trajecten volgens vijf onderscheiden vegetatiegroepen:

- soortenrijk glanshavergrasland met kenmerkende soorten (met een minimale bedekking van 5%) zoals margriet, knooppkruid, duizendblad, peen, gewone rolklaver, gele morgenster, glad walstro, pastinaak, veldlathyrus, glad walstro, ratelaarsoorten, gulden sleutelbloem, zachte haver, goudhaver;
- vegetaties gedomineerd door productieve grassen (zoals glanshaver, gestreepte witbol, kweek en kropaar) met relicten van soortenrijk glanshavergrasland (minstens occasioneel aanwezig);
- vegetaties gedomineerd door productieve grassen (glanshaver, gestreepte witbol, kweek en kropaar) zonder relicten van soortenrijk glanshavergrasland of slecht sporadisch of zeldzaam aanwezig;
- vegetatie gedomineerd door productieve grassen met grote brandnetel minstens abundant aanwezig;
- vegetatie gedomineerd door grote brandnetel.

Met behulp van een hand-GPS (nauwkeurigheid 1-5 m), wordt begin- en eindpunt van een traject met een bepaald vegetatiegroep bepaald.

2.1.3 Oevervegetatie

Ter hoogte van de waterlijn kan een rietkraag ontwikkeld zijn.

Met behulp van een hand-GPS (nauwkeurigheid 1-5 m), wordt begin- en eindpunt van een traject met een bepaald vegetatiegroep bepaald.

2.1.4 Gulden sleutelbloem

Populaties van gulden sleutelbloem werden half april (bloeitijd) gedetailleerd ingemeten met RTK-GPS of hand-GPS met beschrijving van de aantallen. Planten gelegen binnen 5 m afstand van elkaar worden beschouwd als 1 populatie (Van Landuyt, 2014). Voor iedere populatie wordt via klassen het aantal bloeistengels geschat (tabel 1). Per populatie worden een of meerdere puntmetingen via GPS bepaald.

Tabel 1. De verschillende klassen die worden onderscheiden bij populaties van gulden sleutelbloem op basis van het aantal bloeistengels.

klasse	aantal bloeistengels
a	1
b	2-5
c	6-25
d	26-50
e	51-500
f	501-5000
g	>5000

2.1.5 Invasieve exoten

Invasieve exoten kunnen zich massaal verbreiden in de omgeving en zodoende een bedreiging vormen voor de inheemse biodiversiteit. Voor België werd door het Belgian Forum on Invasive Species (BFIS, www.ias.biodiversity.be) een systeem uitgewerkt om te bepalen in welke mate een soort invasief is: het ISEIA-protocol (Invasive Species Environmental Impact Assessment). Soorten die een hoge totale score halen worden als zeer invasief aanzien en worden op de zwarte lijst gezet (soorten met code "A").

Door het gedetailleerd inmeten met RTK-GPS of hand-GPS van (contouren van) populaties kunnen invasieve exoten worden geïnventariseerd en opgevolgd in de tijd. Voor reuzenberenklauw en reuzenbalsemien zijn het aantal planten in een populatie ingeschat via de klassegrenzen zoals weergegeven in tabel 1.

Er wordt voorgesteld om planten gelegen binnen 5 m afstand van elkaar te beschouwen als 1 populatie (Van Landuyt, 2014).

2.2 Ecologische opvolging

2.2.1 Verricht veldwerk

De methodologie voor ecologische opvolging van de bermvegetatie langs de IJzer is beschreven in Van Kerckvoorde (2009). De bermvegetatie wordt er opgevolgd met behulp van permanente proefvlakken (Engels 'permanent quadrats' of PQ's) van 2 x 2 m. De vegetatie in een PQ wordt beschreven door een vegetatieopname: een oplijsting van alle plantensoorten binnen een oppervlak samen met een inschatting van de bedekking en aantallen (Schaminée et al., 1995). De bedekking van een soort wordt gevormd door inschatting van het percentage van het opnameoppervlak, dat door de horizontale projectie wordt gevuld. Bij de uitvoering van de vegetatieopnames is de decimale schaal van Londo (Londo, 1975) aangewend.

In 2014 werden de PQ's langs de IJzer voor de 2^{de} maal geïnventariseerd (1^{ste} maal in 2010). Tussen begin juni en eind juli 2014 werden in totaal 48 vegetatieopnames verricht.

2.2.2 Verwerking

2.2.2.1 Biodiversiteit

Als maat voor de biodiversiteit van de vegetatieopnames worden het aantal soorten, de Shannon-Wiener diversiteitindex en de evenness 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 aangewend (Shannon, 1948):

$$\text{Shannon-Wiener index} = - \sum_{i=1}^s p_i \ln(p_i)$$

waarbij:
pi = relatieve abundantie van de i^{de} soort
ln = natuurlijke logaritme
s = aantal soorten

2.2.2.2 Rode Lijst

Rode Lijsten geven een waardering vanuit het oogpunt van natuurbehoud 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 deze studie worden soorten met Rode Lijst categorie achteruitgaand, zeldzaam, kwetsbaar, bedreigd of met verdwijning bedreigd Rode Lijst soorten genoemd.

2.2.2.3 Zeldzame soorten

Op basis van de kwartierhokfrequentieklassen (KFK) van soorten binnen Vlaanderen kunnen zeldzaam voorkomende soorten worden aangeduid. Voor plantensoorten wordt de kwartierhokfrequentie bepaald door het aantal kwartierhokken (1x1 km) in Vlaanderen te beschouwen waar de soort werd geobserveerd in de periode 1972-2004 (Van Landuyt et al., 2006).

In deze studie worden de soorten met een KFK tussen 0-4 beschouwd, dit zijn de, in Vlaanderen, zeldzame soorten.

2.2.2.4 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 milieumomstandigheden aangeeft waarbij een plant optimaal voorkomt. Er zijn indicatorgetallen voor licht, temperatuur, continentaliteit, vocht, zuurgraad, nutriënten, zout, zware metalen en maaigevoeligheid (Ellenberg et al., 1992; bijlage 2).

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 milieuocondities (zie o.a. Diekmann, 2003; Schaffers & Sykora, 2000; Hill & Carey, 1997).

In functie van ecologische opvolging wordt het Ellenberg-indicatorgetal voor nutriënten aangewend. In deze studie worden per opname gewogen gemiddelden berekend van de Ellenberg-indicatorgetallen op basis van de bedekkingen van de verschillende soorten. Voor akkerwinde, hopklaver, klein hoefblad, kruipende boterbloem, raapzaad, rode klaver, scherpe boterbloem, smalle weegbree, smalle wikke, veldereprijs en vogelwikke werd het Ellenberggetal voor nutriënten afgeleid uit Hill et al. (1999).

2.2.2.5 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 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 plantensoorten werd overgenomen uit Hodgson et al. (1995). Een aantal soorten uit de dataset (namelijk dubbelkelk, gevlekte rupsklaver en reuzenberenklauw) zijn niet opgenomen in Hodgson et al. (1995). De CSR-data werden voor deze soorten gehaald uit de database bioflor (Klotz et al., 2002; <http://www2.ufz.de/bioflor>).

Het C-, S- en R-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.

2.2.2.6 Typische en facultatieve graslandsoorten

De bermvegetatie kan worden geëvalueerd door de aanwezigheid van kenmerkende graslandsoorten. Hiervoor werd de indeling in ecologische soortengroepen van Runhaar et al. (2004) angewend. Vermits het streefdoel van de bermvegetaties voedselarme tot matig voedselrijke, droge tot vochtige graslandvegetaties zijn worden volgende soortengroepen geselecteerd:

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

Een typische graslandsoort is een soort waarbij meer dan de helft van de ecologische groepen waar ze in thuishoort 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 angewend voor oeversoorten in Duijn (1994).

2.2.2.7 Beoordeling habitatype 6510 subtype glanshavergrasland

Voor de meeste PQ's langs de IJzer kan glanshavergrasland naar voor worden geschoven als streefdoel. Glanshavergrasland ontwikkelt zich immers onder een maaibeheer en is een niet-waterafhankelijk vegetatietype (Zwaenepoel et al., 2002).

Oosterlynck et al. (in voorbereiding) geven een beoordelingsmatrix voor het bepalen van de lokale staat van instandhouding voor glanshavergrasland (habitatype 6510_hu). De matrix geeft sleutelsoorten aan voor glanshavergrasland samen met criteria die wenselijk zijn voor het behalen van een gunstige staat van instandhouding. Bovendien worden soorten duidend op verschillende vormen van verstoring (eutrofiëring, vergrassing, verruiging, verbraming en verbossing) aangegeven.

sleutelsoorten	aardaker, beemdooievaarsbek, beemdkroon bevertjes, gewone vogelmelk, glad walstro, graslathyrus, groot streepzaad, grote bevernel, gulden boterbloem, gulden sleutelbloem, karwijvarkenskervel, klavervreter, kleine ratelaar, knolboterbloem, knolsteenbreek, knoopkruid, kraailook, margriet, muskuskaasjeskruid, gele morgenster, geoorde zuring, goudhaver, grote pimpernel, naakte lathyrus, pastinaak rapunzelklokje, ruige leeuwentand, veldsalie, veldlathyrus, vijfdeig kaasjeskruid, zachte haver	≥30%
eutrofiëring	gewone hoornbloem, kruipende boterbloem, raaigras, veldzuring, witbol, witte klaver	≤ 30%
vergrassing	fioringras, gewoon struisriet, gewoon timoteegras, glanshaver, grote vossenstaart, kropaar, kweek, raaigras, rietgras, rietzwenkgras, ruige zegge, ruw beemdgras, smele	≤ 50%
verruiging	akkerdistel, akkerwinde, basterdwederik, bijvoet, boerenwormkruid, heermoes, (hegge)vogelmuur, hondsdrif, grote brandnetel, Jakobskruid, kleeftkruid, kruldistel, krulzuring, melkdistel, paardenbloem, ridderzuring, speerdistel, vogelmuur, zevenblad	≤ 30%
verbraming	braam	≤ 10%
verbossing	houtige soorten	≤ 10%

2.2.2.8 *Vershil 2010 en 2014*

Significante verschillen ($P < 0,05$) tussen vegetatievariabelen afgeleid uit opnames van 2010 en opnames van 2014 worden nagegaan door middel van 'linear mixed-effect models'. De vegetatieopnames in 2010 en 2014 binnen eenzelfde PQ zijn niet onafhankelijk van elkaar. 'Mixed models' kunnen met dergelijke herhaalde metingen omgaan (Pinheiro and Bates, 2000). Responsvariabelen voor het model zijn de verschillende vegetatievariabelen, de 'random factor' zijn de PQ's en de 'fixed factor' is het jaar van vegetatieopname (2010 of 2014). Deze statistische analyse is verricht via R (R Development Core Team, 2011) waarbij gebruik is gemaakt van het nlme pakket (Pinheiro et al., 2011).

2.2.2.9 *Grafische voorstelling*

De spreiding voor verschillende vegetatievariabelen worden in de resultaten veelal grafisch voorgesteld door middel van boxplots. De opbouw van een boxplot is als volgt: rechthoek = 1^{ste} en 3^{de} kwartielwaarden (25^{ste} en 75^{ste} percentiel); dikkere lijn = mediaan; staart = maximale en minimale waarde binnen 1,5x kwartielafstand; cirkels = uitbijters dit zijn waarden verder gelegen dan 1,5x kwartielafstand.

Naast boxplots worden ook puntenplots aangewend als grafische weergave. In puntenplots worden alle metingen met een punt op de grafiek aangegeven.

De grafieken zijn gemaakt via R (R Development Core Team, 2011) door gebruik te maken van het ggplot2 pakket (Wickham, 2009).

2.2.2.10 *Richtwaarden*

De spreiding van de vegetatievariabelen worden in de bespreking van de resultaten vergeleken met richtwaarden voor doelvegetaties of niet-doel vegetaties.

Deze richtwaarden worden afgeleid uit een studie rond bermvegetaties van Van Kerckvoorde et al. (2015). Deze studie analyseert een dataset van 542 vegetatieopnames langs bermen van verschillende waterwegen (Zeeschelde en Durme, Kanaal Gent-Brugge, Leopoldkanaal, IJzer en Leie). In deze dataset konden 5 ecologisch relevante groepen worden onderscheiden: (1) de brem - schapenzuring groep, (2) de duizendblad - knoopkruid groep, (3) de glanshaver - fluitenkruid groep, (4) de grote brandnetel - glanshaver groep en (5) de grote brandnetel groep.

De duizendblad - knoopkruid groep wordt gekenmerkt door het voorkomen van soorten typisch voor glanshavergrasland. De duizendblad - knoopkruid groep kan dan ook gezien worden als een streefbeeld voor de bermen van de IJzer. De grote brandnetel - glanshaver groep en de grote brandnetel groep worden gekenmerkt door grote brandnetel en productieve grassen en zijn ecologisch minder wenselijk.

Richtwaarden duidend op soortenrijk glanshavergrasland kunnen worden afgeleid uit het 75^{ste} percentiel voor vegetatievariabelen in de duizendblad - knoopkruid groep:

- aantal soorten > 18;
- Shannon-Wiener diversiteitsindex > 2,2;
- Ellenberggetal voor nutriënten < 5,7;
- S-aandeel > 20%;
- C-aandeel < 44%;
- bedekking typische graslandsoorten > 40%.

Richtwaarden eerder duidend naar ecologisch minder waardevolle vegetaties kunnen worden afgeleid uit het 75^{ste} percentiel voor vegetatievariabelen in de grote brandnetel groepen:

- aantal soorten < 13;
- Shannon-Wiener diversiteitsindex < 1,8;
- Ellenberggetal voor nutriënten > 6,8;
- S-aandeel < 15%;
- C-aandeel > 58%;
- bedekking typische graslandsoorten < 2%.

In Oosterlynck et al. (in voorbereiding) wordt een minimale bedekking van 30% aangehaald van typische soorten als richtwaarde voor een goed ontwikkeld glanshavergrasland. Richtwaarden voor verschillende vormen van verstoring bij een goed ontwikkeld glanshavergrasland zijn: de bedekking van soorten duidend op eutrofiëring is lager dan 30%, de bedekking van soorten duidend op vergrassing is lager dan 50%, de bedekking van soorten duidend op verruiging is lager dan 30% en de bedekking van braam is lager dan 10%.

3 Resultaten

3.1 Ecologische inventarisatie

3.1.1 Bermvegetatie

De resultaten van de berminventarisatie zijn weergegeven op kaart 2.

Kanaal Nieuwpoort-Duinkerke

De bermvegetatie op de rechteroever van het Kanaal Nieuwpoort-Duinkerke bestaat vooral uit glanshavervegetatie (40,7%) en uit productief grasland met relictten van glanshavergrasland (33,9%, tabel 2). Vooral tussen de Hogebrug en de brug van de N8 en tussen Florizoonebrug en Zeltebrug zijn glanshavervegetaties waargenomen (foto 1).

Er zijn bijzondere soorten waargenomen zoals kleine en grote ratelaar (beide kwetsbaar) en bijenorchis (RodeLijst-categorie zeldzaam), zoals is aangegeven op kaart 3.

Tabel 2. De lengte en het aandeel van verschillende vegetatiegroepen langs het Kanaal Nieuwpoort-Duinkerke.

	Rechteroever & waterzijde	
glanshavergrasland	6830 m	40,7%
productieve vegetatie met relictten van glanshavergrasland	5690 m	33,9%
productieve vegetatie zonder relictten van glanshavergrasland	2860 m	17,0%
productieve vegetatie en grote brandnetel	830 m	5,0%
grote brandnetel	560 m	3,3%



Foto 1. De rechteroever van het Kanaal Nieuwpoort-Duinkerke tussen de brug van de E40 en de Hogenbrug. De foto toont een bloeiaspect van margriet in juni.

Lokanaal

Op de rechteroever van het Lokanaal groeit vooral glanshavergrasland en een productieve vegetatie met relictten van glanshavergrasland (tabel 3; foto 2). Glanshavergrasland komt vooral voor tussen de sluis te Lo-Fintele en Fortembrug.

Op de linkeroever van het Lokanaal is de meest voorkomende bermvegetatie een productieve vegetatie met grote brandnetel (tabel 3). Deze vegetatie komt er sterker voor op de landzijde ten opzichte van de waterzijde.

Een productieve vegetatie met relictten van glanshavergrasland groeit vooral aan de waterzijde van de linkeroever tussen de Kellenaarsbrug en Fortembrug en op de landzijde tussen de Kellenaarsbrug en Lobrug.

Een brandnetelgedomineerde vegetatie is teruggevonden op de linkeroever (zowel aan water- als landzijde) van het Lokanaal tussen de brug van de N390 en de Rozenbrug.

Tabel 3. De lengte en het aandeel van verschillende vegetatiegroepen langs het Lokanaal.

	Rechteroever & waterzijde		Linkeroever & waterzijde		Linkeroever & landzijde	
glanshavergrasland	8600 m	62,2%	0 m	0%	0 m	0%
productieve vegetatie met relictten van glanshavergrasland	4970 m	36,0%	3850 m	27,0%	1470 m	11,2%
productieve vegetatie zonder relictten van glanshavergrasland	260 m	1,9%	3050 m	21,9%	1770 m	13,4%
productieve vegetatie en grote brandnetel	0 m	0%	6120 m	43,9%	8860 m	67,1%
grote brandnetel	0 m	0%	930 m	6,7%	1090 m	8,2%



Foto 2. De rechteroever van het Lokanaal net stroomafwaarts Millebrug met bloei van margriet, glad walstro en veldlathyrus.



Foto 3. De rechteroever van het Lokanaal net stroomafwaarts Fortembrug met bloei van margriet en scherpe boterbloem.



Foto 4. De linkeroever van het Lokanaal tussen Rozenbrug en de brug van de N390 kent een vegetatie met een hoge abundantie van grote brandnetel.

Bergenvaart

Langs de Bergenvaart (waterzijde) tussen de Nieuwpoortsebrug en de brug van de N8 komt vooral een productieve vegetatie met grote brandnetel voor (tabel 4). Daarnaast is een bermvegetatie van productieve grassen met glanshaverrelicten en een bermvegetatie van productieve grassen zonder glanshaverrelicten geïnventariseerd.

Tussen Zwaantjesbrug en Valkenbrug komt een bermvegetatie van productieve grassen met glanshaverrelicten en een bermvegetatie van productieve grassen zonder glanshaverrelicten voor. Tussen Baeldenbrug en Zwaantjesbrug groeit een bermvegetatie van productieve grassen zonder glanshaverrelicten.

Tabel 4. De lengte en het aandeel van verschillende vegetatiegroepen langs de Bergenvaart.

	Rechteroever & waterzijde	
glanshavergrasland	0 m	0%
productieve vegetatie met relicten van glanshavergrasland	1420 m	25,8%
productieve vegetatie zonder relicten van glanshavergrasland	2080 m	37,8%
productieve vegetatie en grote brandnetel	2000 m	36,4%
grote brandnetel	0 m	0%

3.1.2 Oevervegetatie

De resultaten van de oeverinventarisatie langs de waterwegen in het IJzerdistrict zijn weergegeven op kaart 4. Wanneer oevervegetatie voorkomt bestaat dit bijna steeds uit een rietkraag.

Langs het Lokanaal is oevervegetatie zowel op de rechter- als linkeroever aanwezig. Vooral tussen de Zandfoortbrug en de brug van de E40 is de rietkraag er goed ontwikkeld (foto 5). Op de onderzochte trajecten van de Bergenvaart is een rietkraag veelal aanwezig, zowel op de linker- als rechteroever (foto 6). Langs het Kanaal Nieuwpoort-Duinkerke komt oevervegetatie slechts beperkt voor. Enkel langs de linkeroever tussen Florizoonebrug en Zeltebrug is er een traject van zo'n 2 km met oevervegetatie.



Foto 5. Het Lokanaal tussen Kortewildebrug en de brug van de E40 kent een brede rietkraag op beide oevers.



Foto 6. De Bergenvaart stroomopwaarts Zwaantjesbrug kent een brede rietkraag op beide oevers. De bermvegetatie wordt gedomineerd door glanshaver.

3.1.3 Gulden sleutelbloem

Gulden sleutelbloem is aangetroffen langs het Kanaal Nieuwpoort-Duinkerke, het Lokanaal, de IJzer en het Kanaal Ieper-IJzer (kaart 5).

- Langs het Kanaal Nieuwpoort-Duinkerke komen grote populaties gulden sleutelbloem voor op de recheroever tussen Florizoonebrug en Zeltebrug (foto 7) en op de rechter- en linkeroever tussen de voetbrug Veurne en Wulpenbrug. Tevens is gulden sleutelbloem aangetroffen op de recheroever tussen Adinkerke en de Franse grens.
- Langs het Lokanaal groeit gulden sleutelbloem vooral op de linkeroever tussen de Korte Wildebrug en Fortembrug.
- Langs de IJzer komt gulden sleutelbloem vooral voor op de linkeroever net stroomafwaarts Tervatebrug.
- Op de recheroever van het Kanaal Ieper-IJzer stroomafwaarts Ieper is er een kleine populatie.



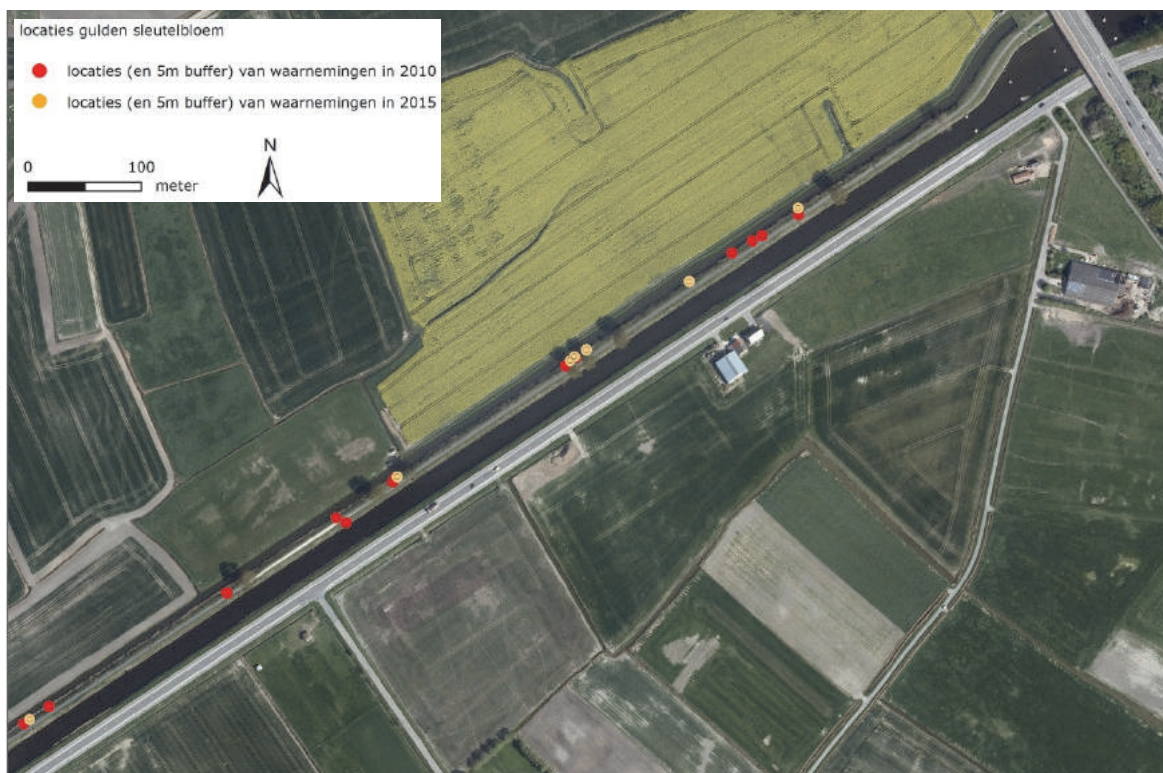
Foto 7. De rechteroever van het Kanaal Nieuwpoort-Duinkerke stroomopwaarts Zeltebrug bezit omvangrijke populaties van gulden sleutelbloem.

Bij vergelijking van de locaties van gulden sleutelbloem in 2010 en 2015 langs het Kanaal Nieuwpoort-Duinkerke tussen 500 m stroomafwaarts Florizoonebrug tot Zeltebrug (het traject met veeroosters) zijn er opmerkelijke verschillen (figuur 1):

- in 39 locaties van gulden sleutelbloem in 2010 is de soort niet meer teruggevonden in 2015,
- 5 locaties van gulden sleutelbloem in 2015 waren niet aanwezig in 2010,
- bij 13 locaties is gulden sleutelbloem aangetroffen in 2010 en 2015.

De locaties met gulden sleutelbloem betreffen dikwijls slechts individuele planten. Hierdoor wordt vermoed dat het om relictten gaat van vroegere omvangrijkere populaties en dat het huidige beheer niet bevorderend voor de soort is.





Figuur 1. Waargenomen locaties van gouden sleutelbloem in 2015 en 2010 langs het Kanaal Nieuwpoort-Duinkerke tussen 500 m stroomafwaarts Florizoonebrug tot Zeltebrug.

3.1.4 Invasieve exoten

Er zijn 3 invasieve exoten (soorten met code "A", volgens het ISEIA-protocol, zie op www.ias.biodiversity.be) teruggevonden langs de W&Z-waterwegen van het IJzerdistrict (kaart 6):

- Japanse duizendknoop groeit op de rechteroever van het Kanaal Nieuwpoort-Duinkerke stroomopwaarts Veurne (3 locaties van 72 m, 22 m en 13 m lengte; steeds aan de waterzijde) en stroomafwaarts Veurne (2 locaties van 15 m en 6 m lengte, steeds aan de waterzijde). Een locatie van zo'n 100 m lengte is aanwezig op de linkeroever van het Kanaal Nieuwpoort-Duinkerke te Veurne.
- Reuzenberenklauw groeit vooral op de linkeroever (zowel aan de water- als landzijde) vanaf zo'n 400 m tot zo'n 700 m stroomafwaarts Schoorbakkebrug. Overige locaties langs de IJzer liggen op zo'n 1 km stroomafwaarts Tervatebrug (waterzijde) en op zo'n 1400 m stroomopwaarts Diksmuidebrug (landzijde). Op de rechteroever (waterzijde) van het Kanaal Nieuwpoort-Duinkerke is op 80 m stroomopwaarts de Voetbrug Veurne 1 blad aangetroffen van reuzenberenklauw.
- Reuzenbalsemien (locatie van zo'n 10 m lengte) is aangetroffen langs de rechteroever van de IJzer zo'n 650 m stroomafwaarts Diksmuidebrug. 1 plant is gevonden aan de waterzijde op de rechteroever van het Kanaal Nieuwpoort-Duinkerke te Veurne. Aanpalend aan deze locatie groeit reuzenbalsemien als tuinplant.

