Vlaanderen
is wetenschap

Toekomstgerichte opvolging van de verschillende natuurvriendelijke oeeververdedigingstechnieken langs de Moervaart

Eindrapport

De Dobbelaer Tom, Vermeersch Sophie, Dhaluin Pieter, De Geest Luc

INSTITUUT
NATUUR- EN BOSONDERZOEK

Auteurs:

De Dobbelaer Tom, Vermeersch Sophie, Dhaluin Pieter, De Geest Luc,
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
www.inbo.be

e-mail:

tom.dedobbelaer@inbo.be

Wijze van citeren:

De Dobbelaer, T., Vermeersch S., Dhaluin, P., De Geest, L. (2017). Toekomstgerichte opvolging van de verschillende natuurvriendelijke oeversverdedigingstechnieken langs de Moervaart: Eindrapport. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2017 (43). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
DOI: doi.org/10.21436/inbor.12976235

D/2017/3241/342**Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2017 (43)**

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Maurice Hoffmann

Dit onderzoek werd uitgevoerd in opdracht van:

Waterwegen en Zeekanaal N.V.

Toekomstgerichte opvolging van de verschillende natuurvriendelijke oeververdedigingstechnieken langs de Moervaart

Eindrapport

De Dobbelaer Tom, Vermeersch Sophie, Dhaluin Pieter en De Geest Luc

Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2017 (43)

I Samenvatting

I.1 Probleemstelling

Deze studie behelst de evaluatie van de aangelegde oevers volgens de principes van de natuurtechnische milieubouw (kortweg NTMB) langs de Moervaart tussen Gent en Lokeren (Oost-Vlaanderen). De oevers van de Moervaart zijn overwegend smal, steil en daarenboven onderhevig aan een sterke golfslag, dit laatste ten gevolge van pleziervaart. Voor een optimale ecologische ontwikkeling van de rivieroevers dient men te streven naar het maximaal behoud en herstel van de natuurlijke oevers (zonder dijklichaam) en de toepassing van NTMB-oevers waar de ontwikkeling van natuurlijke oevers niet mogelijk is door ruimtegebrek of overstromingsgevaar voor woonkernen. Verschillende NTMB-typen werden langs de Moervaart toegepast: kokosrollen met breuksteen en schanskorven, kokosrollen op schanskorven, kokosvezelmatten, palen met wiepen zonder plasbermen, palen met wiepen en plasbermen, palen met wiepen en plasbermen waar ook beplante kokosrollen werden geplaatst.

In 2006 werd voor de evaluatie van de verschillende oevertypes een monitoringsplan opgesteld (Vermeersch & Decleer, 2006). In de periode 2005 en 2006 werden alle NTMB-oevers voor een eerste maal geïnventariseerd, in de periode 2007-2008 vond de tweede inventarisatiefase plaats en in de periode 2010-2011 werden de meest dynamische oevers (de oevers waar de plantenabundanties het sterkst wijzigen) voor een derde maal geïnventariseerd. In 2013-2014 werden de minder dynamische trajecten die sinds 2007 niet meer werden bemonsterd, geïnventariseerd samen met de meest recent aangelegde NTMB-oevers, stroomopwaarts en -afwaarts van de Heirbaanbrug (Lokeren). In 2015 werden alle trajecten een laatste maal geïnventariseerd en geanalyseerd. De onderzoeksresultaten werden over de vijf verschillende inventarisatieperiodes heen vergeleken. Waar mogelijk werden trends aangegeven en een eindconclusie geformuleerd voor de verschillende NTMB-types.

I.II Onderzoekresultaten

I.II.I Hoe snel kan oevervegetatie naakte rivieroeveren koloniseren, om zodoende de beschermende functie van de palen en wiepen over te nemen?

Per traject is nagegaan wat het aandeel van de typische oeversoorten is. Deze vormen een goede indicatie van het stadium waarin de ontwikkeling van de NTMB-oever zich bevindt. Goed ontwikkelde oevervegetaties vervullen niet enkel een ecologische functie, maar spelen ook een functionele rol als oeverbescherming. Soorten van vochtige milieus blijken een reeks morfologische aanpassingen te bezitten waardoor ze zich beter via het water kunnen verspreiden. Een hoog percentage van soorten die langsheen de vochtgradiënt gelegen zijn maken gebruik van vegetatieve voortplanting. Een groter aandeel van soorten die op de natste delen van de gradiënt gelegen produceren een groot aantal zaden en een kleiner aandeel maakt een zaadbank aan. In de loop van de tijd worden deze soorten echter weggeconcentreerd door soorten met vegetatieve voortplanting.