3.2 Ecologische opvolging

3.2.1 Struikbedekking

Slechts 5 opnames van 2014 kennen bedekkingen van struiken:

- één opname heeft 100% struikbedekking van es: de opname gelegen aan de landzijde op zo'n 1500 m stroomafwaarts de Dodengang;
- twee opnames kennen een struikbedekking van 10%: es bij de opname aan de landzijde gelegen op zo'n 700 m stroomopwaarts Diksmuidebrug en wilg bij de opname aan de waterzijde gelegen op zo'n 1600 m stroomafwaarts de Dodengang;
- twee opnames kennen een struikbedekking van 4%: wilg bij de opname aan de landzijde gelegen op zo'n 2500 m stroomafwaarts de Dodengang en esdoorn bij de opname aan de waterzijde gelegen op zo'n 700 m stroomopwaarts Diksmuidebrug.

Er worden geen verschillen gevonden in struikbedekking in 2010 ten opzichte van 2014, behalve voor de opname aan de waterzijde gelegen op zo'n 1600 m stroomafwaarts de Dodengang vermits hier geen struikbedekking was in 2010.

3.2.2 Biodiversiteit

Langs de IJzer blijkt zo'n 70% van de opnames uit 2014 een soortenaantal (figuur 2) te hebben lager dan 13 en zo'n 80% van de opnames een Shannon-Wienerdiversiteitindex (figuur 3; kaart 7) lager dan 1,8 (dit zijn richtwaarden voor een ecologisch minder waardevolle vegetatie, zie 2.2.2.10).

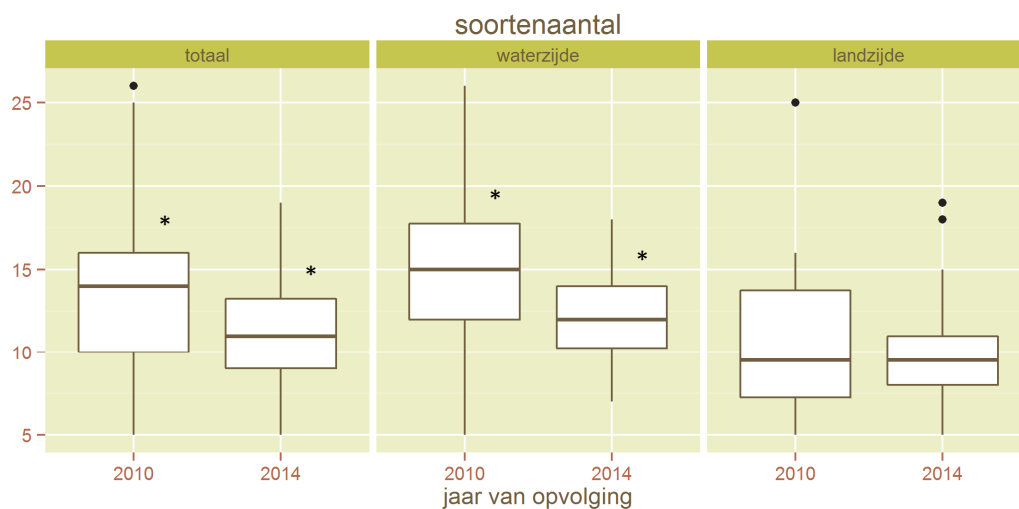
Slechts één opname van 2014 langs de IJzer voldoet aan richtwaarde voor een ecologisch waardevolle vegetatie (aantal soorten > 18, Shannon-Wienerdiversiteitindex > 2,2, zie 2.2.2.10): de opname aan de landzijde op zo'n 500 m stroomafwaarts Tervatebrug heeft een soortenaantal van 19 en een diversiteitindex van 2,4.

Zowel voor het soortenaantal (figuur 2) als voor de Shannon-Wiener diversiteitindex (figuur 3) worden significante lagere waarden gevonden in 2014 in vergelijking met 2010 bij de totale dataset en bij opnames gelegen aan de waterzijde. In 2010 bezat net geen 50% van de opnames een soortenaantal lager dan 13 of een diversiteitindex lager dan 1,8. In 2010 hadden 5 opnames een soortenaantal tussen 26 en 19 en 9 opnames een diversiteitindex tussen 2,7 en 2,2.

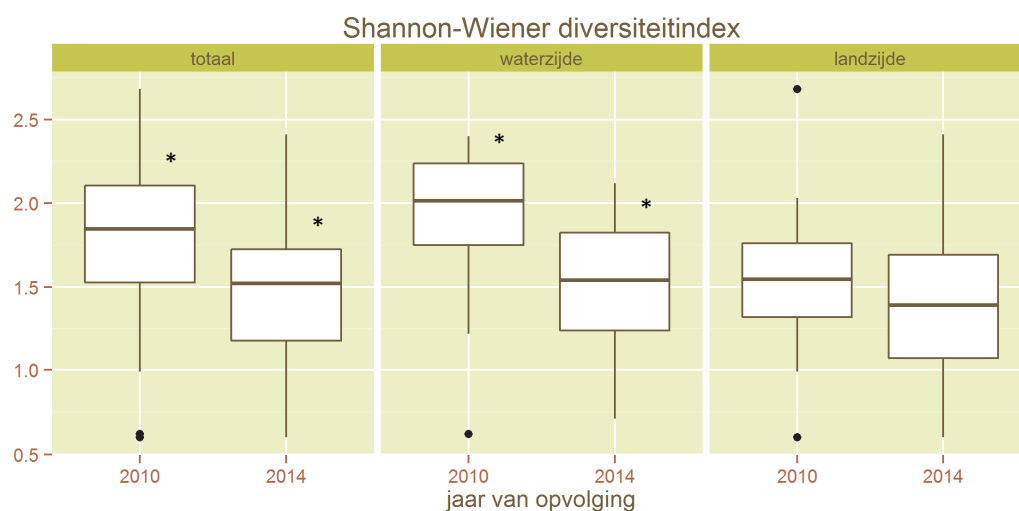
Zowel in 2014 als in 2010 liggen de mediaan en kwartielwaarden voor de soortenaantallen en de diversiteiten lager bij opnames gelegen aan de landzijde in vergelijking met opnames van de waterzijde.

Ook bij opnames vanuit de prioritaire zones liggen de Shannon-Wienerdiversiteitindex meestal tussen 1 en 1,8 (figuur 4). 2 opnames hebben hogere indices: 2,4 voor de opname aan de landzijde op zo'n 500 m stroomafwaarts Tervatebrug en 1,9 voor de opname aan de waterzijde gelegen op zo'n 1300 m stroomopwaarts Tervatebrug.

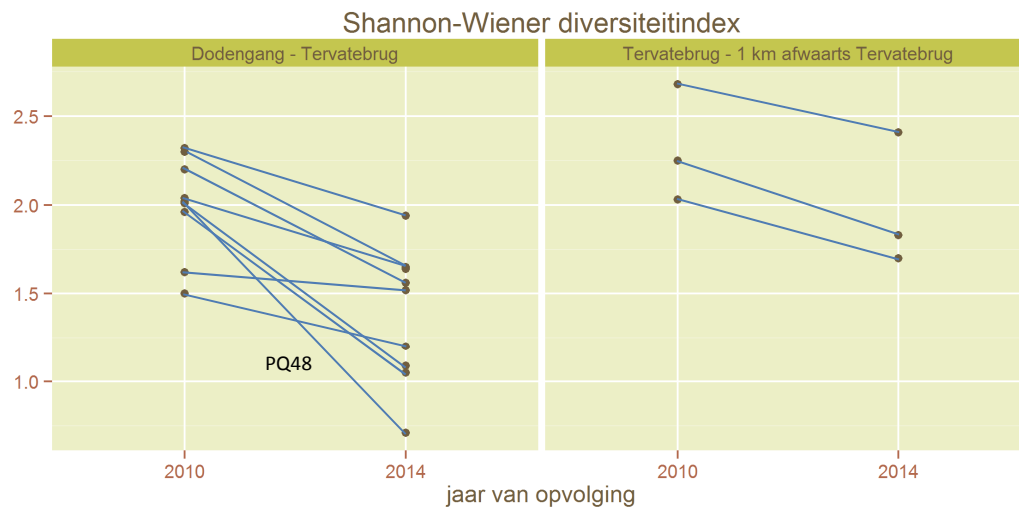
Een opmerkelijke daling in diversiteitindex wordt waargenomen bij de opname aan de waterzijde gelegen op zo'n 1600 m stroomafwaarts de Dodengang (PQ 48, figuur 4). Sommige soorten met lage bedekkingen in 2010 werden er niet meer teruggevonden in 2014, zoals akkerdistel, grote brandnetel, rood zwenkgras, smalle wikke, knolboterbloem en witte klaver. In 2014 kent dit PQ een heel sterke dominantie van knoekkruis (bedekking van zo'n 80%, dit is echter wel een typische soort voor glanshavergrasland zie verder in figuur 18).



Figuur 2. Boxplots van het soortenaantal voor vegetatieopnames van 2010 en 2014. Het linkse deel van de figuur duidt op de totale dataset, het middelste deel toont de opnames aan de waterzijde en het rechtse gedeelte geeft de opnames aan de landzijde. *: significant verschil tussen 2010 en 2014 op basis van een 'linear mixed-effect model'.



Figuur 3. Boxplots van de Shannon-Wienerdiversiteitindex voor vegetatieopnames van 2010 en 2014. Het linkse deel van de figuur duidt op de totale dataset, het middelste deel toont de opnames aan de waterzijde en het rechtse gedeelte geeft de opnames aan de landzijde. *: significant verschil tussen 2010 en 2014 op basis van een 'linear mixed-effect model'.

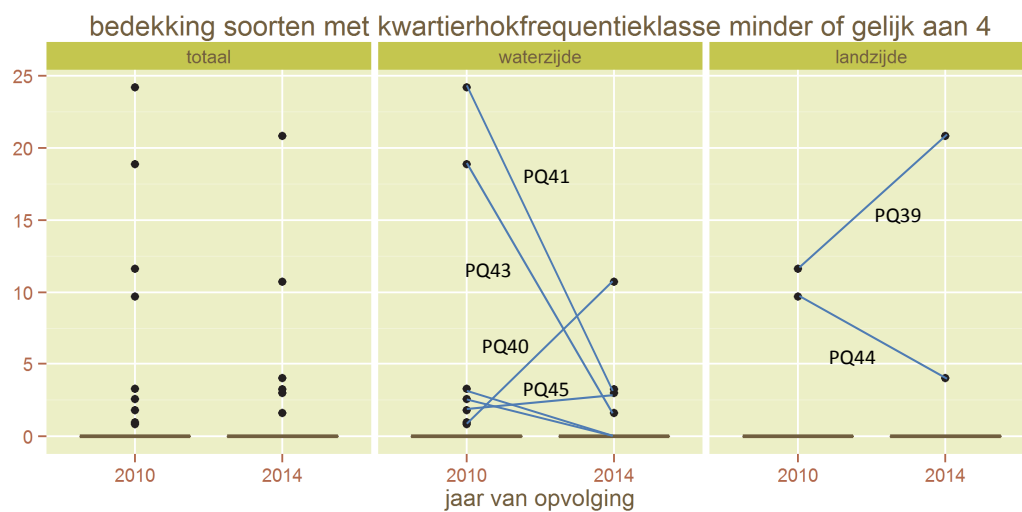


Figuur 4. De Shannon-Wienerdiversiteitindex voor opnames van 2010 en 2014 gelegen in prioritaire trajecten. Waarden van dezelfde PQ zijn met elkaar verbonden.

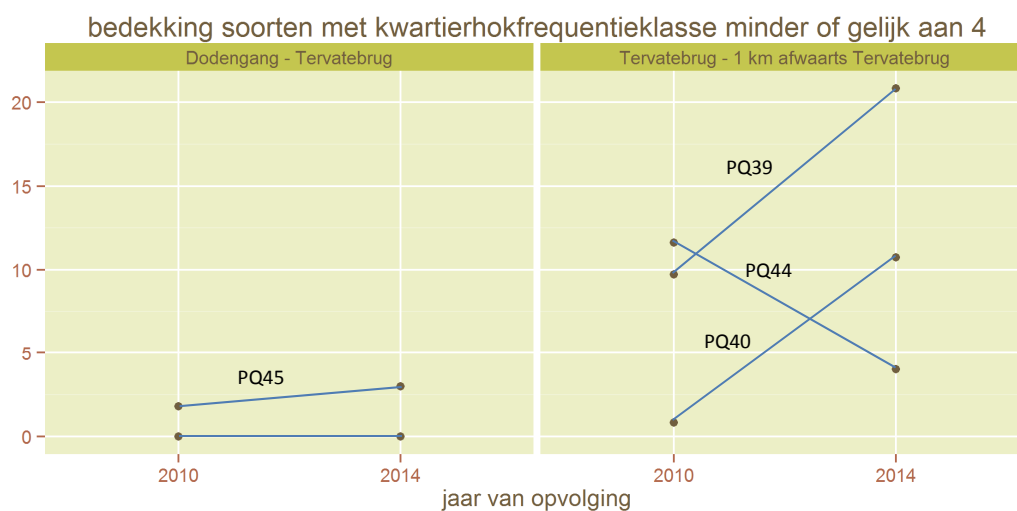
3.2.3 Rode Lijst & zeldzame soorten

In de opnames langs de IJzer zijn geen Rode Lijst soorten aangetroffen.

Er zijn 3, in Vlaanderen zeldzaam voorkomende, soorten teruggevonden (met kwartierhokfrequentieklasse 4): dubbelkelk, gevlekte rupsklaver en gulden sleutelbloem. De bedekking van deze zeldzame soorten ligt op 20% voor de opname aan de landzijde op zo'n 500 m stroomafwaarts Tervatebrug (PQ 39), op 10% voor de opname aan de waterzijde op zo'n 600 m stroomafwaarts Tervatebrug (PQ 40) en tussen 1% en 10% bij 2 opnames (figuur 5 en 6). Grote verschillen tussen 2010 en 2014 worden waargenomen in de bedekking van gevlekte rupsklaver. In 2 opnames ligt de bedekking van gevlekte rupsklaver in 2014 veel lager ten opzichte van 2010: in de opname aan de waterzijde op zo'n 2700 m stroomopwaarts Diksmuidebrug (PQ 41) en in de opname aan de waterzijde op zo'n 1100 m stroomafwaarts Diksmuidebrug (PQ 43). In de opname aan de waterzijde op zo'n 600 m stroomafwaarts Tervatebrug is de bedekking van gevlekte rupsklaver hoger in 2014 dan in 2010. In 2 andere opnames worden iets lagere bedekkingen van gevlekte rupsklaver in 2014 ten opzichte van 2010 waargenomen. Gulden sleutelbloem kent bij 2 opnames hogere bedekkingen in 2014 dan in 2010: in de opname aan de landzijde op zo'n 500 m stroomafwaarts Tervatebrug (PQ 39) en in de opname aan de waterzijde gelegen op zo'n 1300 m stroomopwaarts Tervatebrug (PQ 45) en lagere bedekkingen in 2014 in de opname aan de landzijde op zo'n 600 m stroomafwaarts Tervatebrug (PQ 44). Dubbelkelk werd niet teruggevonden in de opnames van 2010 maar wel in 2 opnames in 2014 met lage bedekkingen (2%).



Figuur 5. Boxplots van de bedekking van soorten met kwartierhokfrequentieklasse ≤ 4 in opnames van 2010 en 2014. Het linkse deel van de figuur duidt op de totale dataset, het middelste deel toont de opnames aan de waterzijde en het rechtse gedeelte geeft de opnames aan de landzijde weer. Waarden van dezelfde PQ zijn met elkaar verbonden.



Figuur 6. De bedekking van soorten met kwartierhokfrequentieklasse ≤ 4 in opnames van 2010 en 2014 gelegen in prioritaire trajecten. Waarden van dezelfde PQ zijn met elkaar verbonden.

3.2.4 Ellenberg-indicatorgetal voor nutriënten

De richtwaarde voor een ecologisch waardevolle vegetatie is een Ellenberggetal voor nutriënten lager dan 5,7. De richtwaarde voor ecologisch minder waardevolle vegetaties (gekenmerkt door het vrij abundant voorkomen van grote brandnetel) is een Ellenberggetal voor nutriënten hoger dan 6,8.

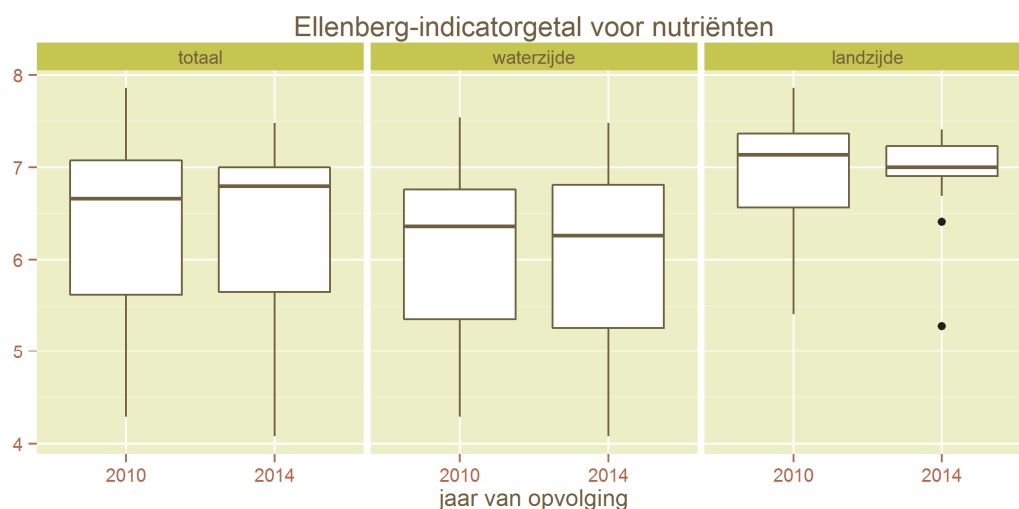
Voor zowat de helft van de opnames van 2014 liggen de Ellenberggetallen voor nutriënten hoger dan 6,8 (figuur 7, kaart 8). Zowat een kwart van de opnames hebben waarden lager dan 5,7.

Er worden verschillen waargenomen tussen opnames aan de waterzijde en opnames aan de landzijde. Zo kent 84% van de opnames van 2014 gelegen aan de landzijde Ellenberggetallen voor nutriënten hoger dan 6,8. Slechts 1 opname heeft een waarde lager dan 5,7: de opname aan de landzijde op zo'n 500 m stroomafwaarts Tervatebrug (5,3). Zo'n kwart van de opnames van 2014 gelegen aan de waterzijde hebben waarden hoger dan 6,8. Tevens bezit zo'n 38% van de opnames van 2014 gelegen aan de waterzijde waarden lager dan 5,7.

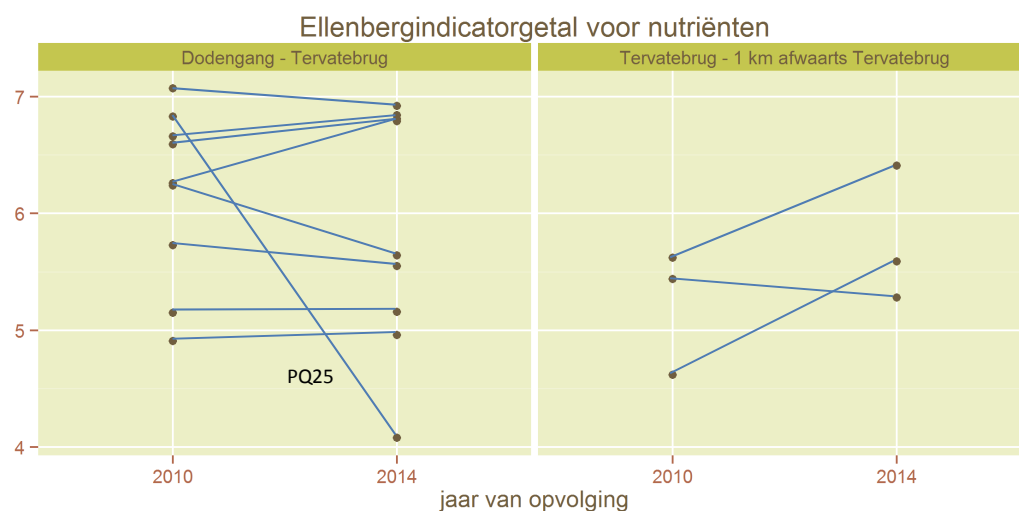
Er worden geen significante verschillen gevonden in het Ellenberggetal voor nutriënten tussen 2014 en 2010.

In de prioritaire zones hebben de meeste opnames (7 PQ's of zo'n 60%) een Ellenberggetal voor nutriënten dat overeenstemt met een ecologisch waardevolle vegetatie ($< 5,7$). Enkel in de prioritaire zone tussen de Dodengang en Tervate hebben 3 opnames (25%) hoge waarden voor het Ellenberggetal voor nutriënten ($> 6,8$): 6,9 voor de opname aan de waterzijde gelegen op zo'n 1400 m stroomafwaarts de Dodengang, 6,8 voor de opname aan de waterzijde zo'n 2500 m stroomafwaarts de Dodengang en 6,8 voor de opname aan de waterzijde zo'n 3500 m stroomafwaarts de Dodengang (figuur 8).

Een opmerkelijke daling van het Ellenberggetal voor nutriënten wordt waargenomen voor de opname aan de waterzijde gelegen op zo'n 100 m stroomopwaarts Tervatebrug (PQ 25). In dit PQ wordt een hogere bedekking van heermoes waargenomen: van slechts 4% bedekking in 2010 naar 80% bedekking in 2014. Heermoes is een soort met een laag Ellenberggetal voor nutriënten, namelijk 3.



Figuur 7. Boxplots van het Ellenberggetal voor nutriënten in opnames van 2010 en 2014. Het linkse deel van de figuur duidt de totale dataset, het middelste deel toont de opnames aan de waterzijde en het rechtse gedeelte geeft de opnames aan de landzijde.



Figuur 8. Het Ellenberggetal voor nutriënten in opnames van 2010 en 2014 gelegen in prioritaire trajecten. Waarden van dezelfde PQ zijn met elkaar verbonden.

3.2.5 CSR

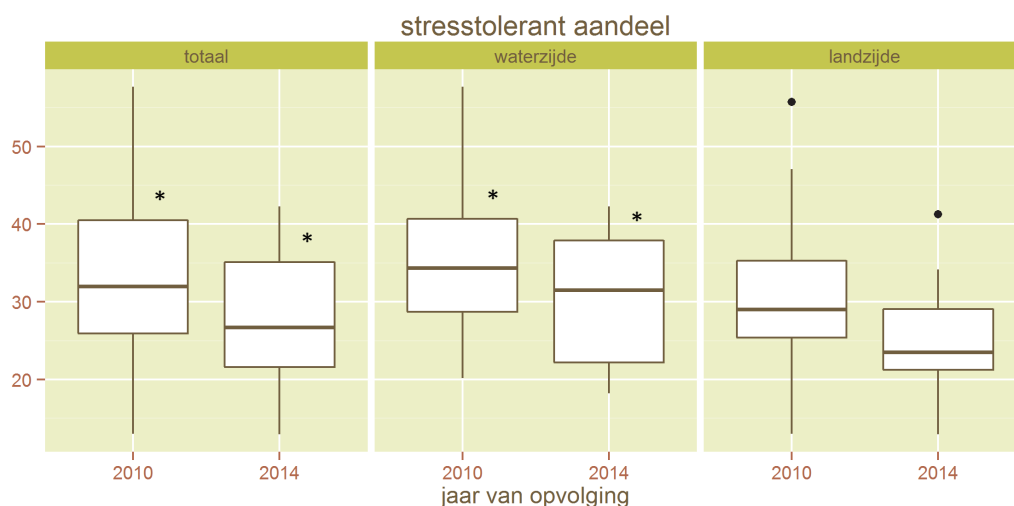
De richtwaarde voor een ecologisch waardevolle vegetatie is een stress-tolerant aandeel hoger dan 20% en een competitief aandeel lager dan 44%. Richtwaarden voor minder waardevolle vegetaties (gekenmerkt door het vrij abundant voorkomen van grote brandnetel) is een stress-tolerant aandeel lager dan 15% en een competitief aandeel hoger dan 58% (zie ook onder 2.2.2.10).

De ijzeropnames bezitten vrij hoge waarden van het stress-tolerant aandeel (figuur 9). Voor de meeste opnames ligt het stress-tolerant aandeel immers hoger dan 20%. Significante lagere waarden voor het stress-tolerant aandeel in 2014 ten opzichte van 2010 worden berekend voor de totale dataset en bij opnames gelegen aan de waterzijde.

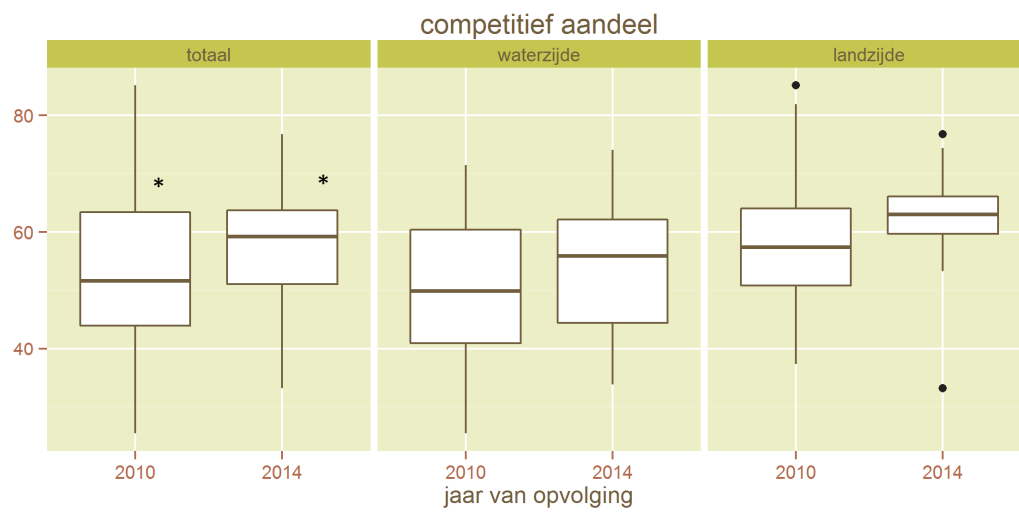
De ijzeropnames kennen hoge waarden van het competitief aandeel (figuur 10): ongeveer de helft van de opnames in 2014 heeft een competitief aandeel hoger dan 58%. Bij zo'n 20% van de opnames in 2014 is het competitief aandeel lager dan 44%. Bij zo'n kwart van de opnames aan de waterzijde is het competitief aandeel lager dan 44%, voor opnames aan de landzijde is dit slechts 5%. Opnames gelegen aan de landzijde bezitten hogere kwartiel- en mediaanwaarden voor het competitief aandeel ten opzichte van de opnames gelegen aan de waterzijde. Significante hogere waarden voor het competitief aandeel in 2014 in vergelijking met 2010 worden berekend voor de totale dataset.

In de prioritaire zones ligt het stress-tolerant aandeel van de opnames in 2014 tussen 19% en 40% (figuur 11). Opmerkelijke stijging van het stress-tolerant aandeel is te zien bij de opname aan de waterzijde gelegen op zo'n 100 m stroomopwaarts Tervatebrug (PQ 25). In dit PQ wordt een sterke uitbreiding van heermoes waargenomen: van slechts 4% bedekking in 2010 naar 80% bedekking in 2014. Een sterke daling van het stress-tolerant aandeel wordt waargenomen bij PQ 8. Reden hier is een sterke uitbreiding van glanshaver: van 10% in 2010 naar 60% in 2014.

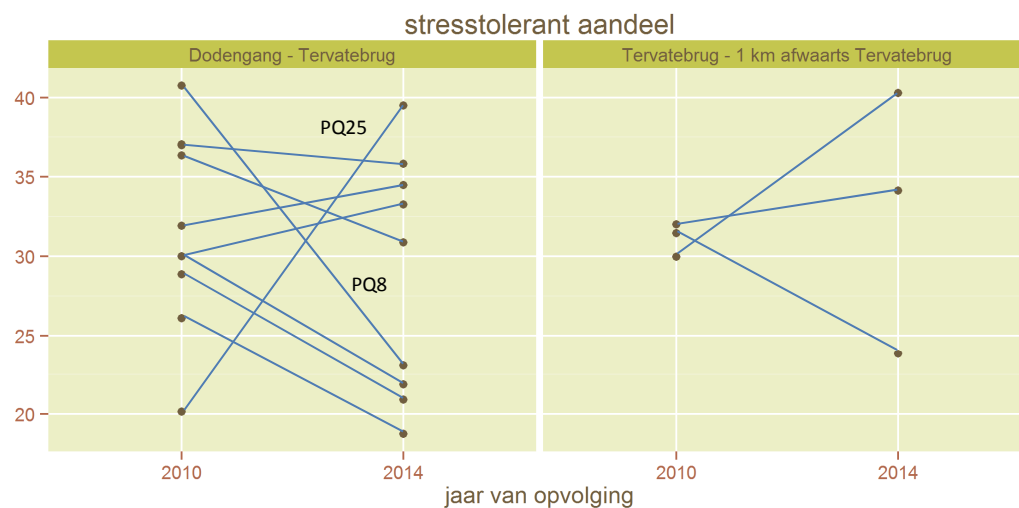
In de prioritaire zones heeft iets minder dan de helft van de opnames in 2014 een competitief aandeel lager dan 44% (figuur 12). Ongeveer een kwart van de opnames hebben competitief aandeel hoger dan 58%. In opnames aan de waterzijde gelegen op zo'n 1400 m en 2500 m stroomafwaarts de Dodengang wordt een duidelijke stijging van het competitief aandeel waargenomen. De reden hiervoor is een hogere bedekking van productieve grassoorten zoals glanshaver, kweek en riet.



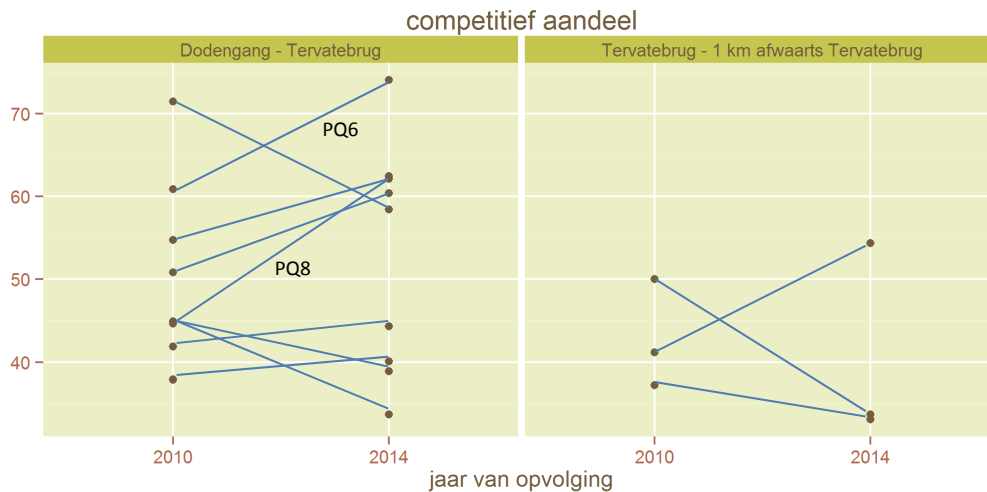
Figuur 9. Boxplots van het stresstolerant aandeel bij opnames van 2010 en 2014. Het linkse deel van de figuur duidt op de totale dataset, het middelste deel toont de opnames aan de waterzijde en het rechtse gedeelte geeft de opnames aan de landzijde. *: significant verschil tussen 2010 en 2014 op basis van een 'linear mixed-effect model'.



Figuur 10. Boxplots van het competitief aandeel voor opnames van 2010 en 2014. Het linkse deel van de figuur duidt op de totale dataset, het middelste deel toont de opnames aan de waterzijde en het rechtse gedeelte geeft de opnames aan de landzijde. *: significant verschil tussen 2010 en 2014 op basis van een 'linear mixed-effect model'.



Figuur 11. Het stresstolerant aandeel voor opnames van 2010 en 2014 gelegen in prioritaire trajecten. Waarden van dezelfde PQ zijn met elkaar verbonden.



Figuur 12. Het competitief aandeel voor opnames van 2010 en 2014 gelegen in prioritaire trajecten. Waarden van dezelfde PQ zijn met elkaar verbonden.

3.2.6 Glanshavergrasland

Een minimale bedekking van 30% voor typische glanshavergraslandsoorten geldt als richtwaarde voor een goed ontwikkeld glanshavergrasland. Voor een goed ontwikkeld glanshavergrasland dient de bedekking van soorten duidend op eutrofiëring lager dan 30% te zijn, van soorten duidend op vergrassing lager dan 50%, van soorten duidend op verruiging lager dan 30% en van braam lager dan 10% (zie ook onder 2.2.2.10).

Slechts 8 opnames (zo'n 17%) langs de IJzer hebben minstens 30% bedekking van typische soorten (figuur 13, kaart 9). Het merendeel van de opnames hebben lage bedekkingen voor typische soorten: bij 75% van de opnames ligt de bedekking aan typische soorten lager dan 1%; bij de helft van de opnames is de bedekking zelfs lager dan 3%.

Wanneer enkel de opnames gelegen aan de waterzijde worden beschouwd dan bezit 23% van deze opnames een bedekking van typische soorten hoger dan 30%. Slechts 5% van de opnames gelegen aan de landzijde heeft een bedekking aan typische soorten van minstens 30% (figuur 13).

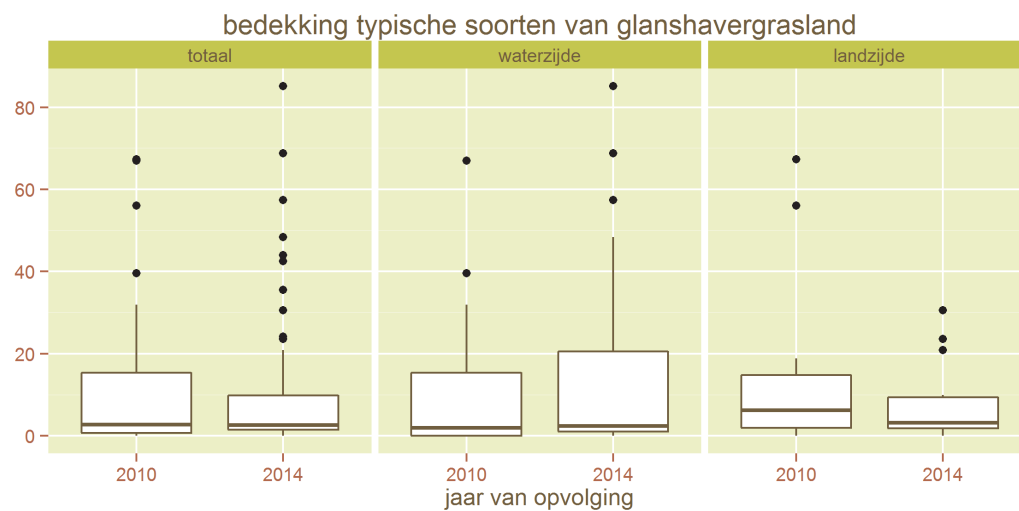
Er worden geen significante verschillen gevonden in bedekking van typische soorten tussen 2014 en 2010.

De opnames langs de IJzer kennen hoge bedekkingen van productieve grassoorten die duiden op een vergrassing van glanshavergrasland (figuur 13, kaart 10). Bij meer dan de helft van de opnames (57%) ligt de bedekking van soorten duidend op vergrassing hoger dan de richtwaarde (> 50%). Bij de helft van de opnames ligt de bedekking zelfs boven 60% (figuur 14). Bij opnames gelegen aan de landzijde is de vergrassing sterker in vergelijking met opnames gelegen aan de waterzijde. Zo heeft 78% van de opnames gelegen aan de landzijde een bedekking hoger dan 50% van soorten duidend op vergrassing van glanshavergrasland; voor opnames van de waterzijde is dit slechts 23%. Bij PQ's gelegen aan de landzijde wordt een significant hogere bedekking van soorten duidend op vergrassing van glanshavergrasland gevonden in 2014 in vergelijking met 2010.

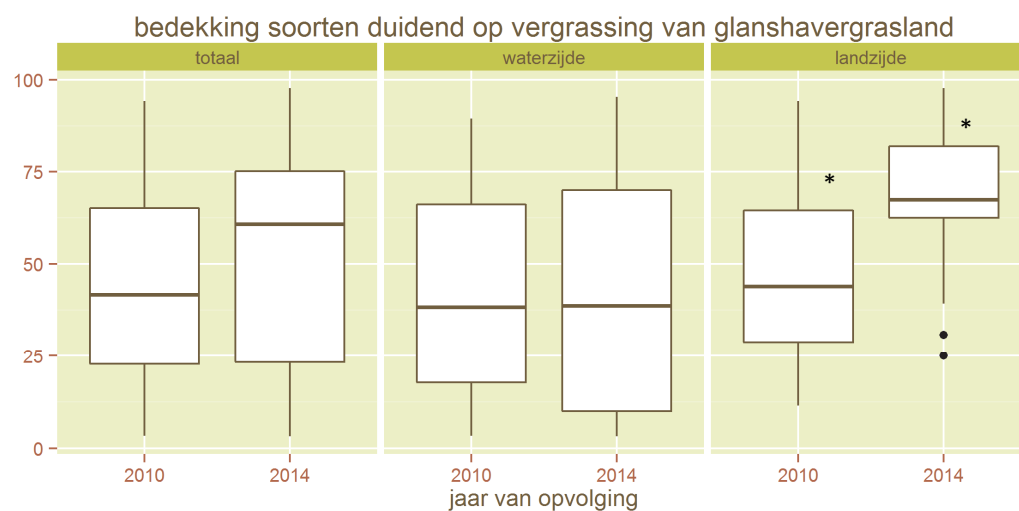
De bedekking van soorten duidend op eutrofiëring, verbraming of verruiging van glanshavergrasland is bij de opnames langs de IJzer gering (figuur 15, figuur 16 en figuur 17). Bramen komen zo goed als niet voor in de IJzeropnames: slechts in 3 opnames van 2014 gelegen aan de waterzijde komen bramen voor met lage bedekkingen, namelijk tussen 1% en 4%.

In de prioritaire zones ligt de bedekking van typische soorten bij 5 opnames (42%) hoger dan 30%. Een hogere bedekking van typische glanshaversoorten in 2014 in vergelijking met 2010 wordt vastgesteld bij de opname aan de waterzijde gelegen op zo'n 1600 m en zo'n 2500 m stroomafwaarts de Dodengang (PQ 46 en PQ 48) als gevolg van een hogere bedekking van knoopkruid en een lagere bedekking van glanshaver (figuur 18).

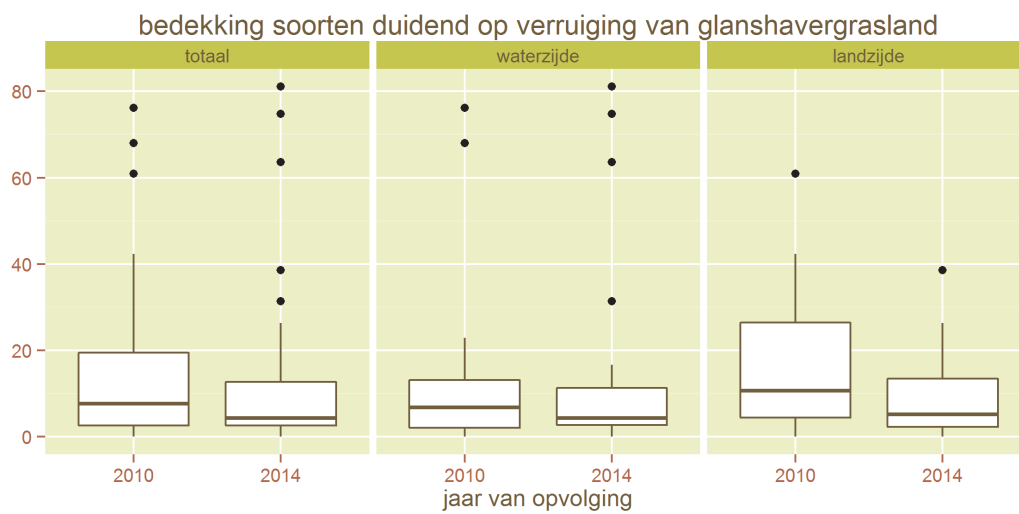
In de prioritaire zones ligt de bedekking van productieve grassoorten bij 5 opnames (42%) van 2014 hoger dan 50% (figuur 19).



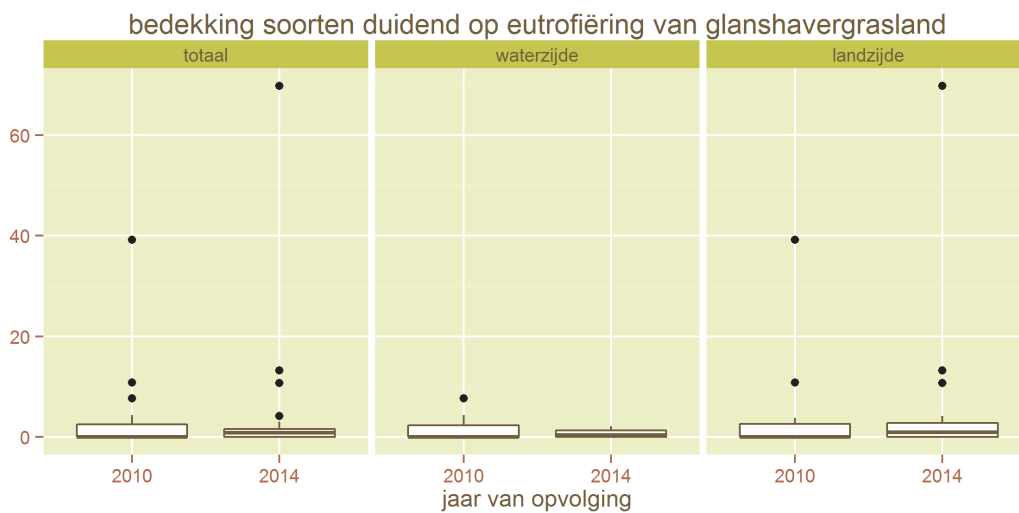
Figuur 13. Boxplots van de bedekking van typische soorten van glanshavergrasland voor opnames van 2010 en 2014. Het linkse deel van de figuur duidt op de totale dataset, het middelste deel toont de opnames aan de waterzijde en het rechtse gedeelte geeft de opnames aan de landzijde. *: significant verschil tussen 2010 en 2014 op basis van een 'linear mixed-effect model'.



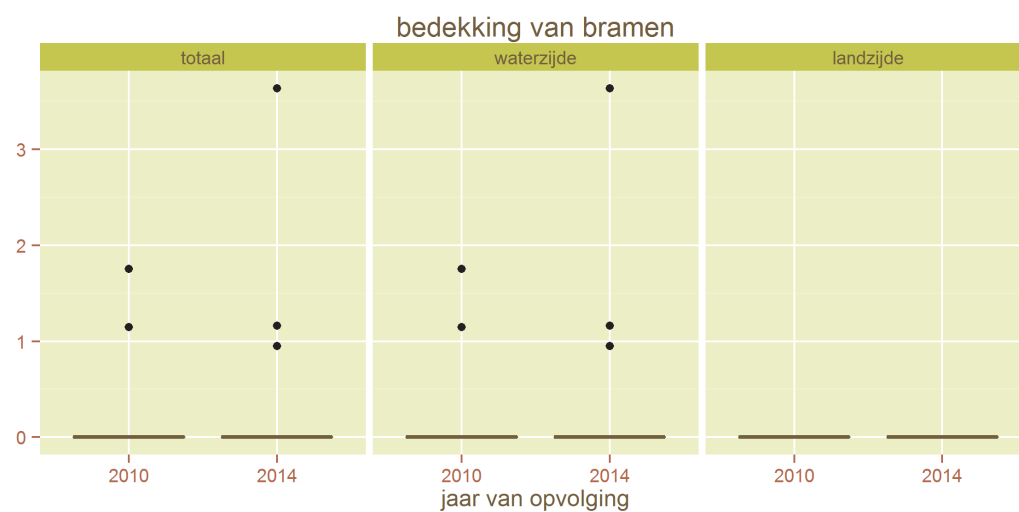
Figuur 14. Boxplots van de bedekking van soorten duidend op vergrassing van glanshavergrasland voor opnames van 2010 en 2014. Het linkse deel van de figuur duidt op de totale dataset, het middelste deel toont de opnames aan de waterzijde en het rechtse gedeelte geeft de opnames aan de landzijde. *: significant verschil tussen 2010 en 2014 op basis van een 'linear mixed-effect model'.



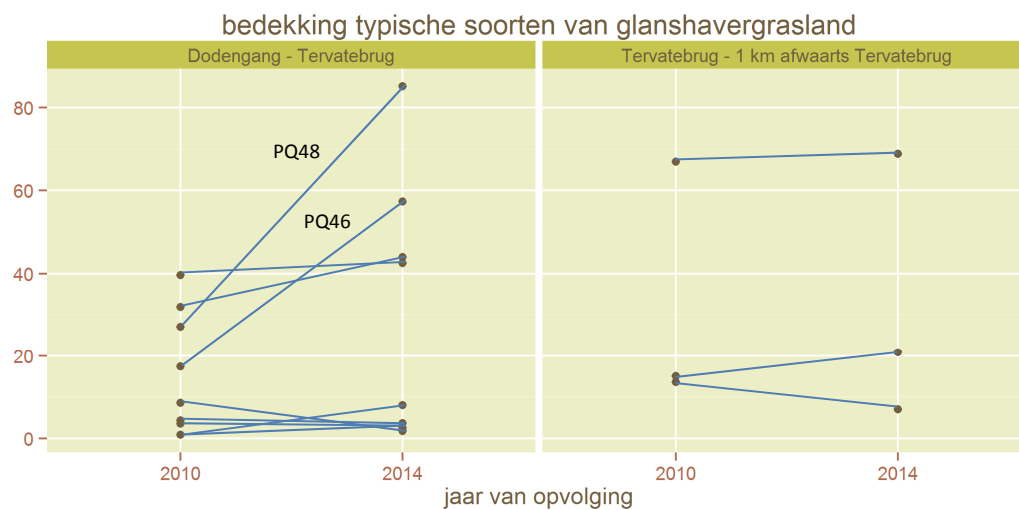
Figuur 15. Boxplots van de bedekking van soorten duidend op verzuiging van glanshavergrasland voor opnames van 2010 en 2014. Het linkse deel van de figuur duidt op de totale dataset, het middelste deel toont de opnames aan de waterzijde en het rechtse gedeelte geeft de opnames aan de landzijde.



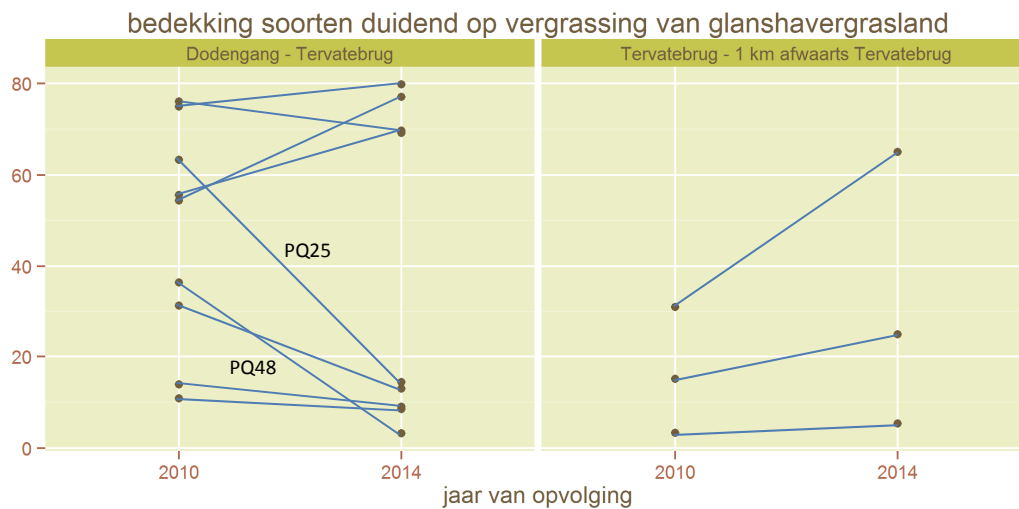
Figuur 16. Boxplots van de bedekking van soorten duidend op eutrofiëring van glanshavergrasland voor opnames van 2010 en 2014. Het linkse deel van de figuur duidt op de totale dataset, het middelste deel toont de opnames aan de waterzijde en het rechtse gedeelte geeft de opnames aan de landzijde.



Figuur 17. Boxplots van de bedekking van bramen voor opnames van 2010 en 2014. Het linkse deel van de figuur duidt op de totale dataset, het middelste deel toont de opnames aan de waterzijde en het rechtse gedeelte geeft de opnames aan de landzijde.



Figuur 18. De bedekking van typische soorten voor glanshavergrasland voor opnames van 2010 en 2014 gelegen in prioritaire trajecten. Waarden van dezelfde PQ zijn met elkaar verbonden.



Figuur 19. De bedekking van soorten duidend op vergrassing van glanshavergrasland voor opnames van 2010 en 2014 gelegen in prioritaire trajecten. Waarden van dezelfde PQ zijn met elkaar verbonden.