Aanvankelijk gebeurt de ontwikkeling van oevervegetaties moeizaam bij constructies met palen en wiepen zonder plasbermen. Deze verticale constructies beletten substraataccumulatie waardoor planten of vegetatiefragmenten zich niet kunnen vasthechten en zaden niet kunnen kiemen. De kolonisationsnelheid van vegetatie op dit NTMB-type wordt sterk bepaald door de aanwezigheid van typische soorten die reeds bij aanvang aanwezig zijn in de oevervegetatie. Het zijn dan voornamelijk de soorten die uitlopers vormen, zoals rietgras, liesgras en wolfspoot die voor een vegetatiegradiënt zorgen op de oever. Afhankelijk van het oeverprofiel en de hoogte van de watertafel, zullen deze soorten zich succesvol kunnen ontwikkelen en al dan niet hoge densiteiten kunnen bereiken. Eens een plateau van maximale densiteit wordt bereikt, treedt er de volgende jaren weinig verandering op in de verhouding van de verschillende ecologische groepen. Het traject waarop zich reeds bij aanleg van het NTMB-type typische soorten bevonden, bereikte in 2015 een aandeel met tussen 40 % en 65 % typische en facultatieve oeversoorten langsheen de waterlijn. Op het traject waar typische soorten niet aanwezig waren bij aanleg werd een aandeel typische en facultatieve soorten tussen 5 % en 20 % bereikt.

De trajecten met palen, wiepen en plasbermen, al dan niet met de plaatsing van kokosrollen, vertonen door de ruimte die hen geboden wordt doorgaans een beter ontwikkelde oevervegetatie met een hoger relatief aandeel van typische oeversoorten. In 2015 schommelt het aandeel typische en facultatieve soorten hier tussen 35 % en 65 % zonder kokosrollen en 35 % - 85 % met kokosrollen langsheen de waterlijn. Grote watervlinder en het (mechanisch) bestrijden van deze exoot hebben op sommige trajecten met plasbermen een negatieve impact gehad. Het percentage typische en facultatieve soorten is gezakt en schommelt daar tussen de 5 % en 15 %. Op verschillende trajecten is er wel een geleidelijk herstel. Op de recenter aangelegde (2005) trajecten komt de ontwikkeling moeilijk op gang. Het aandeel typische en facultatieve soorten langsheen de waterlijn schommelt in 2015 tussen 2 % en 25 %.

I.II.II Biedt de aanleg van kokosrollen zonder verdedigingsconstructie voldoende garanties voor een duurzame bescherming van de oever?

De trajecten waar het NTMB-type “oever met kokosrollen, breuksteen en schanskorfmatrassen” werd aangelegd zijn op vlak van bedekking en aandeel typische soorten zeer succesvol. De bedekking neemt toe bij iedere inventarisatieperiode en op verschillende trajecten wordt een bedekking van 100% bereikt. Ook het aandeel typische oeversoorten neemt toe of stabiliseert, met uitzondering van het traject “Sinaaibrug- Pieter Heydensveer b LO” waar een lichte terugval is. Over alle trajecten heen varieert de bedekking tussen 78 % tot 100%. Het aandeel typische soorten varieert tussen 77 % en 100%.

Het NTMB-type “kokosrollen op schanskorven” is minder succesvol en op sommige locaties zelfs volledig mislukt. De oorzaken voor het falen van de aanleg op sommige plaatsen heeft onder andere te maken met de stabiliteit van de constructie. Op sommige plaatsen zijn de kokosrollen gekanteld of zijn ze van tussen de palen weggespoeld zoals op het traject “Spletterenbrug-Zuidlede”. Op het traject “Zwaaikom- Terwestbrug b” zijn de stenen in de schanskorven verzakt. Er zijn echter ook locaties waar het NTMB-type zich goed ontwikkeld heeft zoals op het traject “Kalvebrug- Overledebrug (LO)”. De totale bedekking varieert binnen dit NTMB-type tussen 24 % en 91 % het aandeel typische soorten tussen 14 % en 78 %.

I.II.III Hoe evolueren de ecologische waarden van oevers die volgens NTMB-principes zijn aangelegd?

Ecologische soortengroepen

Uit de analyse van de ecologische soortengroepen blijkt dat – met uitzondering van het NTMB-type “kokosrollen op schanskorven” alle NTMB-oevertypes er op vooruit gaan. Het aandeel typische en/of facultatieve oeversoorten neemt toe op deze trajecten. De kolonisatiesnelheid van de typische oeversoorten op de NTMB-oevers is afhankelijk van het NTMB-type en de uitgangssituatie van een traject. Tussen de trajecten met plasbermen onderling (en al dan niet met kokosrollen) zijn geen verschillen op te merken in de ontwikkelingssnelheid van de oevervegetatie. Trajecten waar palen en wiepen op de oevers geplaatst werden ontwikkelen trager omdat de palen en wiepen een barrière vormen voor de afzetting van propagulen. Een andere belangrijke factor die een rol speelt in de ontwikkelingssnelheid van de oevervegetatie is de aanwezigheid van klonaal dominante soorten bij de uitgangssituatie. Deze soorten (zoals riet) kunnen op korte termijn snel uitbreiden en ook minder ideale oevercondities koloniseren.

Diversiteit aan groeivormen

De diversiteit aan groeivormen verandert globaal gezien niet in vergelijking met voorgaande inventarisaties. De meeste trajecten hebben een ontoereikende score (lage diversiteit) in deze analyse. Grote monocotylen, nymphaeïden en oever/moerasplanten zijn de meest voorkomende groeivormen.

Gradiënt Ellenberggetallen

De analyse van de Ellenberggetallen toont aan dat er een duidelijke gradiënt bestaat van de waterlijn naar het talud van de oever. Deze gradiënt uit zich voornamelijk het Ellenberg vochtgetal en minder in het Ellenberg stikstof- en reactiegetal. Laatstgenoemde is maatgevend

voor de zuurgraad. (Ellenberg *et al.* 1992). De oevergradiënt van het vochtgetal ontstaat ongeveer één meter na de waterlijn en neemt dan af in de richting van de kruin. Verschillende trajecten werden verstoord door onder meer werkzaamheden aan de oever, het bestrijden van exoten en het plaatsen van een fietsersbrug. Hierdoor wijzigt de bedekking en de soortensamenstelling sterk waardoor dit een effect heeft op de gradiënt. Dit uit zich in sterk fluctuerende Ellenbergwaarden. Ook golfslag is bron van verstoring, voornamelijk op de vooroever. Deze factor werd echter niet opgemeten en kan dan ook niet gerelateerd worden aan de verwachte vegetatieontwikkeling op de oevers.

Op verschillende trajecten treedt er een significante daling op van het Ellenberg vochtgetal ten opzichte van voorgaande inventarisaties. Deze daling betekent echter niet dat het aandeel typische oeversoorten (zoals bv. riet, scherpe zegge, wolfspoot) is afgenomen. Uit de analyse van de ecologische soortengroepen blijkt net dat het aandeel typische soorten is toegenomen i.v.m. voorgaande inventarisaties. De significante daling van het Ellenberg vochtgetal wordt veroorzaakt doordat facultatieve en andere soorten open ruimte innemen en hun aandeel op het traject verhogen. Verder treedt er in de meeste niet-verstoorde trajecten een afzwakking op van de vochtgradiënt naar de kruin toe doordat het aandeel typische oeversoorten toeneemt naar de kruin toe, al dan niet door klonale groei (o.a. riet).

Multivariate analyse

Uit de multivariate analyse op steekproeftrajecten met verschillende vegetatietypes (rietvegetatie, nitrofiële zomen, moerasvegetatie, droge ruigten en graslandtypes) konden volgende eigenschappen afgeleid worden:

- rietvegetaties zijn duidelijk gerelateerd aan de vochtige milieus;
- nitrofiële zomen zijn gerelateerd aan de stikstofrijke milieus;
- moerasvegetaties hebben afhankelijk van de locatie een preferentie voor vochtige en/of basenrijkere milieus, al zijn de correlaties minder duidelijk;
- droge ruigten hebben met ondanks hun verschillende soortensamenstelling een preferentie voor zuurdere milieus
- graslandtypen worden gekarakteriseerd door een grote heterogeniteit, in het bijzonder wat de voedselrijkdom betreft.