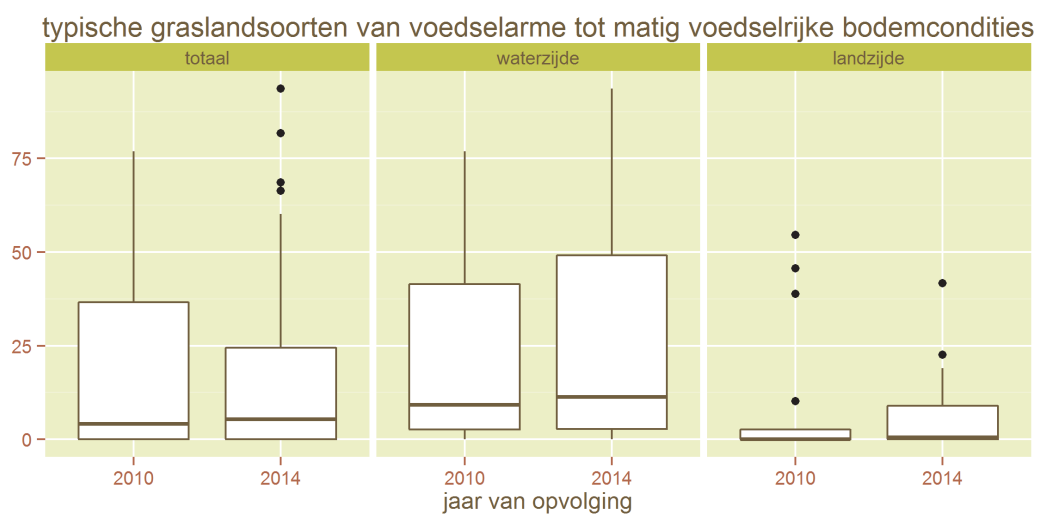
3.2.7 Typische graslandsoorten

Zo'n 20% van de opnames langs de IJzer hebben een bedekking van typische graslandsoorten voor voedselarme tot matig voedselrijke bodemcondities (figuur 20, kaart 11) hoger dan 40% (de richtwaarde voor ecologisch waardevolle vegetaties, zie 2.2.2.10). Bij zo'n 35% van de opnames ligt de bedekking lager dan 2% (de richtwaarde voor ecologisch minder waardevolle vegetaties, zie 2.2.2.10). Bij opnames gelegen aan de landzijde zijn de bedekkingen van typische graslandsoorten lager in vergelijking met opnames gelegen aan de waterzijde:

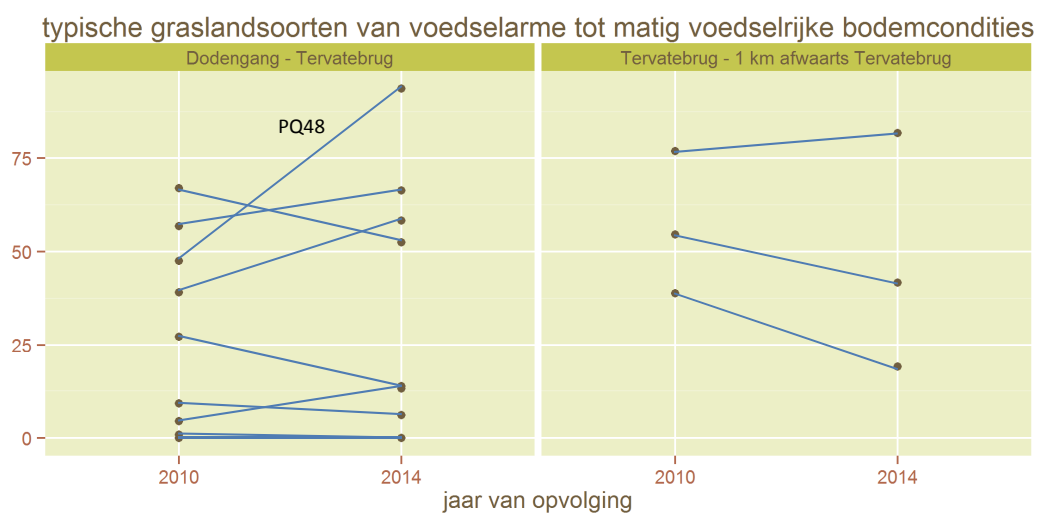
- De 1^{ste} en 3^{de} kwartielwaarde en de mediaan liggen lager bij opnames van de landzijde in vergelijking met opnames van de waterzijde.
- Bij 18% van de opnames gelegen aan de waterzijde is de bedekking van typische graslandsoorten lager dan 2%; voor opnames aan de landzijde bedraagt dit 61%.
- Bij 28% van de opnames gelegen aan de waterzijde is de bedekking van typische graslandsoorten hoger dan 40%. Slechts 1 opname aan de landzijde kent een bedekking van typische graslandsoorten hoger dan 40%.

Er worden geen significante verschillen gevonden in de bedekking van typische graslandsoorten tussen 2014 en 2010.

De helft van de opnames gelegen in prioritaire zones heeft een bedekking van typische graslandsoorten hoger dan 40% (figuur 21). 2 opnames (12%) in de prioritaire zone kennen bedekkingen van typische graslandsoorten lager dan 2%. In de opname aan de waterzijde gelegen op zo'n 1600 m stroomafwaarts de Dodengang (PQ 48) is er tijdens de periode 2010-2014 een duidelijke stijging aan de bedekking van typische graslandsoorten omwille van hogere abundanties van knooppkruid in 2014.



Figuur 20. Boxplots van de bedekking van typische graslandsoorten voor opnames van 2010 en 2014. Het linkse deel van de figuur duidt op de totale dataset, het middelste deel toont de opnames aan de waterzijde en het rechtse gedeelte geeft de opnames aan de landzijde.



Figuur 21. De bedekking van soorten duidend op vergrassing van glanshavergrasland voor opnames van 2010 en 2014 gelegen in prioritaire trajecten. Waarden van dezelfde PQ zijn met elkaar verbonden.

3.3 Ecologische opvolging

3.3.1 Biodiversiteit

De vegetatie van de PQ's langs de IJzer kennen een significante daling van het soortenaantal en van de Shannon-Wienerdiversiteitsindices in 2014 in vergelijking met 2010. Tevens worden de PQ's langs de IJzer gekenmerkt door lage soortenaantallen en diversiteiten. De 1^{ste} en 3^{de} kwartielwaarden, namelijk 9,0 en 13,3 voor het soortenaantal en 1,2 en 1,7 voor de Shannon-Wienerdiversiteitsindex, komen overeen met waarden gevonden bij productieve bermvegetaties (Van Kerckvoorde et al., 2015).

De reden voor de significant lagere soortenaantallen en diversiteiten in 2014 ten opzichte van 2010 is niet duidelijk. Door het toepassen van een natuurvriendelijk maaibeheer wordt immers verwacht dat, vanuit een soortenarme vegetatie, het soortenaantal en de diversiteit toeneemt. Zo is een toename van het soortenaantal en de diversiteit proefondervindelijk vastgesteld in ondermeer Zwaenepoel (1993) en van de Haterd et al. (2009). Deze studies tonen ook een toename van soorten aan bij kleibodems, welke, van nature, een voedselrijk karakter hebben. Gezien de IJzer zich bevindt in de ecoregio van de polders worden de bermen wellicht ook gekenmerkt door bodems met een aanzienlijk kleigehalte.

In de eerste jaren na het instellen van een natuurvriendelijk maaibeheer wordt de soortentoename in de vegetatie verklaard door de structuurverandering. Door het weghalen van biomassa van dominante en productieve soorten verandert immers de competitie tussen de soorten. Kleinere soorten krijgen daardoor kans om te groeien of zich te vestigen (Parr & Way, 1988; Antonsen & Olsson, 2005; Oomes, 1988). Op lange termijn zal, als gevolg van een natuurvriendelijk maaibeheer, geleidelijk een verschraving van de bodem optreden wanneer het maaisel wordt verwijderd (Bakker, 1989; Schaffers et al., 1998) waardoor groeiomstandigheden voor soorten kenmerkend voor voedselarme omstandigheden ontstaan.

3.3.2 Ellenberggetal voor nutriënten

Het Ellenberggetal voor nutriënten ligt bij de helft van de opnames langs de IJzer hoog met waarden van dezelfde grootteorde als de waarden berekend bij productieve bermvegetaties (Van Kerckvoorde et al., 2015). Er werden geen significante verschillen gevonden in het Ellenberggetal voor nutriënten tussen 2014 en 2010. Onder een natuurvriendelijk maaibeheer wordt een daling van het indicatorgetal voor nutriënten verwacht, zoals is vastgesteld in ondermeer Zwaenepoel (1993), Bakker (1989) en Bakker et al. (2002).

Het Ellenberggetal voor nutriënten blijkt een duidelijke indicatie te geven voor de hoeveelheid biomassa (productie) van vegetaties (Hill & Carey, 1997; Schaffers & Sykora, 2000; Ertsen et al., 1998). Verschillende studies tonen aan dat de Ellenberggetallen voor nutriënten een betere correlatie vertonen met de biomassa van de vegetatie dan met de nutriëntengehaltes in de bodem (Ertsen et al., 1998; Schaffers & Sykora, 2000). Het Ellenberggetal voor nutriënten blijkt immers een integratie te geven van verschillende ecologische variabelen die de productiviteit bepalen en niet alleen van de beschikbare nutriënten in de bodem.

Verschillende studies geven aan dat door het maaien en afvoeren van de vegetatie een daling van de plantenbiomassa optreedt, ook bij vegetaties op kleibodems:

- Een evaluatierapport van de beheerkosten bij de Nederlandse wegbermen geeft biomassa-hoeveelheden aan in wegbermen op kleibodems. Bij klepelbeheer was de productie 11 ton droge stof per ha. Vanaf 1975 werd een ecologisch beheer (2 maaibeurten / jaar met afvoer) ingesteld en daalde de biomassa naar 6,5 ton per ha (in 2000). Een verdere daling van de biomassa naar 5,5 ton/ha wordt verwacht bij het verder zetten van een ecologisch beheer (DWW 2005).
- Oomes et al. (1996) vermelden een daling van de biomassa van 10-11 ton droge stof /ha naar 5-6 ton/ha na 9 jaar met 2x maaibeurten per groeiseizoen.
- In wegbermen op klei stellen van de Haterd et al. (2009) vast dat een biomassa van 4 ton droge stof/ha niet verder afneemt door maaibeheer, waarbij er ook geen stijging wordt vastgesteld.

Een daling van het Ellenberggetal voor nutriënten en dus van de biomassaproductie valt na te streven. Een lagere biomassaproductie zorgt immers voor minder maaibeurten en voor lagere stort- en opruimkosten.

3.3.3 CSR

Er wordt een significante stijging van het competitief aandeel en een significante daling van het stresstolerant aandeel gevonden bij de PQ's langs de IJzer in 2014 ten opzichte van 2010. Tevens bezitten de bermopnames langs de IJzer hoge competitieve aandelen. Zowat de helft van de opnames hebben competitieve aandelen die overeenkomen met waarden aangetroffen bij productieve vegetaties (Van Kerckvoorde et al., 2015). Onder een uitvoering van een natuurvriendelijk maaibeheer wordt een daling van het competitief aandeel en een stijging van het stresstolerant aandeel verwacht. De reden van het geobserveerd lager stresstolerant aandeel en hoger competitief aandeel is niet duidelijk.

3.3.4 Glanshavergraslanden

Voor de IJzer bermen vormt de ontwikkeling naar glanshavergrasland een streefdoel. Glanshavergraslanden komen immers voor op droge tot vochtige plaatsen en is niet grondwaterafhankelijk. Glanshavergrasland wordt in stand gehouden door een maaibeheer. Glanshavergrasland komt doorgaans voor op zwaardere bodems (zandleem, leem of klei). Op zandige bodems komen ietwat soortenarmere versies voor (Zwaenepoel et al., 2002).

In Vlaanderen is de oppervlakte aan glanshavergrasland beperkt: Paelinckx et al. (2009) vermelden een oppervlak tussen 1.350-1.750 ha (beschreven onder het habitattypen 'laaggelegen schraal hooiland'), waarbij slechts zo'n 23% ligt binnen habitatrictlijngebied. De belangrijkste bedreigingen voor glanshavergrasland zijn omschakeling van hooi- naar begrazingsbeheer, bemesten van grasland, herbicidengebruik en het scheuren van grasland (Zwaenepoel et al., 2002).

Een groot deel van glanshavergrasland komt voor op bermen en dijken (Paelinckx et al., 2009). Bermen en dijken vormen dan ook voor verschillende soorten kenmerkend voor glanshavergrasland een belangrijk biotoop (Zwaenepoel et al., 2002; Sykora et al., 1993; Way, 1977).

Ongeveer een kwart van de opnames aan de waterzijde hebben een bedekking van minstens 30% aan typische soorten van glanshavergrasland; voor opnames aan de landzijde bedraagt dit slechts 5%. Vooral de bedekking aan productieve grassoorten ligt voor de opnames langs de IJzer hoog. Door het instellen van een natuurvriendelijk maaibeheer met 2 maaibeurten per groeiseizoen worden de productieve grassen benadeeld (Parr & Way, 1988) zodat typische soorten van glanshavergrasland hogere bedekkingen kunnen bereiken.

3.3.5 Water- en landzijde

Vegetatieopnames aan de landzijde kennen over het algemeen een lagere ecologische waarde in vergelijking met opnames aan de waterzijde. Zo kennen opnames aan de landzijde over het algemeen lagere soorten aantallen en diversiteiten, een lager stress-tolerant aandeel, lagere bedekkingen van typische soorten voor glanshavergrasland, hogere Ellenberggetallen voor nutriënten, een hoger competitief aandeel en hogere bedekkingen van soorten duidend op vergrassing van glanshavergrasland. Uitzondering hierop vormt de landzijde net stroomafwaarts Tervatebrug, waar een soortenrijke vegetatie met gulden sleutelbloem groeit.

Uit analyse van een vrij omvangrijke dataset (542 opnames) met vegetatieopnames langs bermen van waterwegen blijken opnames gelegen aan de landzijde voor een belangrijk deel te bestaan uit productieve vegetaties in vergelijking met opnames gelegen aan de waterzijde. Bovendien bezit de bodem van opnames aan de landzijde hogere gehalten aan plantbeschikbare fosfor en stikstof ten opzichte van bodems uit opnames gelegen aan de landzijde (Van Kerckvoorde et al., 2015).

Mogelijke verklaring voor de productieve vegetaties op de landzijde is dat de landzijde meer onderhevig aan randinvloeden zoals de inwaai van meststoffen en bestrijdingsmiddelen vanuit het omliggend landbouwgebied.

3.3.6 Prioritaire zones

Ongeveer de helft van de opnames binnen een prioritaire zone voldoen aan de richtwaarde voor een ecologisch waardevolle vegetatie wat betreft de variabelen Ellenberggetal voor nutriënten, competitief aandeel en bedekking van typische soorten (Van Kerckvoorde et al., 2015).

Opmerkelijk is dat in de prioritaire zone tussen de Dodengang en Tervatebrug er in 2014 twee groepen van opnames kunnen worden onderscheiden. De ene groep heeft hogere bedekkingen van soorten kenmerkend voor glanshavergrasland, lagere competitieve aandelen en lagere Ellenberggetallen voor nutriënten in vergelijking met de andere groep (kaart 8 en kaart 9). De opnames die ecologisch waardevoller zijn bevinden zich op zo'n 1300 m, 1600 m, 1800 m, 2400 m en 3200 m stroomopwaarts Tervatebrug. Lagere ecologische waarde hebben de opnames gelegen op zo'n 400 m, 1400 m en 2500 m stroomafwaarts de Dodengang en 1100 m en 100 m stroomopwaarts Tervatebrug. Dergelijke verschillen waren veel minder het geval in de opnames uitgevoerd in 2010. Een verklaring voor de verschillende evoluties binnen eenzelfde prioritaire zone tussen de Dodengang en Tervatebrug kan niet direct worden aangehaald.

3.3.7 Globale evaluatie

Over het algemeen worden geen grote veranderingen waargenomen in de vegetatie binnen eenzelfde PQ bij vergelijking van de opnames van 2010 met de opnames van 2014. Een mogelijke verklaring is dat bermvegetaties vooral bestaan uit overblijvende planten. Dergelijke vegetaties reageren immers traag op veranderingen (zoals bv. beheer). Ook andere monitoringsstudies van bermvegetaties merken trage veranderingen op in de vegetatie (Auestad et al., 2011; Parr & Way, 1988).

Opmerkelijk is dat de vegetatie binnen PQ's langs de IJzer lage soortenaantallen en diversiteiten kennen. Op basis van soortenaantallen en diversiteiten bereiken immers zo'n 80% van de opnames van 2014 de richtwaarde voor een ecologisch minder waardevolle vegetatie.

Op basis van de overige vegetatievariabelen kan gesteld worden dat zo'n 20% van de opnames van 2014 de richtwaarde voor soortenrijk glanshavergrasland bereiken (tabel 5). Voor opnames gelegen aan de waterzijde ligt het percentage hoger in vergelijking met opnames aan de landzijde. In prioritaire zones bereiken ongeveer de helft van de opnames de richtwaarde voor glanshavergrasland.

Ongeveer de helft van de opnames uit 2014 bereiken de richtwaarde voor een ecologische minder waardevolle (en dus productieve) vegetatie. Het merendeel van de opnames gelegen aan de landzijde kennen productieve vegetaties. In prioritaire zones kennen zo'n kwart van de opnames een productieve vegetatie.

Tabel 5. Samenvattende tabel met het percentage van de opnames van 2014 die voldoen aan de richtwaarden voor ecologisch waardevolle (glanshavergrasland) en minder waardevolle vegetaties op basis van het Ellenberggetal voor nutriënten, het competitief aandeel, de bedekking van typische graslandsoorten en de bedekking van soorten typisch voor glanshavergrasland.

	Ecologisch waardevol (%)	Ecologisch minder waardevol (%)
totale dataset	20	50
waterzijde	25	25
landzijde	5	80
prioritaire zones	50	25

4 Beheervoorstellen

4.1 Ecologisch streefbeeld

Om beheervoorstellen (of inrichtingsmaatregelen) te kunnen formuleren is vooreerst een beschrijving van de natuurwaarden die een doel (streefbeeld) vormen wenselijk. Bij het bepalen van de beheervoorstellen dient rekening te worden gehouden met de belangen van scheepvaart en met technische, economische, recreatieve en landschappelijke randvoorwaarden.

Het natuurstreefbeeld voor de waterwegen onder bevoegdheid van W&Z in het IJzerdistrict is een behoud of verdere ontwikkeling van de ecologische waarden in de bermen, oevers en het aquatisch milieu. Tevens is er het streven naar een ononderbroken corridor voor allerlei planten en dieren door het reduceren van de barrièrewerking.

Door een natuurvriendelijk beheer en het wegwerken van ecologische knelpunten krijgen de natuurwaarden mogelijkheden om te diversifiëren volgens de abiotische omstandigheden. Waar mogelijk wordt gestreefd naar structuurvariatie via een mozaïek van struwelen, ruigte en kruidige vegetatie. Invasieve exoten worden door een selectief beheer onder controle gebracht of uitgeroeid.

Voor de oevers langs de waterwegen in het IJzerdistrict vormt het ecologisch streefbeeld veelal een (vrij) brede oevervegetatie. In de ecoregio van de polders zal vooral riet ontwikkelen als oeversoort. Overige typische oeversoorten omvatten gele lis, oeverzegge, grote waterweegbree, grote egelskop, grote en kleine lisdodde en struwelen van diverse wilgensoorten, zwarte els en es. Echter, lokaal, kunnen spontane erosieprocessen met bijhorende typische ecologische waarden (bv. nestplaatsen voor oeverzwaluw of ijsvogel) mogelijk blijven (De Rycke et al., 2001). Overjarig riet is vooral in de ecoregio van de polders van belang als biotoop voor de verschillende broedvogels van rietlanden zoals blauwborst, rietzanger, rietgors, kleine karekiet en bruine kiekendief (Vermeersch et al., 2004).

Voor de bermen langs de waterwegen in het IJzerdistrict vormt het streefdoel het in stand houden en verder ontwikkelen van bloem- en soortenrijke graslandvegetaties duidend op (vrij) voedselarme condities. Doelsoorten omvatten margriet, knoopkruid, veldlathyrus, pastinaak, kraailook, gele morgenster, rapunzelklokje, glad walstro, kleine en grote ratelaar. Lokaal kennen de bermen van de waterwegen in het IJzerdistrict ietwat kalkrijke condities waardoor ideale condities ontstaan voor soorten zoals gulden sleutelbloem, goudhaver, zachte haver, kruipend stalkruid, viltig kruiskruid, bijenorchis en beemdkruid.

Het is niet wenselijk om vegetaties die duiden op zeer voedselrijke condities (bv. grote brandnetel, akkerdistel, fluitenkruid) of verstoorde condities (bv. kruipertje, stinkende gouwe, kompassla, varkensgras) als gevolg van herbicidengebruik of overbetreding in stand te houden. Door een natuurvriendelijk beheer kunnen dergelijke vegetaties evolueren naar ecologisch waardevollere en soortenrijkere vegetaties.

Er wordt gestreefd naar de bestrijding van invasieve exoten of op zijn minst het voorkomen van de vestiging van bijkomende populaties.

Een ecologische meerwaarde voor (brede) bermen is het voorkomen van een mozaïek bestaande uit kruidvegetatie met struiken van ondermeer éénstijlige meidoorn, sleedoorn, rozen en gladde iep.

Kenmerkende dagvlinders voor bermen met een bloemrijke, droge graslandvegetaties omvatten icarusblauwtje, bruin blauwtje, bruin en oranje zandoogje, hooibeestje, koevinkje en kleine vuurvinder (Maes et al., 2013). Na te streven broedvogels zijn soorten gebonden aan een mozaïek van bloemrijke graslandvegetaties en struwelen zoals zomertortel, roodborsttapuit, graspieper, braamsluiper en kneu (Vermeersch et al., 2004).

4.2 Prioritaire bermtrajecten

Prioritaire trajecten zijn trajecten waar prioritair een natuurvriendelijk beheer wenselijk is omwille van de huidige soortensamenstelling of door belangrijke natuurpotenties.

De voorgestelde prioritaire bermtrajecten zijn (met inbegrip van de prioritaire trajecten voorgesteld in Van Kerckvoorde & Vermeersch, 2010; kaart 12):

- de rechteroever (waterzijde) van het Kanaal Nieuwpoort-Duinkerke tussen Maerebrug en rond punt Tuinwijkstraat-Duinkerkekeiweg door de relatief brede bermen met een bloemrijke glanshavervegetatie waarbij gulden sleutelbloem en kleine ratelaar voorkomen als bijzondere soorten.
- de rechteroever (waterzijde) van het Kanaal Nieuwpoort-Duinkerke tussen Hogebrug en de brug van de N8 door de relatief brede bermen met een bloemrijke glanshavervegetatie waarbij gulden sleutelbloem en bijenorchis voorkomen als bijzondere soorten.
- de rechteroever (waterzijde) van het Kanaal Nieuwpoort-Duinkerke tussen Dode Mannenstraat – kruispunt Dijk-Veurnekeiweg-Nieuwpoortkeiweg door de relatief brede bermen met een bloemrijke glanshavervegetatie waarbij gulden sleutelbloem, bijenorchis en grote ratelaar voorkomen als bijzondere soorten.
- de rechteroever (waterzijde) van het Kanaal Nieuwpoort-Duinkerke tussen kruispunt Dijk-Veurnekeiweg – Zeltebrug door de relatief brede bermen met een bloemrijke glanshavervegetatie waarbij gulden sleutelbloem en bijenorchis voorkomen als bijzondere soorten.
- de linkeroever van het Kanaal Nieuwpoort-Duinkerke (water- & landzijde) tussen de voetgangersbrug en Wulpenbrug. Dit bermtraject kent soortenrijke vegetaties met orchideeën (bijenorchis en grote keverorchis), gulden sleutelbloem en andere zeldzame soorten (zeegroene zegge, gewone agrimonie, goudhaver en zachte haver). Tevens kennen de bermen een aanzienlijke bloemrijkdom met als aspectbepalende soorten knooppkruid, duizendblad, veldlathyrus, gewone berenklauw, peen en klein streepzaad.
- de linkeroever van het Kanaal Nieuwpoort-Duinkerke tussen 500 m stroomafwaarts Florizoonebrug (begin begrazingsrooster) tot Zeltebrug. De bermen kennen er een ruige vegetatie waarbij grote brandnetel, akkerdistel en kruldistel hoge abundanties hebben. Het bermtraject herbergt echter op diverse plaatsen, vooral individuele planten van, gulden sleutelbloem. Deze soort is een waardevol ecologisch relict en duidt op belangrijke natuurpotenties.
- de rechteroever (waterzijde) van Lokanaal tussen de Sluis Lo-Fintele en Rozenbrug omwille van het voorkomen van een bloemrijke glanshavervegetatie met gulden sleutelbloem als bijzondere soort.
- de linkeroever (water- & landzijde) van het Lokanaal tussen Fortembrug en 1000 m stroomopwaarts Korte Wildebrug omwille van het voorkomen van gulden sleutelbloem als bijzondere soort.
- de linkeroever (waterzijde) van de IJzer tussen de Dodengang en 1 km stroomafwaarts Tervatebrug omwille van het voorkomen van een bloem- en soortenrijke glanshavervegetatie met als kenmerkende soorten knooppkruid, margriet, gewone berenklauw en duizendblad. Stroomafwaarts Tervatebrug komt een vrij aanzienlijke populatie voor van gulden sleutelbloem.
- de rechteroever (waterzijde) van het Kanaal Ieper-IJzer tussen Ieper en de Bargiestraat. Hier komt een vrij bloem- en soortenrijke vegetatie voor met o.a. knooppkruid, smalle weegbree, veldlathyrus en gulden sleutelbloem.

4.4 Voorstel van bermbeheer via maaien

Bij maaien wordt het bovengrondse plantenmateriaal weggenomen tot een bepaalde hoogte. Maaien heeft een grote invloed op de vegetatie vermits enkel een kruidvegetatie gehandhaafd blijft. Bij een ecologisch correct uitgevoerd maaibeheer gebeurt er een afvoer van nutriënten (Schaffers et al., 1998). Het effect van een ecologisch maaibeheer is in de beginjaren vooral een structuurverandering: dominanten worden minder dominant door het weghalen van de biomassa waardoor een grotere hoeveelheid licht tot de bodem kan doordringen (Parr & Way, 1988). Hierdoor verandert de competitieve interactie tussen soorten waardoor langzaam groeiende plantensoorten een grotere bedekking in de vegetatie kunnen vormen (Oomes, 1988; Maron & Jefferies, 2001; Melman et al., 1990). Het betreft meestal soorten die reeds in de vegetatie aanwezig waren. Indien deze vegetatieveranderingen voortvloeien uit mineralenafvoer of het gevolg zijn van de reactie op het pure mechanisch maaien is niet duidelijk (Zwaenepoel, 1998). In een volgende fase kan kieming en vestiging van nieuwe soorten optreden (Oomes, 1988).