De steekproeftrajecten van de NTMB-oevers evolueren over de jaren heen naar een vochtiger, minder zuur en minder nutriëntrijk systeem.

I.III Waar bevinden zich de uitbreidingshaarden van invasieve of andere aandachtsoorten?

Op alle trajecten waar grote waternavel bij voorgaande inventarisaties werd waargenomen, neemt het aandeel van de soort af, soms zelfs op zeer drastische wijze (bv. de trajecten Dambrug- Spoorbrug b, Dambrug- Spoorbrug a, Coudenbormbrug-Sinaaibrug LO, Sinaaibrug-Kanaal van Stekene RO. Uit deze cijfers blijkt duidelijk dat de aanpak voor de bestrijding van grote waternavel uitgevoerd door de NV Waterwegen en Zeekanaal (verder kortweg W&Z), zijn vruchten afwerpt. In 2015 werd er tijdens de inventarisatie nog op twee trajecten grote waternavel waargenomen.

De populatie Japanse duizendknoop bleef in 2015 stabiel met uitzondering van de trajecten tussen de Terwestbrug en de Kalvebrug. Hier worden zowel positieve resultaten geboekt (Terwestbrug- Kalvebrug a LO) als negatieve resultaten (Terwestbrug- Kalvebrug e LO).

I.IV Aanbevelingen voor beheer en/of beleid

Om een optimale inrichting en ontwikkeling van plasbermen langs de Moervaart te garanderen werden over alle inventarisatieperiodes heen volgende aanbevelingen gemaakt:

- het vermijden van vraat door vee;
- het vermijden van bodemcompactering;
- het gebruik van streekeigen plantmateriaal;
- het aanwenden van plantensoorten in functie van oeverbescherming;
- het modelleren van de kenmerken van de aangebrachte wiepenconstructies in functie van de rivier- en scheepskarakteristieken;
- aandacht voor flauw hellende oevers en diepte/breedte van de plasberm;
- het landinwaarts creëren van ruimte.

Het beheer van de NTMB-oevers heeft betrekking op een aangepast maaibeheer van rietkragen, invasieve exotenbestrijding, het verwijderen van zwerfvuil en toezicht op pesticidgebruik.

Aangezien de oevers regelmatig over beperkte ruimte beschikken kan niet overal een goed ecologisch functionerende oever verkregen worden.

English abstract

In this study, several types of ecological engineering (NTMB) were used for the protection of canal banks at the Moervaart, Flanders. Ecological engineering techniques were used on locations where natural banks could not be conserved due to interference with social and economic factors like urban infrastructure, flood protection and erosion caused by pleasure crafts. To aim for the maximum possible ecological potential, NTMB's were chosen at sites with interference. Following NTMB's were used in this study: gabions with quarry stone and coconut fiber rolls, gabions with coconut fiber rolls, poles with fascines, wet berms with poles and fascines, wet berms with poles, fascines and coconut fiber rolls, and coconut fiber mats. The coconut fiber rolls all contained typical riparian species (seedlings). The sustainability of the NTMB's was tested and evaluated in 2005-2006, 2007-2008, 2010-2011, 2013-2014 and 2015. Parameters like colonization rate, vegetation cover and abundance, ecological plant groups and Ellenberg indicator values were used to analyze the sustainability of the NTMB's.

The ecological plant group analysis indicated that the number of typical and facultative riparian species increases in time at almost all NTMB-types, except for sites with gabions and coconut fiber rolls. The colonization rate differs between the different NTMB's and also depends on the initial state of the canal bank. The initial state of the location plays (after the NTMB-construction) a major role in the development of the vegetation. NTMB's with poles and fascines (directly placed on the canal bank) with typical riparian vegetation at the initial state reached an abundance between 40% and 65% typical and facultative species in 2015. Poles and fascines without typical riparian species at initial state reached abundance between 5% and 20% typical and facultative species in 2015. It was shown that banks with the presence of clonal dominant species (like reed) at the initial state were able to expand faster and colonize at less favorable conditions. Poles and fascines directly placed on the canal banks blocked the deposition of propagules and formed a barrier for colonization. Vegetation development was higher at wet berms with poles and fascines due to the additional space that is offered at those locations. Typical and facultative species reached abundances between 35% and 65% (without coconut fiber rolls) and between 35% and 85% (with coconut fiber rolls) in 2015. Between 2007 and 2011, there has however been a slightly decrease between 5% and 15% due to mechanical removal of exotic species (*Hydrocotyle ranunculoides*).