4.4.1 Toelichting van verschillende maaifrequenties en -periodes

Er worden verschillende maaifrequenties en -periodes voorgesteld langs waterwegen in het IJzerdistrict volgens 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 knooppkruid, 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. gulden sleutelbloem, 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 zomerbloeiërs 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 per jaar: half juli en half september

Dit beheerregime wordt aangegeven voor bermtrajecten met gevoelige voorjaarssoorten. Voor de bermen langs waterwegen in het IJzerdistrict zijn dit vooral gulden sleutelbloem, ratelaar en orchideeën:

- Gulden sleutelbloem bloeit in het voorjaar (april) en is daardoor gevoelig voor een eerste vroege maaibeurt. De planten dienen te tijd te krijgen om zaden te ontwikkelen waardoor een eerste maaibeurt pas vanaf half juli wenselijk is. Een tweede maaibeurt vanaf half september zorgt voor ideale kiemomstandigheden doordat de vegetatie kort de winter ingaat (Brys et al., 2004).
- Ook voor bermtrajecten met bijenorchis is een maairegime met late eerste maaibeurt wenselijk. Een eerste maaibeurt van eind juli wordt voor deze soort aangegeven door van Bohemen & Keizer (2005).
- Ratelaar-soorten zijn eenjarige planten die bloeien en zaad vormen in de voorzomer en die geen zaadvoorraad opbouwen. 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.

combinatie van 2x en 1x maaien/jaar

Bermtrajecten kunnen gedeeltelijk worden gemaaid in het voorjaar en volledig worden gemaaid in september. Op die manier worden gedeeltes van de berm 2x en andere gedeeltes 1x per jaar gemaaid. 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

Voor het onderste deel van taluds aan de waterzijde is geen regulier maaibeheer wenselijk. Op deze manier kan overjarig riet ontwikkelen of worden behouden zodat een broedbiotoop voor verschillende vogelsoorten ontstaat. Bovendien wordt structuurvariatie gecreëerd op de berm door de gemaaide bovenste helft van het talud en de niet-gemaaide onderste helft. Niet-gemaaide kruidige vegetaties kunnen van belang zijn voor de overleving van fauna door het bieden van voedsel-, schuil- en overwinteringsplaatsen (Noordijk et al., 2009).

4.4.2 Beheerplan

Hieronder worden maaifrequenties en -periodes voorgesteld voor de verschillende waterwegen in het IJzerdistrict. Er worden beheervoorstellen geformuleerd enkel voor trajecten die momenteel een of andere beheervorm kennen.

Er wordt een maaibeheer voorgesteld voor de bermtrajecten die werden geïnventariseerd in 2015. Voor andere waterwegen in het IJzerdistrict zijn de beheervoorstellen aangegeven in Van Kerckvoorde & Vermeersch (2010) overgenomen en geïntegreerd in onderstaande tabellen en kaarten.

Kanaal Nieuwpoort-Duinkerke (kaart 13)

rechteroever

Locatie	Voorstel van maaibeheer
alle bermen	Een eventuele veiligheidsmaaibeurt of het maaien rond en onder de vangrails wordt voorgesteld vanaf half april Bij de verschillende maaibeurten hoeft de onderste helft van de taluds geen maaibeheer om de (lokale) rietbegroeiing te sparen
Maerebrug – rond punt Tuinwijkstraat-Duinkerkekeiweg waterzijde	2 maaibeurten per jaar - half juli kruin - half september kruin en bovenste helft talud
rond punt Tuinwijkstraat- Duinkerkekeiweg – Hogebrug waterzijde	2 maaibeurten per jaar - begin juni kruin - half september kruin en bovenste helft talud
150 m stroomopwaarts Hogebrug – 150 m stroomafwaarts Hogebrug landzijde	2 maaibeurten per jaar - begin juni kruin - half september kruin
Hogebrug – brug N8 waterzijde	2 maaibeurten per jaar - half juli kruin - half september kruin en bovenste helft talud De 4 groeiplaatsen van Japanse duizendknoop niet meemaaien
Spoorwegovergang Veurne – Voetbrug Veurne waterzijde	2 maaibeurten per jaar - half mei kruin - half september kruin en bovenste helft talud De groeiplaats van Japanse duizendknoop niet meemaaien
Voetbrug Veurne – kruispunt Dijk- Veurnekeiweg-Nieuwpoortkeiweg waterzijde	2 maaibeurten per jaar - half juli kruin - half september kruin en bovenste helft talud Op de groeiplaats van reuzenberenklauw is het wenselijk een aangepast maaibeheer toe te passen
kruispunt Dijk-Veurnekeiweg- Nieuwpoortkeiweg – Wulpenbrug waterzijde	2 maaibeurten per jaar - half mei kruin - half september kruin en bovenste helft talud De groeiplaats van Japanse duizendknoop niet meemaaien
Wulpenbrug – kruispunt Dijk- Veurnekeiweg waterzijde	2 maaibeurten per jaar - half mei kruin - half september kruin en bovenste helft talud
kruispunt Dijk-Veurnekeiweg – Zeltebrug waterzijde	2 maaibeurten per jaar - half juli kruin - half september kruin en bovenste helft talud
Zeltebrug – Veurnesluis (Nieuwpoort) waterzijde	2 maaibeurten per jaar - half mei kruin - half september kruin en bovenste helft talud

Linkeroever

Locatie	Voorstel van maaibeheer
alle bermen	Een eventuele veiligheidsmaaibeurt wordt voorgesteld vanaf vanaf half april Bij de verschillende maaibeurten hoeft de onderste helft van de taluds geen maaibeheer om de (lokale) rietbegroeiing te sparen
Maerebrug – voetbrug Adinkerke waterzijde	2 maaibeurten per jaar - half mei kruin - half september kruin en bovenste helft talud
Veurne – voetgangersbrug water- en landzijde	2 maaibeurten per jaar - begin juni kruin en bovenste helft talud - half september kruin en bovenste helft talud
Voetgangersbrug – RWZI Wulpen water- en landzijde	2 maaibeurten per jaar - half juli kruin en bovenste helft talud - half september kruin en bovenste helft talud
RWZI Wulpen – Wulpenbrug water- en landzijde	2 maaibeurten per jaar - half mei kruin en bovenste helft talud - half september kruin en bovenste helft talud
Wulpenbrug – Florizoonebrug water- en landzijde	2 maaibeurten per jaar - half mei kruin en bovenste helft talud - half september kruin en bovenste helft talud
Florizoonebrug – 500 m stroomafwaarts Florizoonebrug (begin begrazingsrooster) water- en landzijde	2 maaibeurten per jaar - begin juni kruin en bovenste helft talud - half september kruin en bovenste helft talud
500 m stroomafwaarts Florizoonebrug (begin begrazingsrooster) – Zeltebrug water- en landzijde	Bij TPG met schapenbegrazing: beheervoorstel uit Van Kerckvoorde & Van Uytvanck (2014; INBO-advies 2014.26): - maaibeurt begin juni kruin en bovenste helft talud - juni-oktober schapenbegrazing Bij instellen van een maaibeheer: Vooreerst instellen van een overgangsbeheer gedurende 2-3 jaar met 3 maaibeurten per jaar - half mei kruin en bovenste helft talud - half juli kruin en bovenste helft talud - half september kruin en bovenste helft talud Vervolgens: 2 maaibeurten per jaar - half juli kruin en bovenste helft talud - half september kruin en bovenste helft talud
Zeltebrug – Veurnesluis (Nieuwpoort) water- en landzijde	2 maaibeurten per jaar - begin juni kruin en bovenste helft talud - half september kruin en bovenste helft talud

Lokanaal (kaart 14 & 15)

rechteroever

Locatie	Voorstel van maaibeheer
alle bermen	Een eventuele veiligheidsmaaibeurt of het maaien rond en onder de vangrails wordt voorgesteld vanaf half april Bij de verschillende maaibeurten hoeft de onderste helft van de taluds geen maaibeheer om de rietbegroeiing te sparen
Nieuwpoortbrug – Rozebrug waterzijde	2 maaibeurten per jaar - begin juni - half september
Rozebrug – sluis Lo-Fintele water- en landzijde	2 maaibeurten per jaar - half juli kruin en bovenste helft talud - half september kruin en bovenste helft talud

linkeroever

Locatie	Voorstel van maaibeheer
alle bermen	Een eventuele veiligheidsmaaibeurt of het maaien rond en onder de vangrails wordt voorgesteld vanaf half april Bij de verschillende maaibeurten hoeft de onderste helft van de taluds geen maaibeheer om de rietbegroeiing te sparen
Nieuwpoortbrug – Rozebrug waterzijde	2 maaibeurten per jaar - begin juni - half september
Rozebrug – Korte Wildebrug water- en landzijde	3 maaibeurten per jaar - half mei kruin en bovenste helft talud - half juli kruin en bovenste helft talud - half september kruin en bovenste helft talud Vanaf 2018 (na 2 jaar bovenstaande maaifrequentie en -periode te hebben toegepast) overschakelen naar 2 maaibeurten per jaar - begin juni kruin en bovenste helft talud - half september kruin en bovenste helft talud
Korte Wildebrug – Fortembrug water- en landzijde	3 maaibeurten per jaar - half mei kruin en bovenste helft talud - half juli kruin en bovenste helft talud - half september kruin en bovenste helft talud Na 2 jaar overschakelen naar 2 maaibeurten per jaar - half juli kruin en bovenste helft talud - half september kruin en bovenste helft talud
Fortembrug – sluis Lo-Fintele waterzijde	2 maaibeurten per jaar - half mei kruin en bovenste helft talud - half september kruin en bovenste helft talud
Fortembrug – sluis Lo-Fintele landzijde	2 maaibeurten per jaar - begin juni kruin - half september kruin

Bergenvaart (kaart 14)

rechteroever

Locatie	Voorstel van maaibeheer
alle bermen	Een eventuele veiligheidsmaaibeurt wordt voorgesteld vanaf half april Bij de verschillende maaibeurten hoeft de onderste helft van de taluds geen maaibeheer om de rietbegroeiing te sparen
Brug E 40 – Nieuwpoortsebrug waterzijde	2 maaibeurten per jaar - begin juni kruin en bovenste helft talud - half september kruin en bovenste helft talud
Valkenbrug – Baeldenbrug waterzijde	2 maaibeurten per jaar - begin juni kruin en bovenste helft talud - half september kruin en bovenste helft talud

Kanaal Ieper-IJzer (kaart 16)

rechteroever

Locatie	Voorstel van maaibeheer
alle bermen	Een eventuele veiligheidsmaaibeurt of het maaien rond en onder de vangrails wordt voorgesteld vanaf half april Bij de verschillende maaibeurten hoeft de onderste helft van de taluds geen maaibeheer om de (lokale) rietbegroeiing te sparen
Ieper – Boezingebrug waterzijde	2 maaibeurten per jaar - half mei kruin en bovenste helft talud - half september kruin en bovenste helft talud Het is wenselijk om de locaties van gulden sleutelbloem af te bakenen en deze apart te maaien vanaf half juli.
brug Steenstraat – Martjebrug water- en landzijde	2 maaibeurten per jaar - begin juni kruin en bovenste helft talud - half september kruin en bovenste helft talud
Martjebrug – Knokkebrug water- en landzijde	2 maaibeurten per jaar - begin juni kruin en bovenste helft talud - half september kruin en bovenste helft talud

linkeroever

Locatie	Voorstel van maaibeheer
alle bermen	Eventuele veiligheidsmaaibeurt vanaf half april Bij de verschillende maaibeurten hoeft het onderste gedeelte van de taluds geen maaibeheer om de (lokale) rietbegroeiing te sparen
Ieper – Boezingebrug water- en landzijde	2 maaibeurten per jaar - begin juni kruin en bovenste helft talud - half september kruin en bovenste helft talud
Boezingebrug – Boezingesas water- en landzijde	2 maaibeurten per jaar - begin juni kruin en bovenste helft talud - half september kruin en bovenste helft talud
Boezingesas – brug Steenstraat water- en landzijde	2 maaibeurten per jaar - begin juni kruin en bovenste helft talud - half september kruin en bovenste helft talud

IJzer (kaart 17)

rechteroever

Locatie	Voorstel van maaibeheer
alle bermen	Een eventuele veiligheidsmaaibeurt of het maaien rond en onder de vangrails wordt voorgesteld vanaf half april Bij de verschillende maaibeurten hoeft de onderste helft van de taluds geen maaibeheer om de rietbegroeiing te sparen
Schoorbakkebrug – Uniebrug water- en landzijde	2 maaibeurten per jaar - begin juni kruin en bovenste helft talud - half september kruin en bovenste helft talud

Linkeroever

Locatie	Voorstel van maaibeheer
alle bermen	Een eventuele veiligheidsmaaibeurt of het maaien rond en onder de vangrails wordt voorgesteld vanaf half april Bij de verschillende maaibeurten hoeft de onderste helft van de taluds geen maaibeheer om de rietbegroeiing te sparen
Knokkebrug – Diksmuidebrug water- en landzijde	2 maaibeurten per jaar - half mei kruin en bovenste helft talud - half september kruin en bovenste helft talud Op de groeiplaats van reuzenberenklauw is het wenselijk een aangepast maaibeheer toe te passen
Dismuidebrug – Dodengang water- en landzijde	2 maaibeurten per jaar - half mei kruin en bovenste helft talud - half september kruin en bovenste helft talud
Dodengang – Tervatebrug water- en landzijde	2 maaibeurten per jaar - half mei kruin en bovenste helft talud - half september kruin en bovenste helft talud Het is wenselijk om de 2 locaties van gulden sleutelbloem af te bakenen en deze apart te maaien vanaf half juli.
Tervatebrug – 1 km stroomafwaarts Tervatebrug (t.h.v. debietmeter) water- en landzijde	2 maaibeurten per jaar - half juli kruin en bovenste helft talud - half september kruin en bovenste helft talud
1 km stroomafwaarts Tervatebrug (t.h.v. debietmeter) – Schoorbakkebrug water- en landzijde	2 maaibeurten per jaar - begin juni kruin en bovenste helft talud - half september kruin en bovenste helft talud Lokaal brede landzijde (1,2 km tot 2 km stroomafwaarts Tervatebrug): - op 1m na volledig maaien begin juni - volledig maaien half september
Schoorbakkebrug – Uniebrug water- en landzijde	2 maaibeurten per jaar - begin juni kruin en bovenste helft talud - half september kruin en bovenste helft talud Op de groeiplaats van reuzenberenklauw is het wenselijk een aangepast maaibeheer toe te passen

4.4.3 Aandachtspunten bij uitvoeren van maaibeheer

Weghalen van het maaisel

Bij een ecologisch maaibeheer is het tijdig en grondig opruimen van het maaisel belangrijk. Om afvoer van nutriënten te bekomen is het immers 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).

Maaimachines

Klepelmaaiers dienen zoveel mogelijk te worden vermeden omwille van een sterke schade aan de vegetatie 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 zorgen voor een geringere verstoring van de vegetatie (de vegetatie wordt in één snede afgemaaid) 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).

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 impact op vegetatie en 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 twee in tegenovergestelde richting draaiende schijven mechanisch naar het middengedeelte van de maaimachine gebracht. Hierdoor worden plantenzaden en ongewervelden gespaard (Zwaenepoel, 1998).

Maaahoogte

De best werkbare maaahoogte is 5-10 cm (Zwaenepoel, 1998; Humbert et al., 2009; ANB, 2006). 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.

4.5 Voorstel van bermbeheer via begrazing

Voor geen enkele berm langs de waterwegen in het IJzerdistrict wordt enkel begrazingsbeheer voorgesteld. Op de linkeroever van het Kanaal Nieuwpoort-Duinkerke tussen 500 m stroomafwaarts Florizoonebrug en Zeltebrug wordt een combinatie van maai- en begrazingsbeheer voorgesteld (INBO-advies 2014.26: Van Kerckvoorde & Van Uytvanck, 2014; zie ook hoger in de tabel met het voorgesteld maaibeheer voor het Kanaal Nieuwpoort-Duinkerke).

4.6 Voorstel van beheer voor rietvegetaties

Rietoevers hebben een extensief beheer nodig. Zonder beheer kan immers strooiselophoping ontstaan waardoor riet zal achteruitgaan (ter Heerdt, 2010). Hierdoor kunnen ruigtesoorten (zoals distels, kleeftkruid, grote brandnetel en haagwinde) in belang toenemen. Op lange termijn kunnen bovendien struiken en bomen zich vestigen in de oeverzone (Vandenbussche et al., 2002).

Rietvegetaties zijn waterafhankelijke vegetaties. Jaarrond overstroomde standplaatsen worden door riet verdragen. Als laagste grondwaterstand is tot enkele dm onder het maaiveld (tot -80cm) gemeten (gegevens uit de Watina databank). Een ongepaste waterhuishouding kan zorgen dat rietvegetaties minder vitaal worden.

Wintermaaien kan een mogelijk beheer vormen voor rietvegetaties. Hierbij wordt riet gemaaid (met weghalen van het maaisel) op zo'n 10cm boven het wateroppervlak gedurende de periode tussen half november tot half maart. Geschikt materiaal is een maaibalk of –korf (Claus & Janssens, 1994).

Wanneer rietvegetaties jaarlijks worden gemaaid tijdens de winterperiode ontstaat een soortenarme rietvegetatie (Bakker, 1986; ter Heerdt, 2010). Tevens is door het weghalen van overjarig riet de waarde voor fauna beperkt (Claus & Janssens, 1994). Een jaarlijkse maaibeurt is dan ook vanuit ecologisch standpunt niet wenselijk.

Een mogelijk beheer voor oevertrajecten met rietvegetatie is een periodiek, om de 3 jaar (Claus & Janssens, 1994; ter Heerdt, 2010), en gefaseerd, met trajecten van 250 m, maaibeheer.

Opgehoopte organische materiaal in rietvegetaties kan worden weggehaald door uitkrabben. Het organisch materiaal wordt dan tussen het riet verwijderd met een hark. Het uitkrabben van rietvegetatie helpt om de planten vitaal te houden en verlanding tegen te gaan. Krab de vegetatie uit als de oever te droog wordt na het maaien (Claus & Janssens, 1994; ter Heerdt, 2010, De Kwaadsteniet, 1990).

4.7 Voorstel van beheer voor invasieve exoten

4.7.1 Japanse duizendknoop

Het is zo goed als onmogelijk om grote gevestigde populaties van Japanse duizendknoop te bestrijden, tenzij er wordt gekozen voor het rigoureuze uitgraven. Er wordt voorgesteld om in te zetten op het voorkomen van de vestiging van bijkomende populaties.

Aangezien een maaibeheer kan leiden tot het ontstaan van bijkomende populaties via stengelfragmenten (ANB, 2014) kan worden geopteerd om geen enkele vorm van beheer (nulbeheer) toe te passen. Populaties van Japanse duizendknoop op bermen dienen best duidelijk te worden aangeduid zodat ze niet worden gemaaid tijdens de reguliere maaibeurt. Bij hinder van het jaagpad door overhangende stengels kan worden gemaaid voorafgaand aan de reguliere maaibeurt waarbij het maaisel zorgvuldig dient te worden afgevoerd.

Een eventuele maatregel om verdere zijdelingse uitbreiding tegen te gaan is de aanplant van hazelaar of andere struiken rond de populatie.

Begrazing kan zorgen voor een onderdrukking van Japanse duizendknoop zodat ze slechts laag blijven en waardoor andere inheemse soorten zich kunnen vestigen (ANB, 2014).

Langs de Bovenschelde wordt geëxperimenteerd met het afdekken van populaties en directe omgeving gedurende langere tijd (enkele jaren) met een stevige worteldoek. Indien blijkt dat deze methode werkt, kan dit ook worden toegepast voor populaties langs waterwegen in het IJzerdistrict.

4.7.2 Reuzenberenklauw

Om verdere verspreiding te voorkomen is het prioritair wenselijk om reuzenberenklauw niet tot zaadsetting te laten komen door de bloemschermen tijdig te verwijderen.

Er kan worden geopteerd om de wortels te doorsnijden via een spade op zo'n 10 cm diepte. Dit wordt best verricht in het vroege voorjaar en herhaald in de zomer (Nielsen et al., 2005). Het uitspitten van de planten met wortel en al kan ook een beheermaatregel vormen. Dit zijn vrij arbeidsintensieve methodes en kunnen dus alleen worden toegepast bij kleine populaties.

Grote populaties kunnen worden bestreden door een maaibeheer met een frequentie van 2-3x maaien per groeiseizoen. Het maaibeheer verhindert zaadvorming en de opslag van voedingsstoffen in de wortel. Het maaibeheer dient verschillende jaren na elkaar te gebeuren (Nielsen et al., 2005).

Begrazing blijkt ook een efficiënte beheervorm te zijn. Zoals bij een maaibeheer worden de bovengrondse delen van de plant weggehaald zodat er geen voedingsstoffen geraken naar de wortels (Nielsen et al., 2005).

4.7.3 Reuzenbalsemien

Reuzenbalsemien is een eenjarige plant die verwijderd kan worden door hem vóór de zaadzetting te maaien of uit te trekken. Maaien en uittrekken vormen zeer effectieve methoden omdat de zaden niet lang kiemkrachtig blijven (ANB, 2014). Mits voldoende nazorg kan de soort na één jaar nagenoeg volledig worden uitgeroeid. Wanneer reuzenbalsemien veel voorkomt in een regio is uitroeien meestal moeilijk, omdat zaden zich gemakkelijk ver via water kunnen verspreiden.

In het IJzerdistrict komt reuzenbalsemien nog vrij beperkt voor in vergelijking met andere delen van Vlaanderen. Tevens zijn er slechts vrij kleine populaties aangetroffen langs de W&Z-waterwegen. Hierdoor zijn beheermaatregelen er zeker zinvol en vragen ze tevens relatief beperkte inspanningen.

Referenties

- Ameloot E., Hermly 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.
- ANB. (2006). Technisch vademecum graslanden. 274 p.
- ANB. (2014). Technisch Vademecum Beheer van Invasieve Uitheemse Planten. 272 p.
- Antonsen H. & Olsson P.A. (2005). Relative importance of burning, mowing and species translocation in the restoration of a former boreal hayfield: responses of plant diversity and the microbial community. *Journal of Applied Ecology* 42: 337-347.
- 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.
- Bakker J.J. (1986). Riet als oeverbegroeiing. Advies over natuurvriendelijk oeverbeheer. Natuurbeschermingsraad.
- Bakker J.P. (1989). Nature management by grazing and cutting: on the ecological significance of grazing and cutting regimes applied to restore former species-rich grassland communities in the Netherlands. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 400 p.
- Bakker J.P., Elzinga J.A. & de Vries Y.. (2002). Effects of long-term cutting in a grassland system: perspectives for restoration of plant communities on nutrient-poor soils. *Applied Vegetation Science* 5: 107-120.
- 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.
- Brys R., Jacquemyn H., Endels P., De Blust G. & Hermly M. (2004). The effects of grassland management on plant performance and demography in the perennial herb *Primula veris*. *Journal of Applied Ecology* 41: 1080-1091.
- Claus K. & Janssens L. (red.) (1994). Vademecum Natuurtechniek. Inrichting en beheer van waterlopen. AMINAL, Werkgroep Natuurtechnische Milieubouw, D/194/3241/11.
- De Kwaadsteniet P.I.M. (1990). Natuurlijke oevers in beweging. Handleiding voorinrichting en beheer van riet- en andere natuurlijke oevers. Stichting Landelijk Overleg Natuur- en Landschapsbeheer en in samenwerkingsverband 'Asjeblijft... niet in 't Riet!!'. Utrecht, 96 p.
- De Rycke A., Devos K. & K. Decler. (2001). Verkennende ecologische gebiedsvisie voor de IJzervallei. Rapport van het Instituut voor Natuurbehoud, 2001.06, 123 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.
- DWW – Dienst Weg- en Waterbouwkunde. (2005). Beheerkosten en natuurwaarden van groenvoorzieningen langs rijkswegen. Rijkswaterstaat, Ministerie voor Verkeer en Waterstaat, 24 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.
- Ertsen A.C.D., Alkemade J.R.M. & Wassen M.J. (1998). Calibrating Ellenberg indicator values for moisture, acidity, nutrient availability and salinity in the Netherlands. *Plant Ecology* 135: 113-124.
- Grime J.P. (2001). Plant strategies, vegetation processes, and ecosystem properties. Wiley, Chichester, 417 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. ECOFACT 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.
- 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. (2007). Flowering and seed production success along roads with different mowing regimes. *Applied Vegetation Science* 10(2): 285-292.
- Leo F. A. & Spijker J.H. (1994). Groenwerk: praktijkboek voor bos, natuur en stedelijk groen. Misset: Doetinchem. ISBN 90-801112-1-X, 692 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.
- Maes D., Vanreusel W. & Van Dyck H. (2013). Dagvlinders in Vlaanderen. Nieuwe kennis voor betere actie. Lannoo Uitgeverij.
- Maron J.L. & Jefferies R.L. (2001). Restoring enriched grasslands: effects of mowing on species richness, productivity and nitrogen retention. *Ecological Applications* 11: 1088-1100.
- Melman P.J.M., Verkaar H.J.P.A. & Heemsbergen H. (1990). De effecten van inrichting en beheer op wegbermvegetaties. *De Levende Natuur* 2: 53-59.
- Nielsen C., Ravn H.P., Nentwig W. & Wade M. (red.) (2005). Reuzenberenklauw: een praktische handleiding. Richtlijnen voor bestrijding en controle van een invasieve plant. Forest & Landscape Denmark, Horsholm, 44p.
- 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.
- Oomes M.J.M. (1988). Het effect van verschralend beheer op productie en soortenrijkdom van grasland. In: Verkaar H.J.P.A. & Melman P.J. M. Verslag van de workshop beheer grazige wegbermen. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat, Delft, 59 p.
- Oomes M.J.M., Olff H. & Altena H.J. (1996). Effects of vegetation management and raising the water table on nutrient dynamics and vegetation change in a wet grassland. *Journal of Applied Ecology* 33: 576-588.
- Oosterlynck P., Demolder H., Raman M., Guelinckx R., Declerck K. & Paelinckx D. (in voorbereiding). (Half-)natuurlijke graslanden. In: Oosterlynck P., De Saeger S., Leyssen A., Provoost S., Thomaes A., Vandevoorde B., Wouters J. & Paelinckx D. Criteria voor de beoordeling van de lokale staat van instandhouding van de NATURA 2000-habitattypen, versie 3.0. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Paelinckx D., Sannen K., Goethals V., Louette G., Rutten J. & Hoffmann M. (2009). Gewestelijke doelstellingen voor de habitats en soorten van de Europese Habitat- en Vogelrichtlijn voor Vlaanderen. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.M.2009.6.

- Parr T.W. & Way J.M. (1988). Management of roadside vegetation: the long term effects of cutting. *Journal of Applied Ecology* 25: 1073–1087.
- Pinheiro J. & Bates D. (2000). *Mixed-Effects Models in S and SPLUS*. Statistics and Computing Series, Springer-Verlag, New York.
- Pinheiro J., Bates D., DebRoy S., Sarkar D. & R Development Core Team (2011). *nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models*. R package version 3.
- R Development Core Team (2011). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- 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.
- Schaminee J.H.J., Stortelder A.H.F. & Westhoff V. (1995). *De vegetatie van Nederland. Deel 1. Inleiding tot de plantensociologie – grondslagen, methoden en toepassingen*. Opulus Press, Uppsala/Leiden, 296 p.
- 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.
- 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.
- Shannon C.E. (1948). A mathematical theory of communication. *Bell System Technical Journal* 27: 379-423.
- 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.
- ter Heerdt G. (2010). *Natuurvriendelijk onderhoud en ecologische kwaliteit. Literatuuronderzoek naar de ideale frequentie van schonen en onderbouwing van het nut van het afvoeren van maaisel*. Waternet, Afdeling Onderzoek en Advies. Rapportnummer 10.012104, 54p.
- Vandenbussche V., t'Jollyn F., Zwaenepoel A., Vanhecke L. & Hoffmann M. (2002). *Systematiek van natuurtypen voor de biotopen heide, moeras, duin, slik en schor: deel 3: moeras. Verslag van het Instituut voor Natuurbehoud* 14, 111 p.
- Van Bohemen H.D. & Keizer P.J. (2005). Ecological aspects of roads and roadside verges. In: van Bohemen H.D. *Ecological Engineering: Bridging between ecology and civil engineering*. Aeneas Technical Publishers, Delft.
- 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: 88-94.
- Van Kerckvoorde A. (2009). *Analyse van het bestaand bermbeheerplan en voorstel van inventarisatie en monitoring voor de bermen in het IJzerdistrict (in beheer via W&Z afdeling Bovenschelde)*. Advies van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.A.2009.296.
- Van Kerckvoorde A., Vandevoorde B., Raman M., De Geest L., Vervaeke K., Willems K., De Haec 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 Kerckvoorde A. & Van Uytvanck J. (2014). *Advies betreffende het voorstel van schapenbegrazing langs het kanaal Plassendale-Nieuwpoort*. Advies van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.A.2014.26, 6 p.
- Van Kerckvoorde A. & Vermeersch S. (2010). *Ecologische inventarisatie, opvolging en beheervoorstellen voor verschillende waterlopen in het IJzerdistrict onder bevoegdheid van W&Z*. Intern rapport van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.IR.2010.31, 61 p.

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

Vermeersch G., Anselin A., Devos K., Herremans M., Stevens J., Gabriëls J. & Van Der Krieken B. (2004). Atlas van de Vlaamse broedvogels 2000-2002. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud 23: 60-75.

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.

Way J.M. (1977). Roadside verges and conservation in Britain: a review. *Biological conservation* 12: 65-74.

Wickham H. (2009). *ggplot2. Elegant graphics for data analysis*. Springer, 211 p.

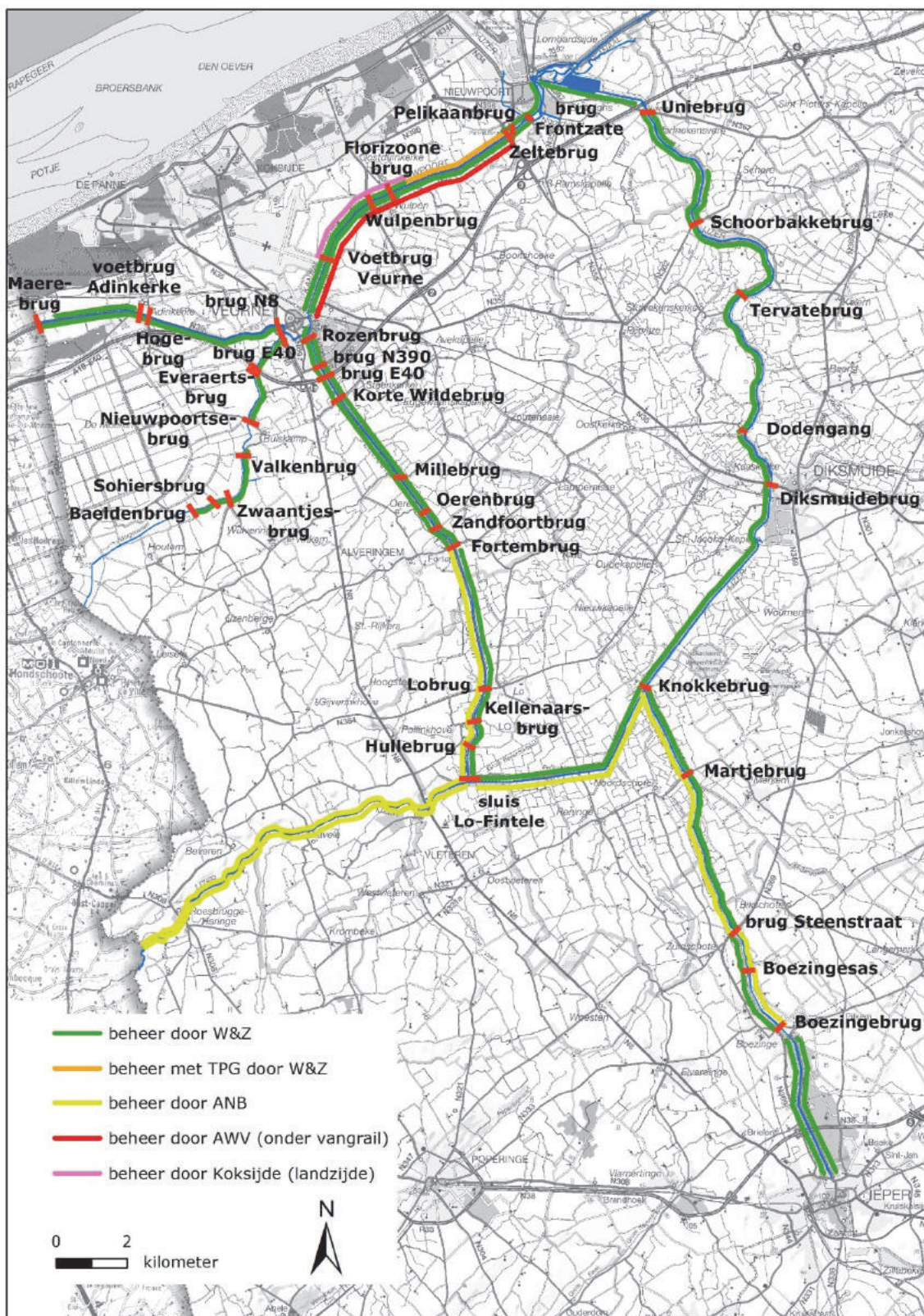
Zwaenepoel A. (1993). Beheer en typologie van wegbermvegetaties in Vlaanderen. Ongepubliceerde doctoraatverhandeling, RUG, 1150 p.

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

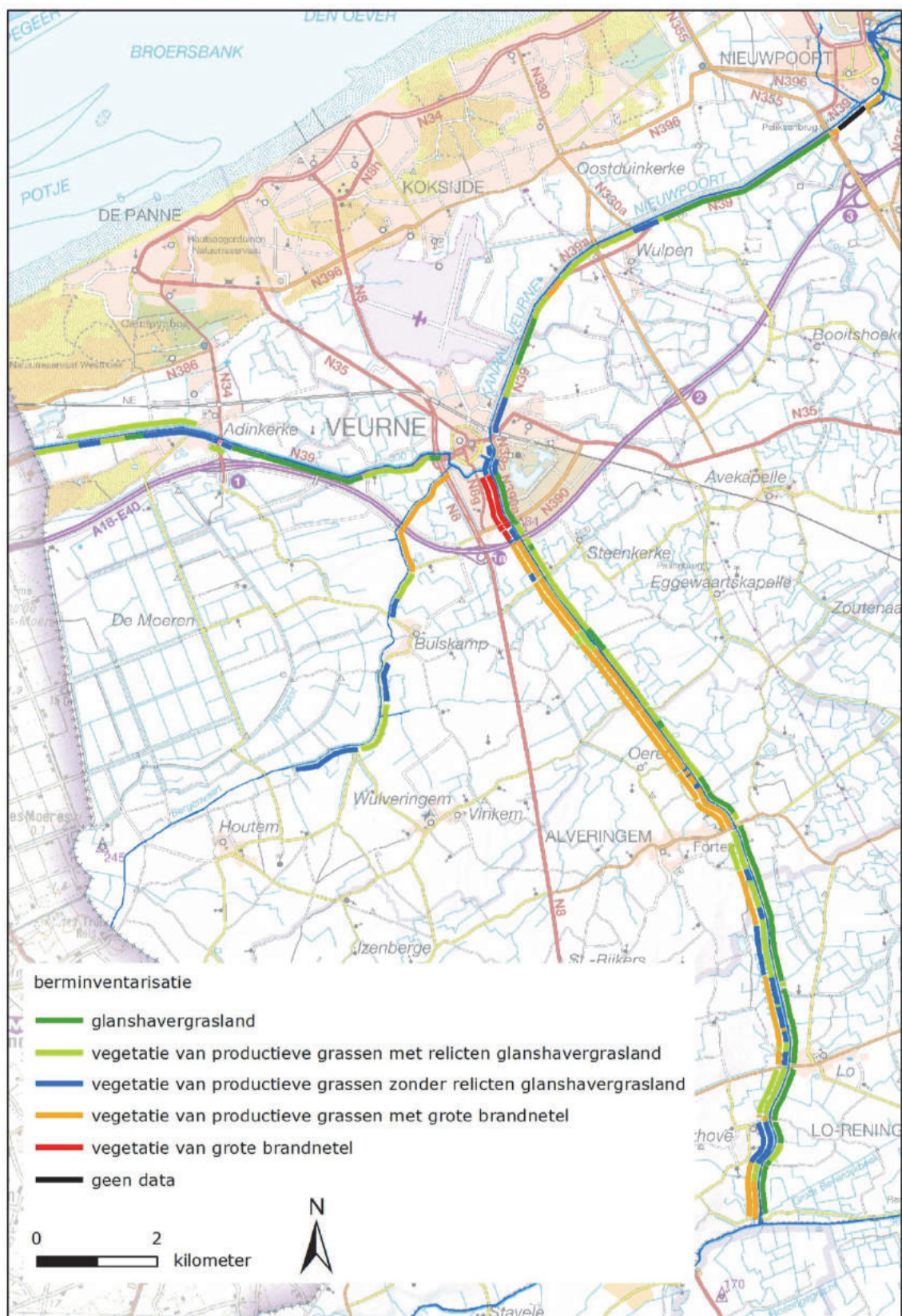
Zwaenepoel A., T'Jolyn F., Vandenbussche V. & Hoffmann M. (2002). Systematiek van natuurtypen voor het biotoop grasland. Uitgevoerd door het Instituut voor Natuurbehoud (IN), Universiteit Gent (RUG) en de West-Vlaamse Intercommunale voor Economische Expansie, Huisvestingsbeleid en Technische Bijstand (WVI). In opdracht van AMINAL afdeling Natuur, 532 p.

Bijlage 1. Kaartbijlage

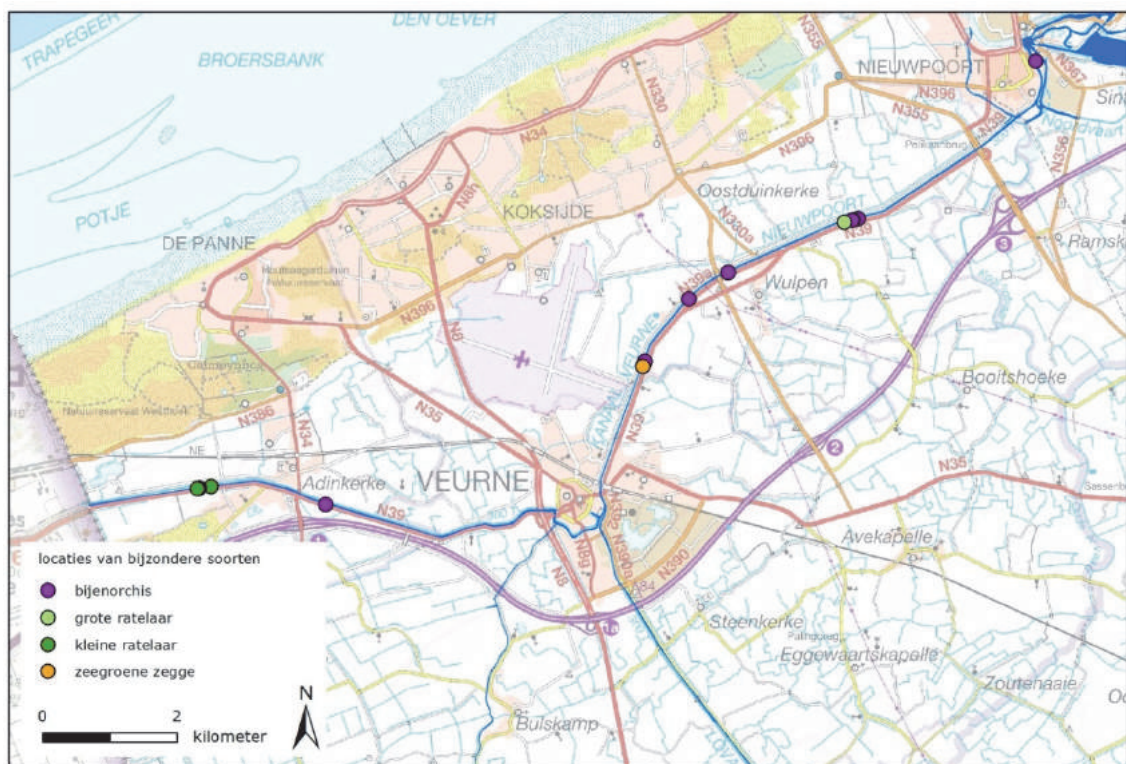
- Kaart 1. De verschillende waterwegen in het IJzerdistrict onder bevoegdheid van W&Z en het bermbeheer langs deze waterwegen uitgevoerd door verschillende instanties.
- Kaart 2. De berminventarisatie volgens een indeling in 5 vegetatiegroepen langs de beschouwde waterwegen.
- Kaart 3. Rode Lijst soorten of zeldzame soorten waargenomen langs het Kanaal Nieuwpoort-Duinkerke.
- Kaart 4. Voorkomen van oevervegetatie langs de beschouwde waterwegen.
- Kaart 5. De locaties van gulden sleutelbloem langs de waterwegen in het IJzerdistrict.
- Kaart 6. De locaties van invasieve exoten langs de waterwegen in het IJzerdistrict.
- Kaart 7. De Shannon-Wiener diversiteitindex voor de verschillende vegetatie-opnames langs de IJzer in 2014 en het verschil met 2010.
- Kaart 8. Het Ellenberggetal voor nutriënten bij de verschillende vegetatie-opnames langs de IJzer in 2014 en het verschil met 2010.
- Kaart 9. De bedekking van typische soorten van glanshavergrasland voor de verschillende vegetatie-opnames langs de IJzer in 2014 en het verschil met 2010.
- Kaart 10. De bedekking van soorten duidend op een vergrassing van glanshavergrasland voor de verschillende vegetatie-opnames langs de IJzer in 2014 en het verschil met 2010.
- Kaart 11. De bedekking van typische graslandsoorten voor voedselarme tot matig voedselrijke bodemcondities bij de verschillende vegetatie-opnames langs de IJzer in 2014 en het verschil met 2010.
- Kaart 12. Voorgesteld beheer voor de bermvegetaties langs het Kanaal Nieuwpoort-Duinkerke.
- Kaart 13. Voorgestelde prioritaire bermtrajecten langs de waterwegen in het IJzerdistrict.
- Kaart 14. Voorgesteld beheer voor de bermvegetaties langs het Lokanaal en de Bergenvaart.
- Kaart 15. Voorgesteld beheer voor de bermvegetaties langs het Lokanaal en de Bergenvaart vanaf 2018.
- Kaart 16. Voorgesteld beheer voor de bermvegetaties langs het Kanaal Ieper-IJzer.
- Kaart 17. Voorgesteld beheer voor de bermvegetaties langs de IJzer.



Kaart 1. De verschillende waterwegen in het IJzerdistrict onder bevoegdheid van W&Z en het bermbeheer langs deze waterwegen uitgevoerd door verschillende instanties.



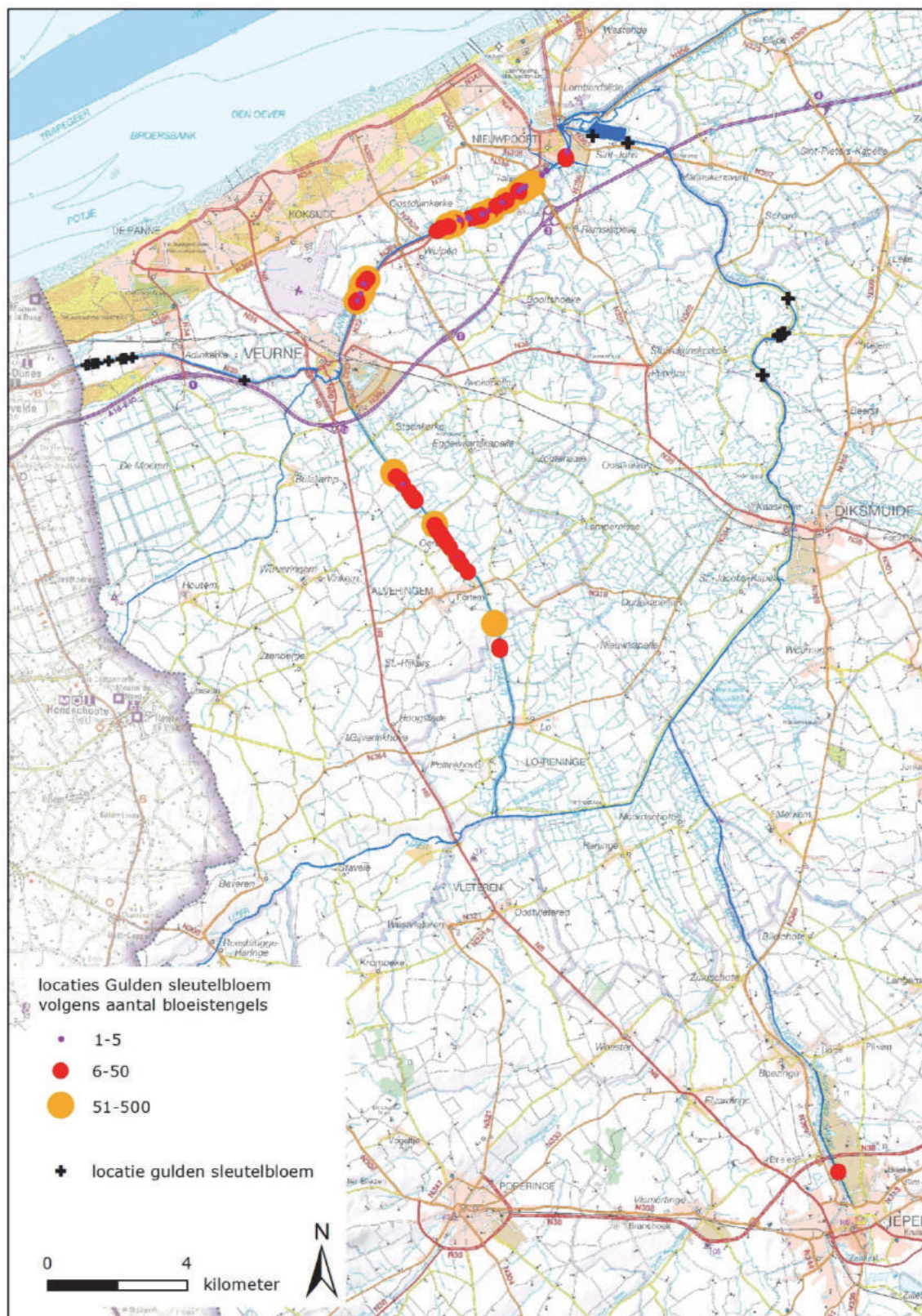
Kaart 2. De berminventarisatie volgens een indeling in 5 vegetatiegroepen langs de beschouwde waterwegen.



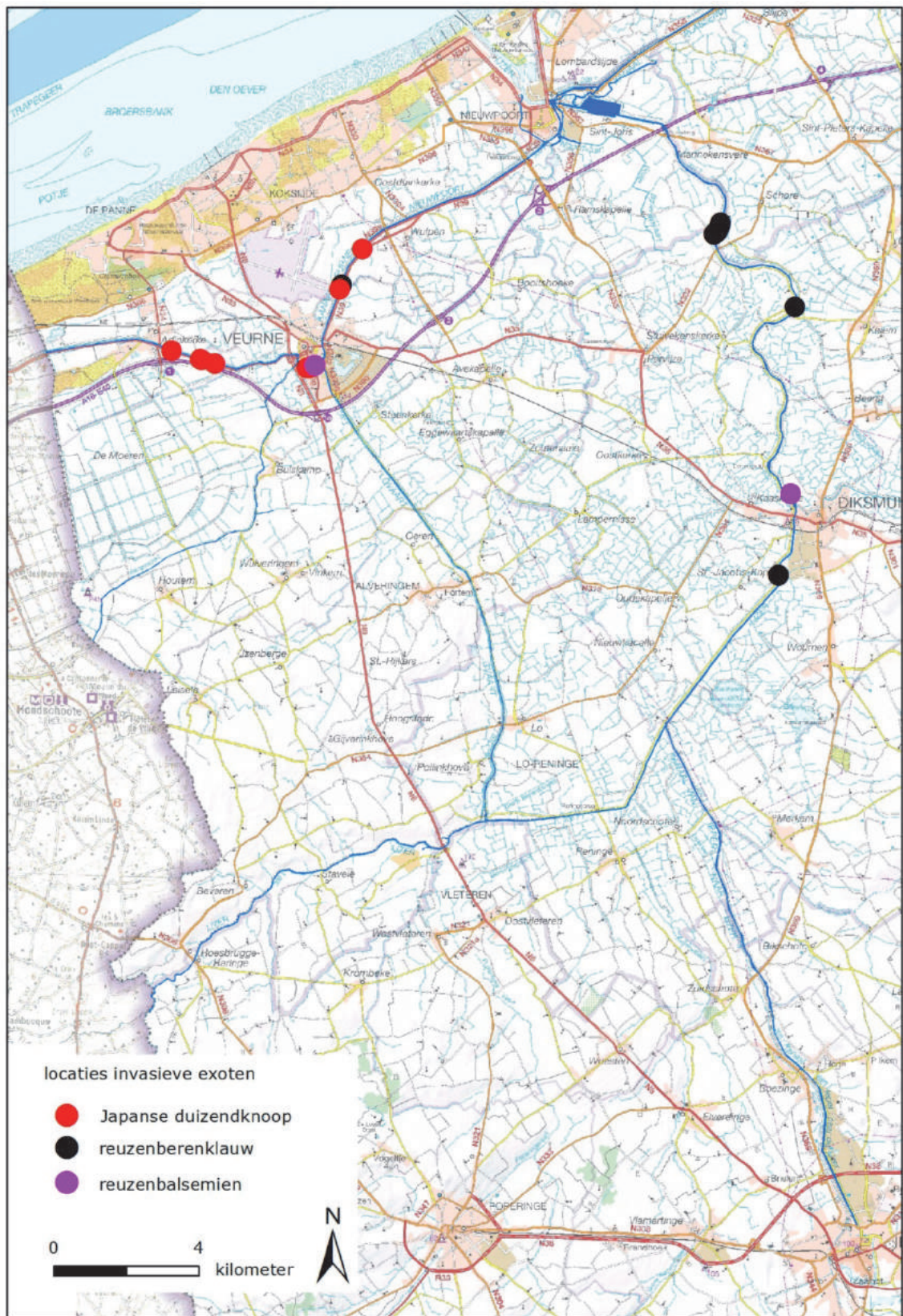
Kaart 3. Rode Lijst soorten of zeldzame soorten waargenomen langs het Kanaal Nieuwpoort-Duinkerke.



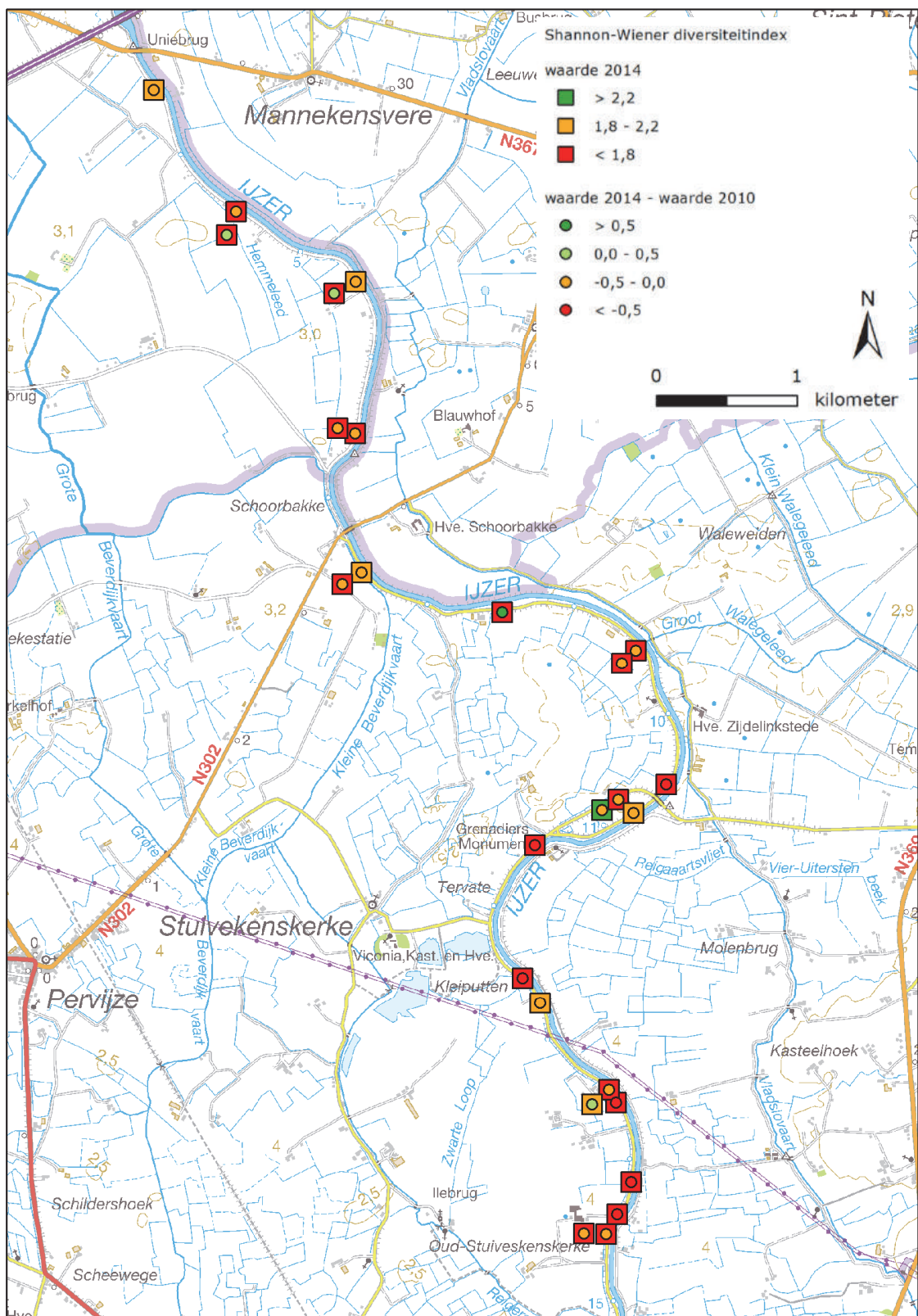
Kaart 4. Voorkomen van oevervegetatie langs de beschouwde waterwegen.