The use of coconut fiber rolls had different successes, depending on the NTMB-type. There was no difference in colonization and development rate of riparian vegetation between wet berms with or without coconut fiber rolls. Gabions with quarry stone and coconut fiber rolls were very effective, based on their coverage with typical riparian species. The coverage increases with each evaluation and a 100%-coverage was reached at several locations in 2015. The abundance of typical riparian species also increased or stabilized at most locations. Overall, the coverage varied between 78% and 100%, the abundance of typical riparian species varied between 77% and 100% in 2015. However, gabions placed on the canal banks (90° angle with water level) with coconut fiber rolls were unsuccessful due to instability of the rolls. Several rolls tumbled down or flushed away, leaving a bare gabion. The total coverage from these NTMB's varies between 24% and 91%. The abundance of typical riparian species varied between 14% and 78%.

Inhoudstafel

I	Samenvatting	3
I.I	Probleemstelling	4
I.II	Onderzoeksresultaten	5
I.II.I	Hoe snel kan oevervegetatie naakte rivieroeveren koloniseren, om zodoende de beschermende functie van de palen en wiepen over te nemen?	5
I.II.II	Biedt de aanleg van kokosrollen zonder verdedigingsconstructie voldoende garanties voor een duurzame bescherming van de oever?	6
I.II.III	Hoe evolueren de ecologische waarden van oevers die volgens NTMB-principes zijn aangelegd?	6
I.III	Waar bevinden zich de uitbreidingshaarden van invasieve of andere aandachtsoorten?	8
I.IV	Aanbevelingen voor beheer en/of beleid	9
	English abstract	10
	Lijst van figuren	14
	Lijst van foto's	18
	Lijst van tabellen	20
1	Inleiding	22
1.1	Verantwoording.....	22
1.2	Algemene systeemkenmerken en functies van oeverzones: een synthese	23
1.2.1	Definitie van oeverzone/natuurvriendelijke oever	23
1.2.2	Ecologische en geomorfologische processen en relaties	24
1.2.3	Gradiënten, vegetatieontwikkeling en verspreiding langs de oeverzone	26
1.2.4	Bedreigingen voor oevers.....	30
1.2.5	Voordelen en beperkingen van de toepassing van NTMB-oevers	32
1.2.6	Potentie van NTMB-oevers en nevengeulen.....	33
1.3	Beschrijving van het studiegebied	35
1.3.1	De Moervaart.....	35
1.3.2	Beschrijving van de NTMB-oevers langs de Moervaart.....	38
1.4	Monitoringsdoelstellingen.....	53
2	Materiaal en methode	54
2.1	Gegevensverzameling.....	54
2.1.1	Locaties	54
2.1.2	Inventarisatiemethode vegetatie	56
2.1.3	Inventarisatie broedvogels	57
2.2	Gegevensverwerking	58
2.2.1	Karakterisatie van de oevers volgens abiotische gradiënten	58
2.2.2	Karakterisatie van de oevers volgens biotische gradiënten	59
2.2.3	Evolutie van vegetatie op kokosrollen.....	66
2.2.4	Broedvogels	66
2.2.5	Opvolging aandachtsoorten	66

3	Resultaten.....	67
3.1	Karakterisatie van de oevers volgens abiotische gradiënten (Ellenbergwaarden)	67
3.1.1	Oevers met plasbermen zonder kokosrollen	67
3.1.2	Oevers met plasbermen en kokosrollen.....	70
3.1.3	Oevers met palen en wiepen zonder plasbermen	72
3.2	Karakterisatie van de oevers volgens biotische gradiënten (Ecologische waarde).....	76
3.2.1	Ecologische karakterisatie	76
3.2.2	Ecologische soortengroepen	82
3.2.3	Voortplanting en verspreidingstrategie	89
3.2.4	Diversiteit aan groeivormen	96
3.3	Evolutie van vegetatie op kokosrollen zonder vooroeverconstructie.....	99
3.4	Evolutie van vegetatie op trajecten met kokosvezelmatten	102
3.5	Broedvogels	105
3.6	Opvolging van aandachtsoorten.....	108
3.6.1	Grote waternavel.....	108
3.6.2	Japanse duizendknoop	114
4	Adviezen met betrekking tot inrichting en beheer.....	117
4.1	Inrichtingsmaatregelen.....	117
4.2	Beheermaatregelen	119
5	Referenties.....	125