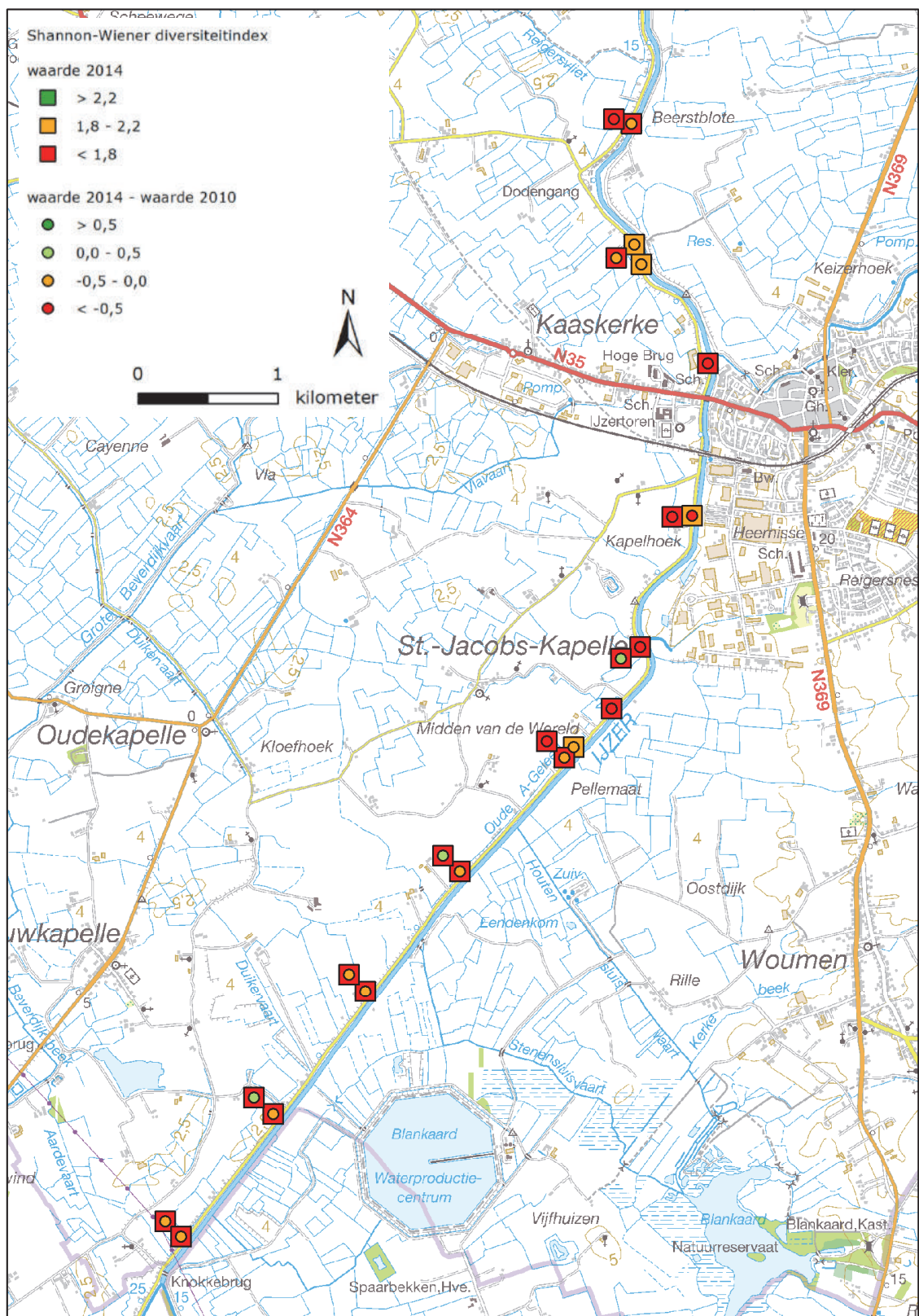
Kaart 5. De locaties van gulden sleutelbloem langs de waterwag in het IJzerdistrict.



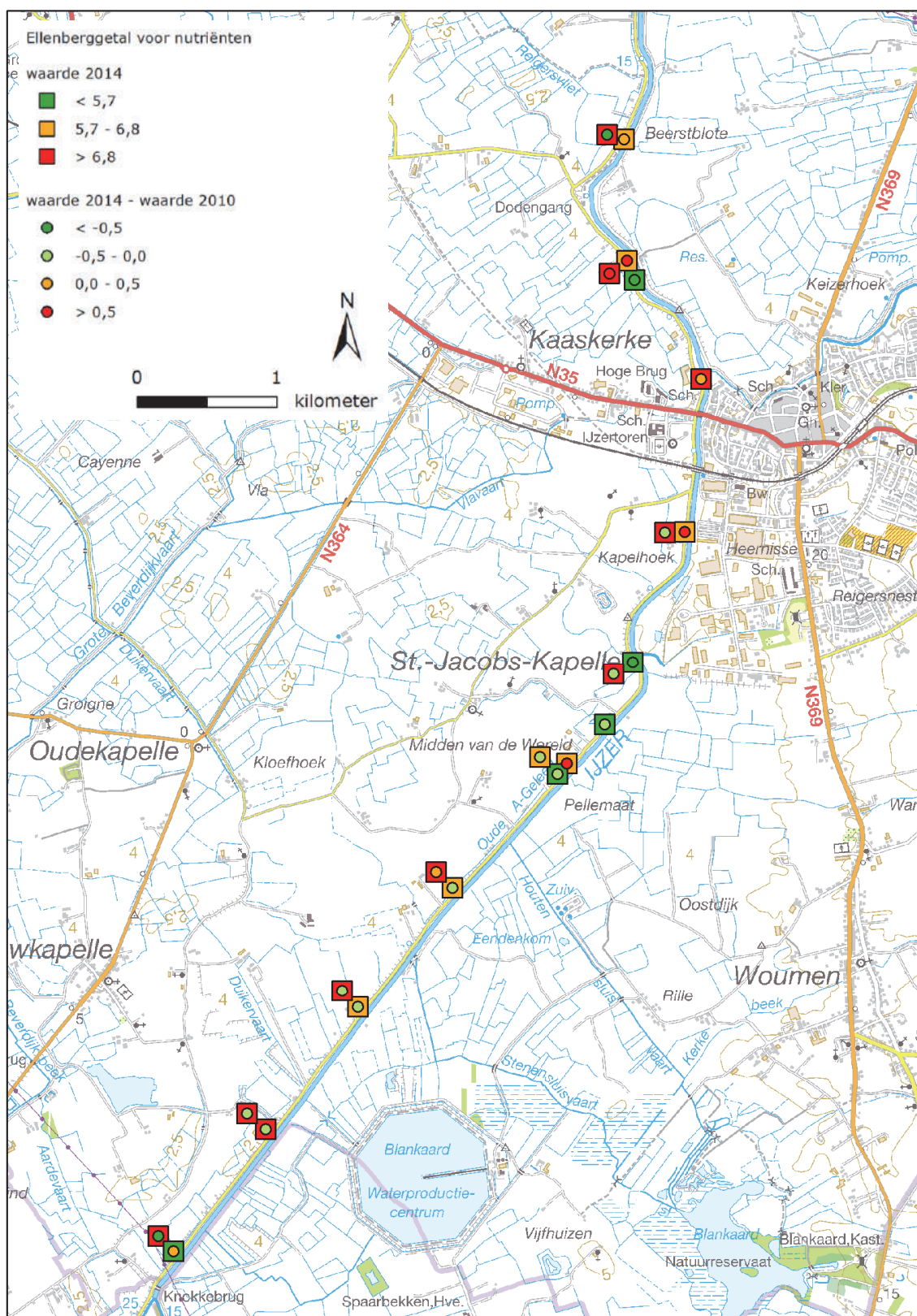
Kaart 6. De locaties van invasieve exoten langs de waterwegen in het IJzerdistrict.



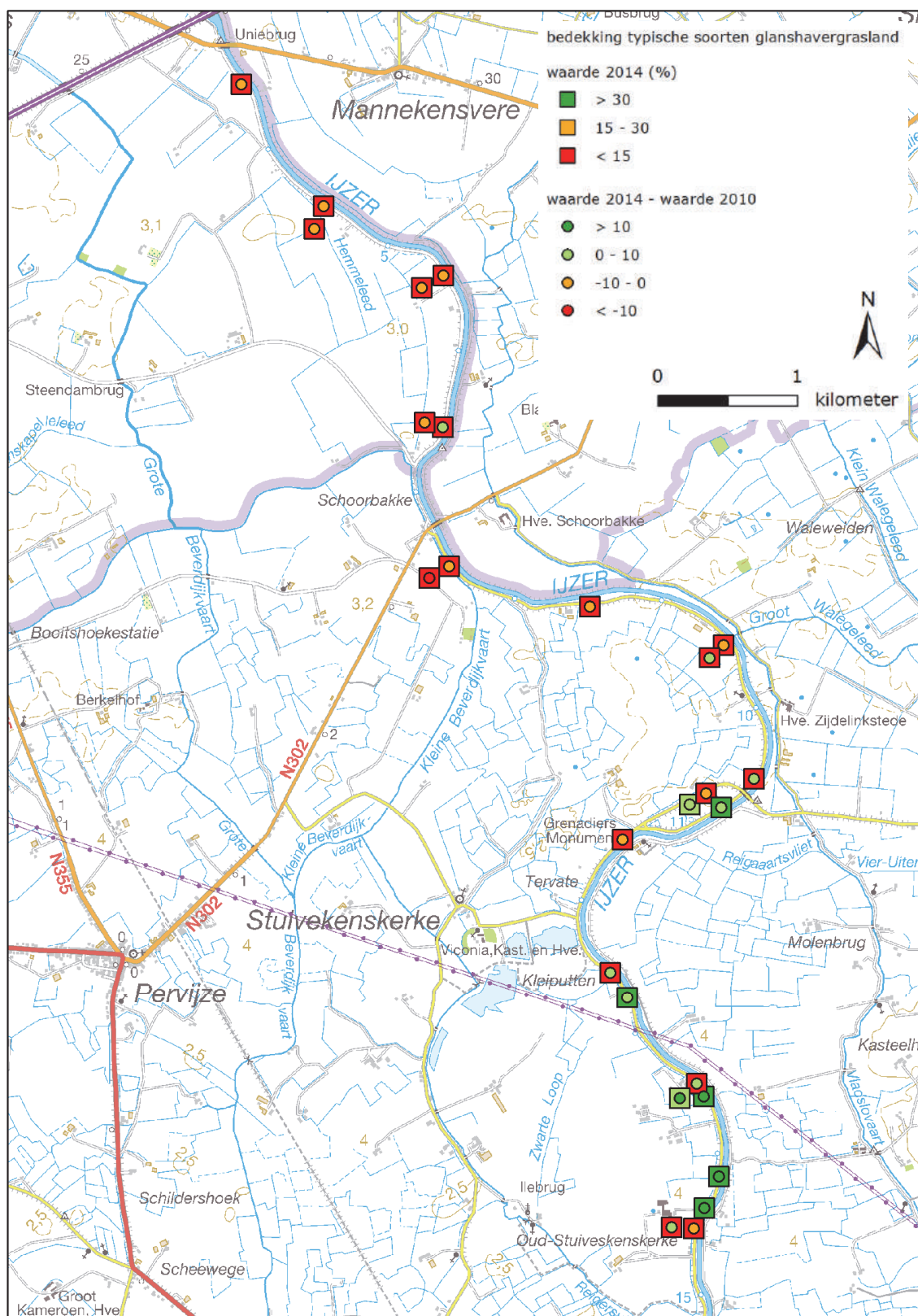
Kaart 7a. De Shannon-Wiener diversiteitindex voor de verschillende vegetatie-opnames langs de IJzer in 2014 en het verschil met 2010.



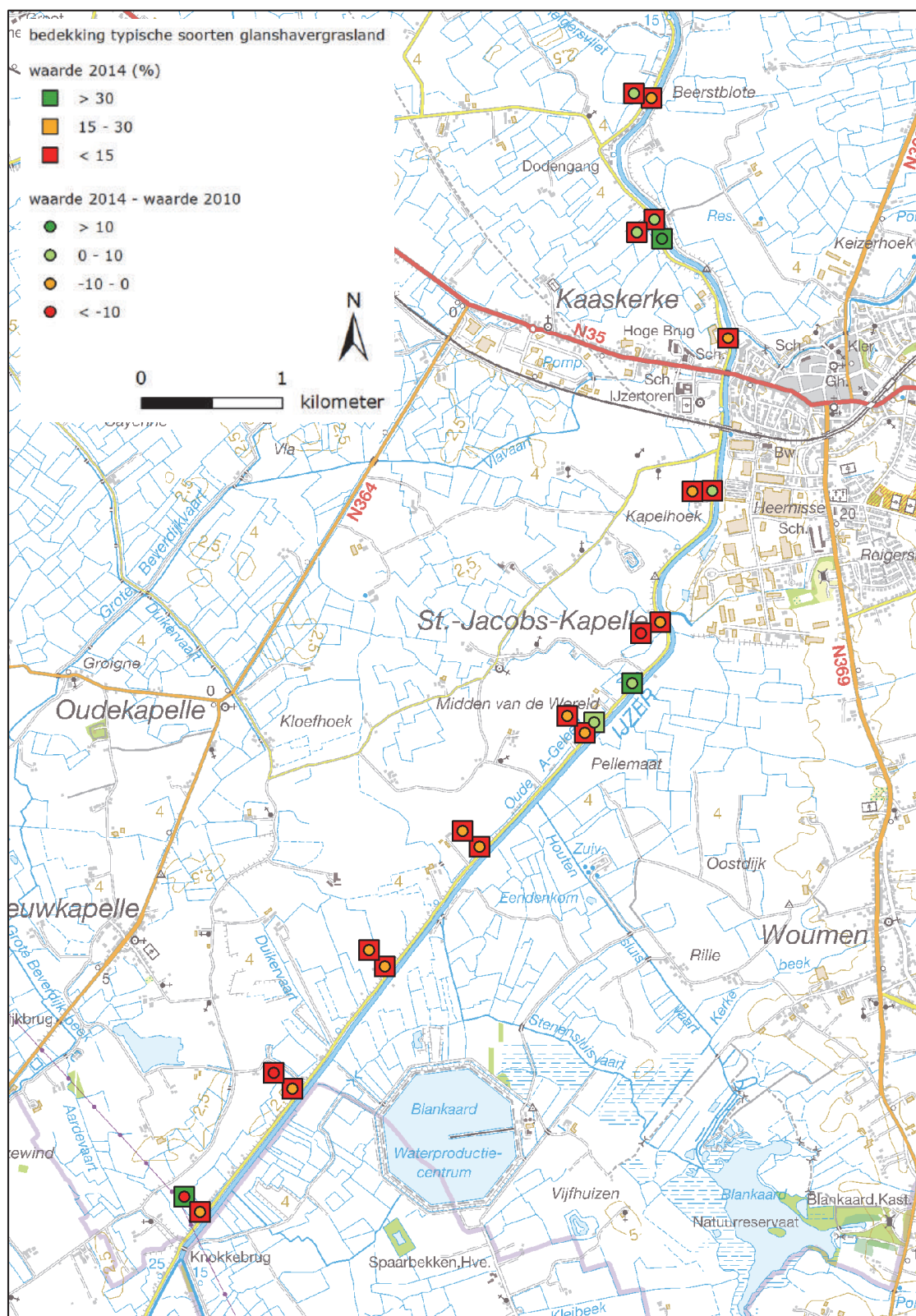
Kaart 7b. De Shannon-Wiener diversiteitindex voor de verschillende vegetatie-opnames langs de IJzer in 2014 en het verschil met 2010.



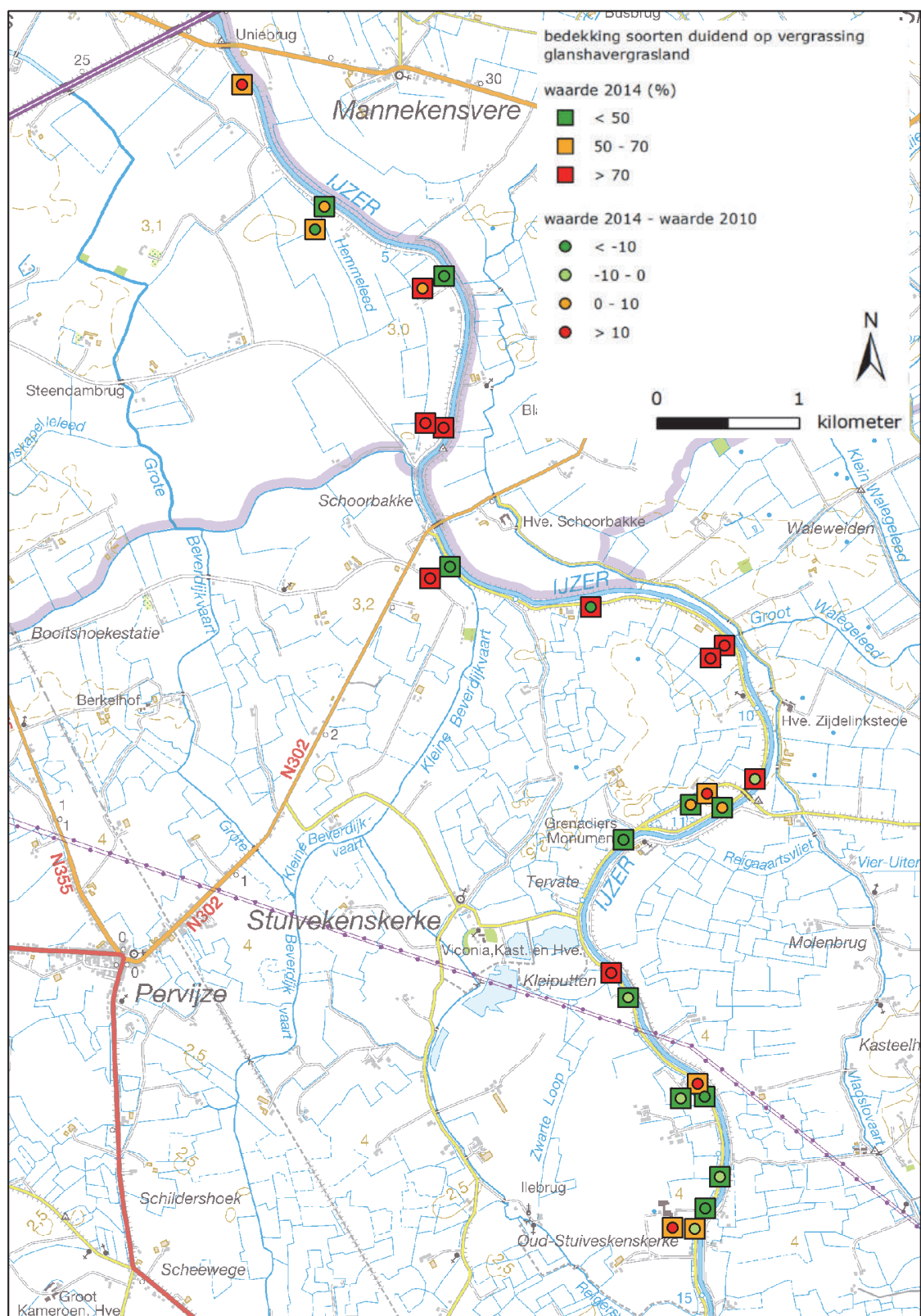
Kaart 8b. Het Ellenberggetal voor nutriënten bij de verschillende vegetatie-opnames langs de IJzer in 2014 en het verschil met 2010.



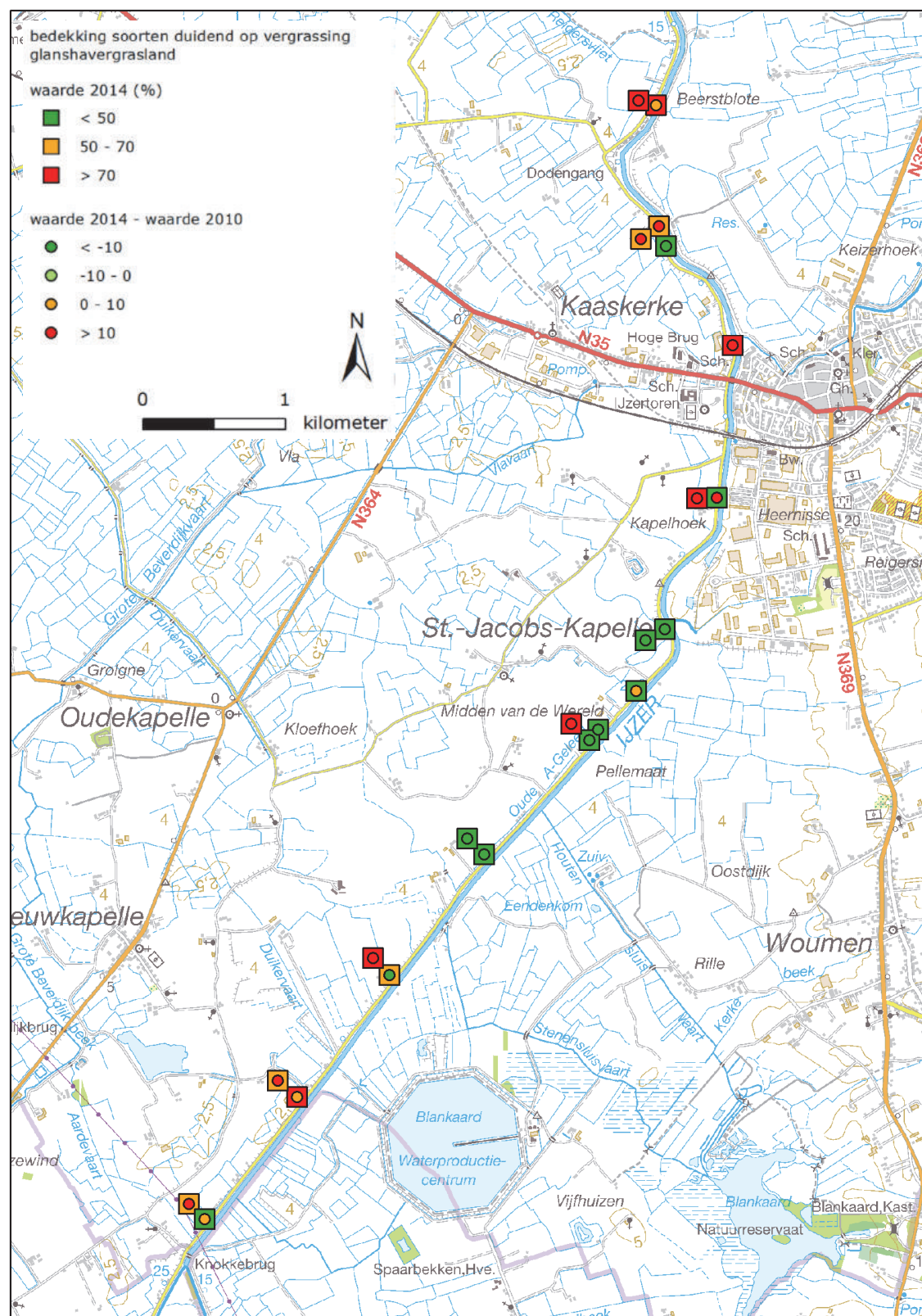
Kaart 9a. De bedekking van typische soorten van glanshavergrasland voor de verschillende vegetatie-opnames langs de IJzer in 2014 en het verschil met 2010.