Lijst van figuren

Figuur 1. Type dwarsprofiel met kokosrollen, breuksteen en schanskorven (naar W&Z, dossier bestek)	41
Figuur 2. Type dwarsprofiel van plaatsing van kokosrollen op schanskorven (naar W&Z, dossier bestek)	43
Figuur 3. Dwarsprofiel van palen en wiepen zonder plasbermen (naar W&Z, dossier bestek)	44
Figuur 4. Dwarsprofielen van palen met wiepen en plasbermen (naar W&Z dossier bestek)	46
Figuur 5. Dwarsprofielen van palen met wiepen en plasbermen waarvan het nat gedeelte tot 2,5 m reikt (naar W&Z dossier bestek)	47
Figuur 6. Profielen met voorbeplante kokosvezelmatten (4/4) (naar W&Z dossier bestek)	50
Figuur 7. Profielen met voorbeplante kokosvezelmatten (8/4) (naar W&Z dossier bestek)	51
Figuur 8: Schematische voorstelling van de inventarisatiemethode volgens transecten (in bovenaanzicht)	57
Figuur 9: Gemiddelde Ellenbergwaarden van het traject Coudenbormbrug- Sinaaibrug deel 1 b LO voor de periode 2005-2015.	68
Figuur 10: Gemiddelde Ellenbergwaarden van het traject Terwestbrug- Kalvebrug b LO voor de periode 2005-2015. De beperkte bedekking van de vooroever en talud na de exotenbestrijding zorgt voor sterk schommelende Ellenbergwaarden.	69
Figuur 11: Gemiddelde Ellenbergwaarden van het traject Heirbaanbrug- Lokeren LO plasberm voor de periode 2005-2015.	70
Figuur 12: Gemiddelde Ellenbergwaarden van het traject Sinaaibrug- Kanaal van Stekene RO voor de periode 2005-2015.	71
Figuur 13: Gemiddelde Ellenbergwaarden van het traject Pieter Heydensveer- Daknambrug (RO) voor de periode 2005-2015.	72
Figuur 14: Gemiddelde Ellenbergwaarden van het traject Dambrug- spoorbrug b LO voor de periode 2005-2015.	73
Figuur 15: Gemiddelde Ellenbergwaarden van het traject Coudenbormbrug- Sinaaibrug c LO voor de periode 2005-2015.	74
Figuur 16: DCA-analyse van de vegetatieopnames 2005-2015. De kleuren geven de vegetatietypes aan. De symbolen duiden de opnameperiode aan (eigenwaarde as 1 = 0,64; eigenwaarde as 2 = 0,25; eigenwaarde as 3 = 0,32).	77
Figuur 17: DCA-analyse van de vegetatieopnames 2005-2015. Transecten van met hetzelfde vegetatietype werden gegroepeerd in eenzelfde vlak (eigenwaarde as 1 = 0,64; eigenwaarde as 2 = 0,25; eigenwaarde as 3 = 0,32).	78
Figuur 18: CCA van de vegetatieopnames 2005-2015 (eigenwaarde as 1 = 0,56; eigenwaarde as 2 = 0,17; eigenwaarde as 3 = 0,15). De kleuren duiden volgende vegetatietypes aan: zwart = graslandvegetaties; rood = ruderaal ruigtes. groen: rietvegetaties; lichtblauw = moerasvegetaties; donkerblauw = nitrofiel zomen.	79

Figuur 19: CCA van de vegetatieopnames 2005-2015 gegroepeerd volgens jaar (eigenwaarde as 1 = 0,56; eigenwaarde as 2 = 0,17; eigenwaarde as 3 = 0,15).	80
Figuur 20: CCA van de vegetatieopnames 2005-2015 gegroepeerd volgens vegetatietype (eigenwaarde as 1 = 0,56; eigenwaarde as 2 = 0,17; eigenwaarde as 3 = 0,15).	81
Figuur 21: Percentuele weergave van de soortengroepen op het traject Coudenbormbrug-Sinaaibrug c LO voor opnameperiode 2005-2006.	82
Figuur 22: Percentuele weergave van de soortengroepen op het traject Coudenbormbrug-Sinaaibrug c LO voor opnameperiode 2007-2008.	83
Figuur 23: Percentuele weergave van de soortengroepen op het traject Coudenbormbrug-Sinaaibrug c LO voor opnameperiode 2015.	83
Figuur 24: Percentuele weergave van de soortengroepen op het traject Dambrug- spoorbrug b LO voor opnameperiode 2005-2006; de waterkant bestaat reeds uit 30% typische soorten.	84
Figuur 25: Percentuele weergave van de soortengroepen op het traject Dambrug- spoorbrug b LO voor opnameperiode 2007-2008. De oevervegetatie ontwikkeld verder en het aandeel typische oeversoorten neemt toe. De invasieve exoot grote waternavel heeft zich op het traject gevestigd.	85
Figuur 26: Percentuele weergave van de soortengroepen op het traject Dambrug- spoorbrug b LO voor opnameperiode 2010-2011; door machinale en handmatige bestrijding is de populatie grote waternavel sterk teruggedrongen. Deze bestrijding heeft ook een negatief effect op de andere oeversoorten; het aandeel typische soorten daalt met 20% langsheen de waterlijn.	85
Figuur 27: Percentuele weergave van de soortengroepen op het traject Dambrug- spoorbrug b LO voor opnameperiode 2015; de oevervegetatie heeft zich hersteld en het typische soortenaantal is vergelijkbaar met de situatie voor de bestrijding.	86
Figuur 28: Percentuele weergave van de soortengroepen op het traject Terwestbrug-Kalvebrug c LO voor opnameperiode 2005-2006.	87
Figuur 29: Percentuele weergave van de soortengroepen op het traject Terwestbrug-Kalvebrug c LO voor opnameperiode 2007-2008.	88
Figuur 30: Percentuele weergave van de soortengroepen op het traject Terwestbrug-Kalvebrug c LO voor opnameperiode 2015.	88
Figuur 31: Procentueel aandeel van de verschillende verspreidingsstrategieën op het traject Coudenbormbrug- Sinaaibrug deel 2 voor inventarisatieperiode 2005-2006.	89
Figuur 32: Procentueel aandeel van de verschillende verspreidingsstrategieën op het traject Coudenbormbrug- Sinaaibrug deel 2 voor inventarisatieperiode 2007-2008.	90
Figuur 33: Procentueel aandeel van de verschillende verspreidingsstrategieën op het traject Coudenbormbrug- Sinaaibrug deel 2 voor inventarisatieperiode 2010-2011.	90
Figuur 34: Procentueel aandeel van de verschillende verspreidingsstrategieën op het traject Coudenbormbrug- Sinaaibrug deel 2 voor inventarisatieperiode 2015.	91