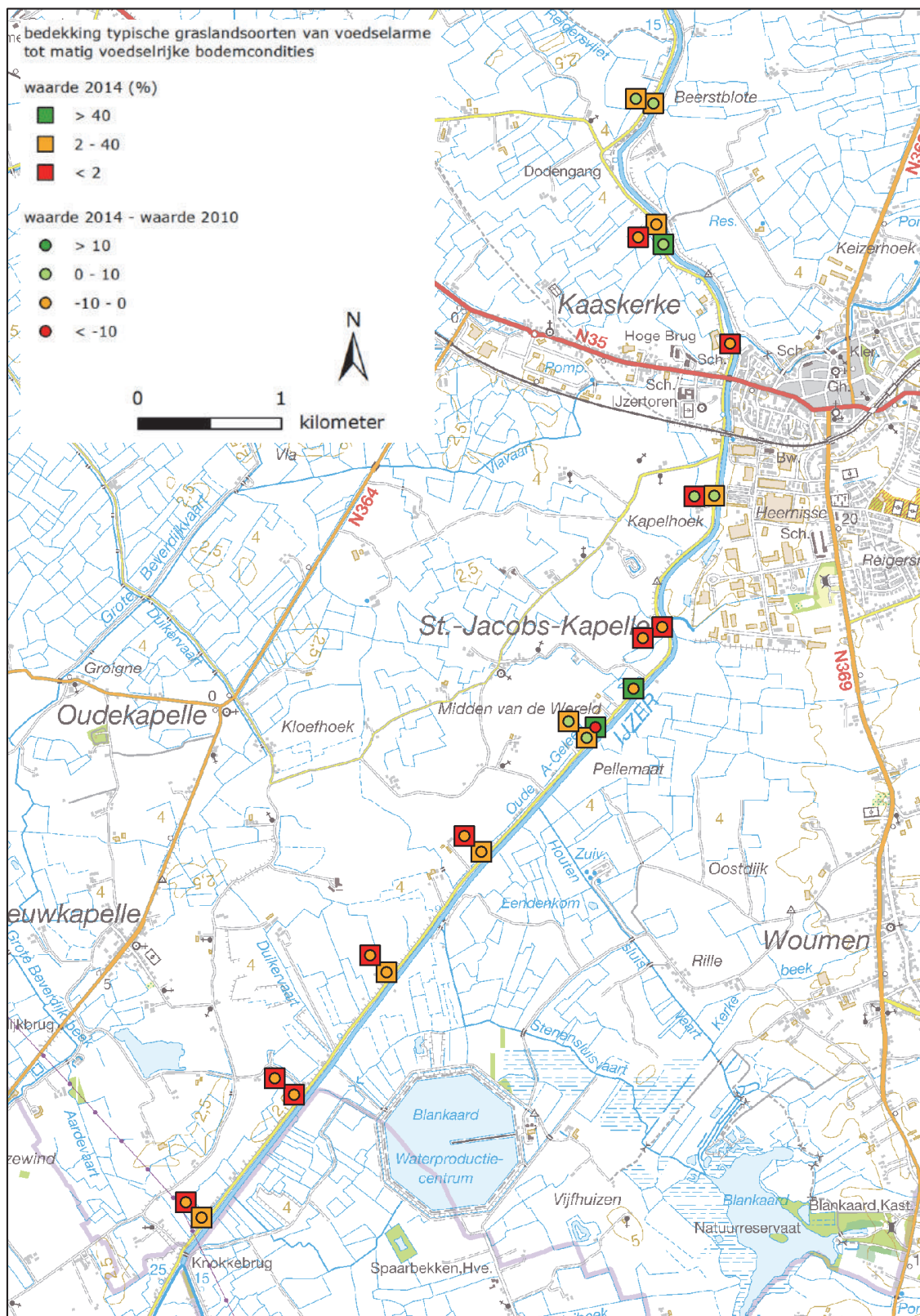
Kaart 9b. De bedekking van typische soorten van glanshavergrasland voor de verschillende vegetatie-opnames langs de IJzer in 2014 en het verschil met 2010.



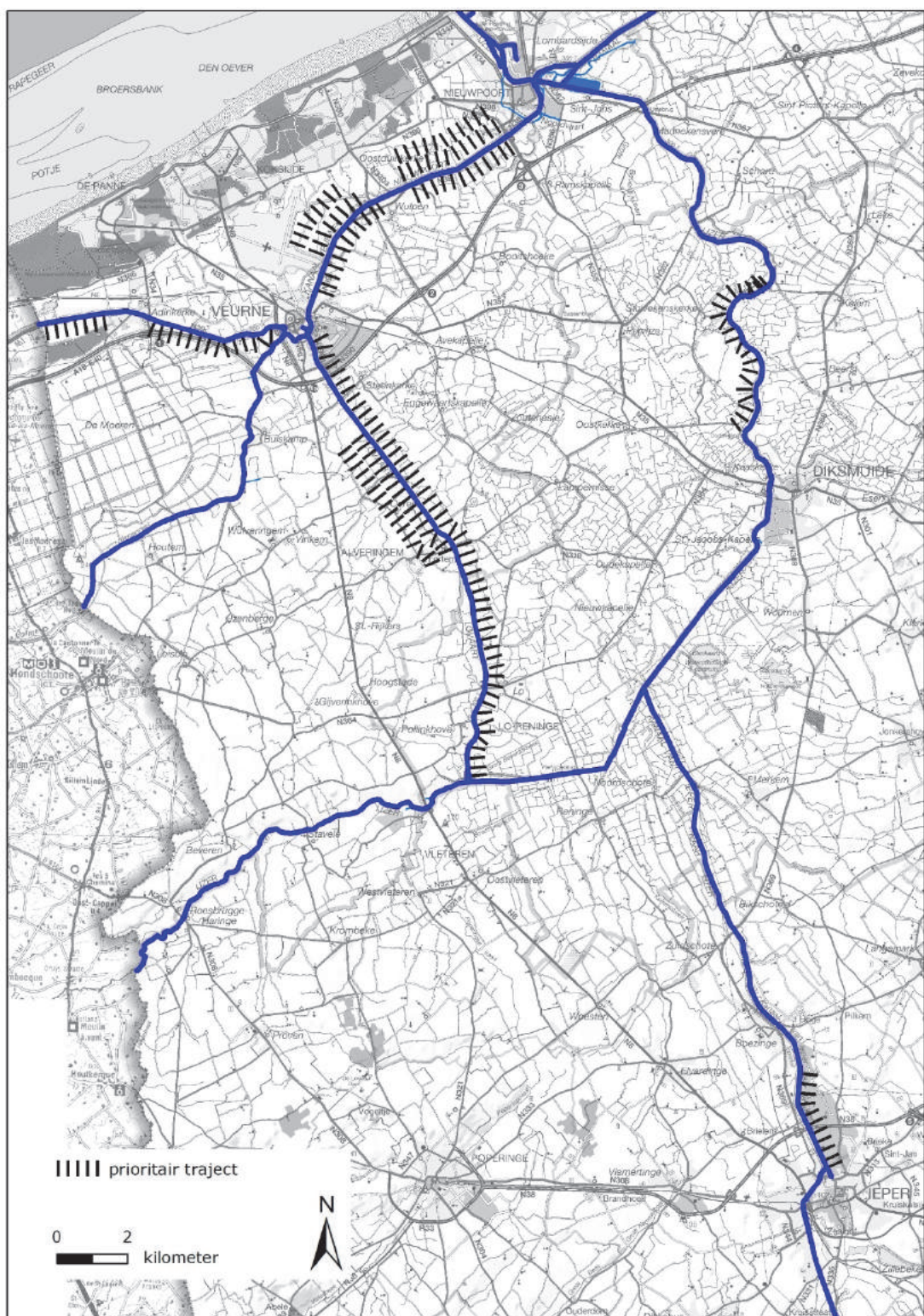
Kaart 10a. De bedekking van soorten duidend op een vergrassing van glanshavergrasland voor de verschillende vegetatie-opnames langs de IJzer in 2014 en het verschil met 2010.



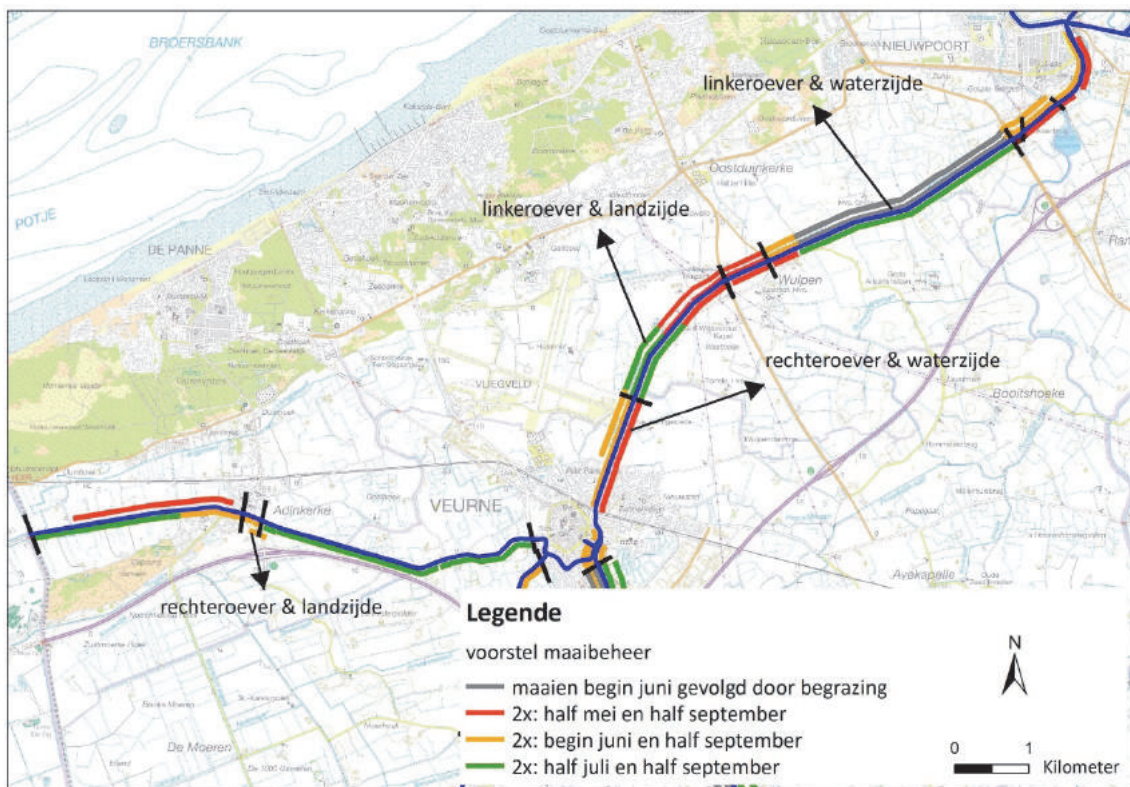
Kaart 10b. De bedekking van soorten duidend op een vergrassing van glanshavergrasland voor de verschillende vegetatie-opnames langs de IJzer in 2014 en het verschil met 2010.



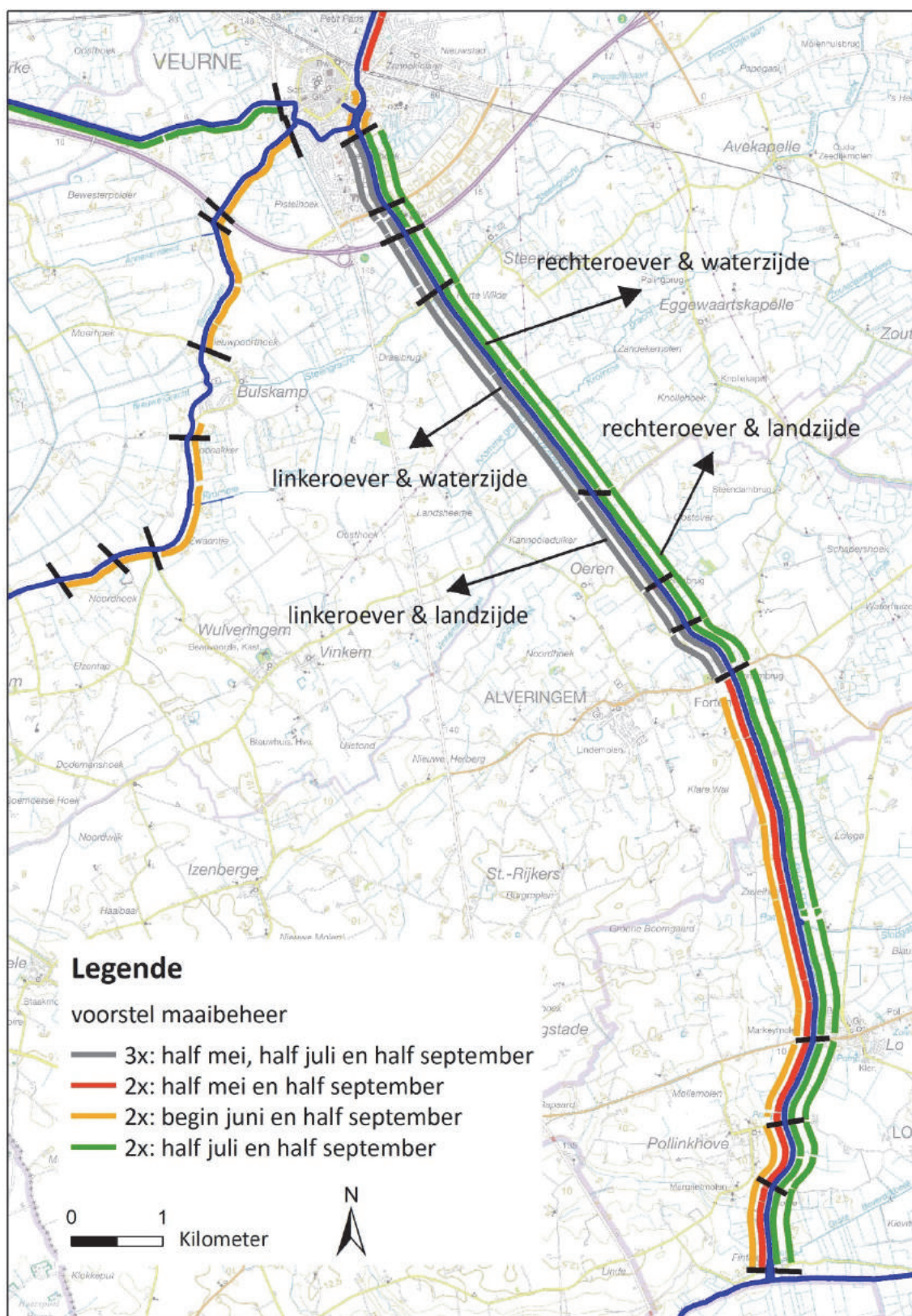
Kaart 11b. De bedekking van typische graslandsoorten voor voedselarme tot matig voedselrijke bodemcondities bij de verschillende vegetatie-opnames langs de IJzer in 2014 en het verschil met 2010.



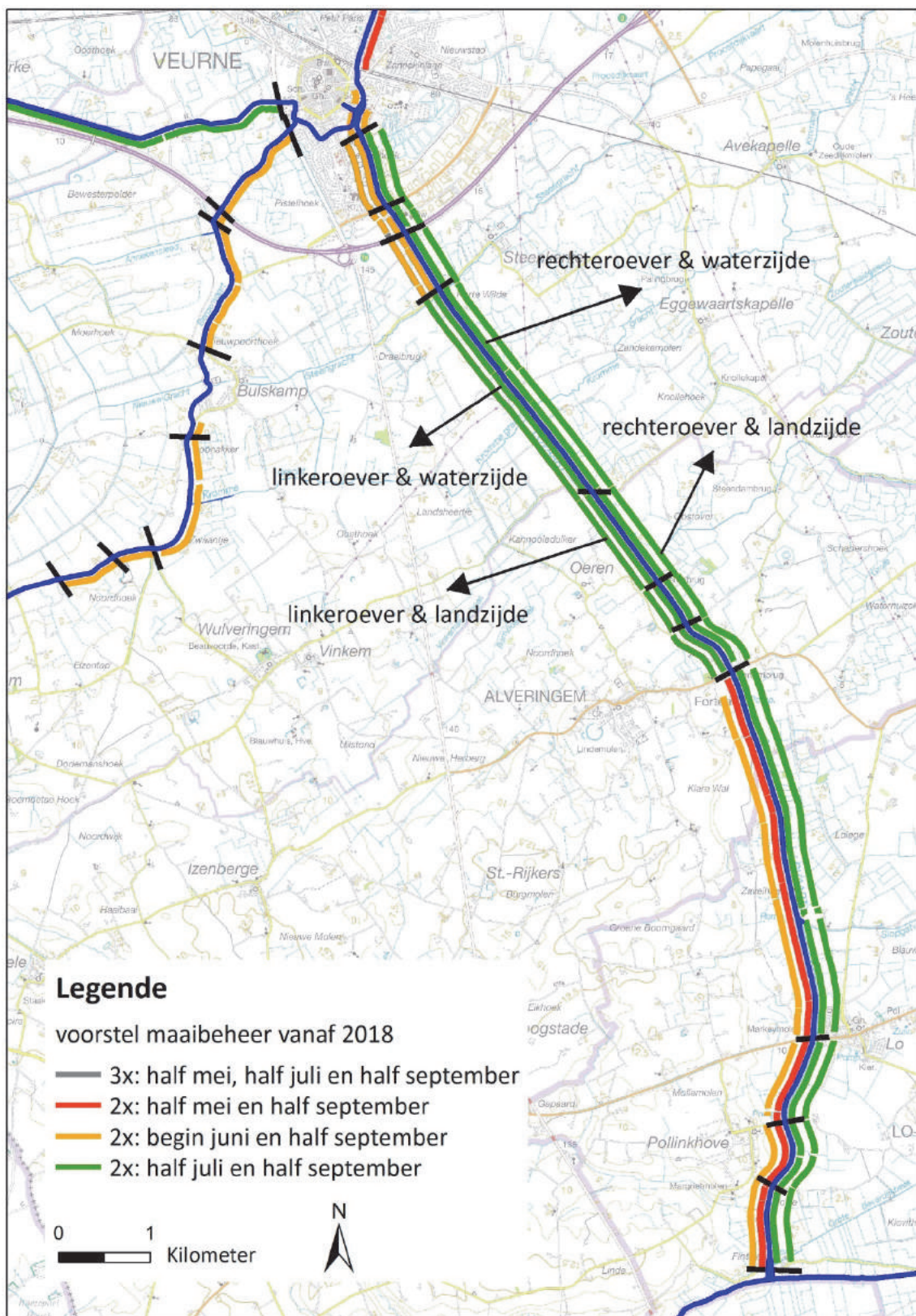
Kaart 12. Voorgestelde prioritaire bermtrajecten langs de waterwegen in het IJzerdistrict.



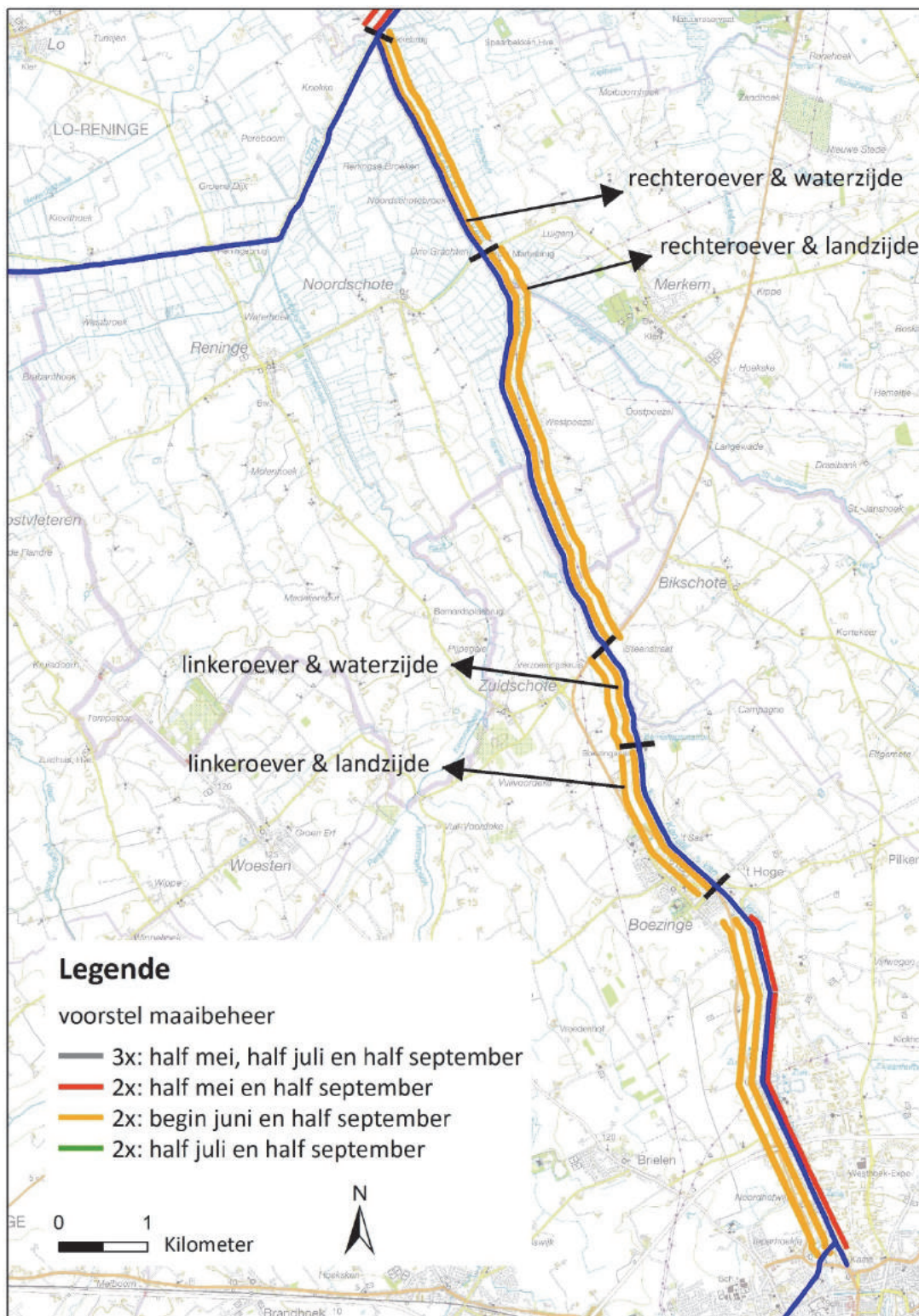
Kaart 13. Voorgesteld beheer voor de bermvegetaties langs het Kanaal Nieuwpoort-Duinkerke.



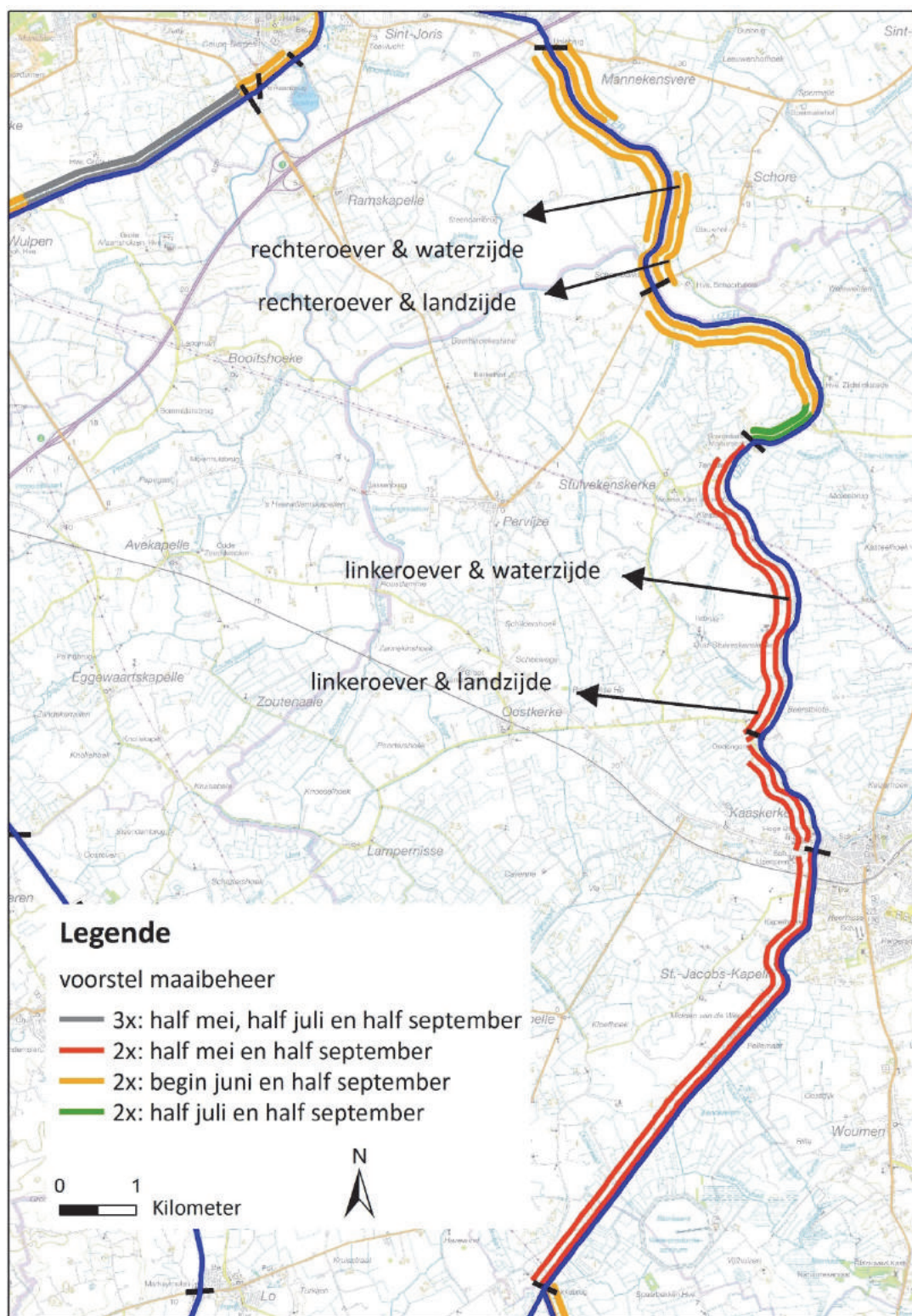
Kaart 14. Voorgesteld beheer voor de bermvegetaties langs het Lokanaal en de Bergenvaart.



Kaart 15. Voorgesteld beheer voor de bermvegetaties langs het Lokanaal en de Bergenvaart vanaf 2018.



Kaart 16. Voorgesteld beheer voor de bermvegetaties langs het Kanaal Ieper-IJzer.



Kaart 17. Voorgesteld beheer voor de bermvegetaties langs de IJzer.

Bijlage 2. De betekenis van de Ellenberg-indicatorgetallen (Ellenberg et al., 1992).

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