Figuur 35: Procentueel aandeel van de verschillende verspreidingstrategieën op het traject Sinaaibrug- Kanaal van Stekene RO voor inventarisatieperiode 2007-2008.....	91
Figuur 36: Procentueel aandeel van de verschillende verspreidingstrategieën op het traject Sinaaibrug- Kanaal van Stekene RO voor inventarisatieperiode 2010-2011.....	92
Figuur 37: Procentueel aandeel van de verschillende verspreidingstrategieën op het traject Sinaaibrug- Kanaal van Stekene RO voor inventarisatieperiode 2013-2014.....	92
Figuur 38: Procentueel aandeel van de verschillende verspreidingstrategieën op het traject Sinaaibrug- Kanaal van Stekene RO voor inventarisatieperiode 2015.	93
Figuur 39: Procentueel aandeel van de verschillende verspreidingstrategieën op het traject Dambrug- Spoorbrug b voor inventarisatieperiode 2005-2006.....	93
Figuur 40: Procentueel aandeel van de verschillende verspreidingstrategieën op het traject Dambrug- Spoorbrug b voor inventarisatieperiode 2007-2008.....	94
Figuur 41: Procentueel aandeel van de verschillende verspreidingstrategieën op het traject Dambrug- Spoorbrug b voor inventarisatieperiode 2010-2011.....	94
Figuur 42: Procentueel aandeel van de verschillende verspreidingstrategieën op het traject Dambrug- Spoorbrug b voor inventarisatieperiode 2013-2014.....	95
Figuur 43: Procentueel aandeel van de verschillende verspreidingstrategieën op het traject Dambrug- Spoorbrug b voor inventarisatieperiode 2015.	95
Figuur 44: Traject 22 (kort, helling 8/4), aantal waargenomen soorten over het hele traject.....	103
Figuur 45: Traject 22 (lang, helling 4/4), aantal waargenomen soorten over het hele traject.....	103
Figuur 46: Traject 23 (kort, helling 4/4), aantal waargenomen soorten over het hele traject.....	104
Figuur 47 : Traject 23 (lang, helling 4/4 en 8/4), aantal waargenomen soorten over het hele traject.....	104
Figuur 48: Concentratie nitrieten en nitraten ter hoogte van de Coudenbormbrug van 1989 tot 2015 (268 metingen, maandelijkse meting). (Geoloket water, VMM).	110
Figuur 49: Concentratie ammonium en plantbeschikbare stikstof (Kjeldall N) ter hoogte van de Coudenbormbrug van 1989 tot 2015 (resp. 279 en 206 metingen, ± maandelijkse meting). (Geoloket water, VMM).	111
Figuur 50: Conductiviteit en pH ter hoogte van de Coudenbormbrug van 1989 tot 2015 (291 metingen, maandelijkse meting). (Geoloket water, VMM).....	111
Figuur 51: Concentratie zwevende stof (mg/l, rechteras) en zuurstof (mg/l, linkerass) ter hoogte van de Coudenbormbrug van 1989 tot 2015. (resp. 228 en 296 metingen, ± maandelijkse metingen, Geoloket water, VMM).	112
Figuur 52: Concentratie nitrieten en nitraten ter hoogte van de Dambrug van 1999 tot 2014 (149 metingen, maandelijkse meting). (Geoloket water, VMM)	112
Figuur 53: Concentratie ammonium en plantbeschikbare stikstof (Kjeldall N) ter hoogte van de Dambrug van 1999 tot 2014 (149 metingen, maandelijkse meting). (Geoloket water, VMM)	113

Figuur 54: Conductiviteit ($\mu\text{S}/\text{cm}$, linkeras) en pH (rechteras) ter hoogte van de Dambrug van 1999 tot 2014 (171 metingen, maandelijkse meting). (Geoloket water, VMM).....	113
Figuur 55: Concentratie zwevende stof (mg/l , rechteras) en zuurstof (mg/l linkeras)ter hoogte van de Dambrug van 1999 tot 2014 (171 metingen, maandelijkse meting). (Geoloket water, VMM).....	114

Lijst van foto's

Foto 1: Links: aanwezigheid van riet in de onderste gradiëntzone op het traject "Coudenbormbrug- Sinaaibrug LO". Op de laagst gelegen delen waar de bodem verzadigd is van vocht komt in principe riet voor als veruit de meest dominante soort. Rechts: grote kattenstaart als begeleidende soort in oeervervegetaties.	26
Foto 2: Overzicht van de oeervervegetatie met riet onderaan in de gradiënt en grote brandnetel met harig wilgenroosje bovenaan in de gradiënt langs het traject Sinaaibrug-Kanaal van Stekene (RO).....	27
Foto 3: Ruigtevegetatie met grote brandnetel, gewone smeewortel en harig wilgenroosje langs het traject Sinaaibrug- Kanaal van Stekene (RO).	28
Foto 4: Natuurlijke oevers ter hoogte van Mendonk.....	36
Foto 5: Afkalvingen op de oevers stroomafwaarts de Heirbaanbrug (2000).....	37
Foto 6: Herprofilering van de oevers bij de inrichting op het traject Daknambrug-P. Heydensveer	38
Foto 7 : Constructie op het traject Pieter Heydensveer-Sinaaibrug (RO)	42
Foto 8: Constructie op het traject Spletterenbrug- Zuidlede (LO). Op dit traject komen op veel plaatsen de kokosrollen los en kantelen ze in het water.	43
Foto 9: Constructie ter hoogte van de Coudenbormbrug (LO). Door de palen en wiepen tegen de oever te plaatsen, krijgt men een abrupte overgang tussen het land- en oeermilieu waardoor water- en moerasvegetaties zich niet of moeilijk kunnen vestigen. Een gesloten oeerverdediging vormt ook een barrière voor fauna indien er niet op geregelde afstanden openingen voorzien worden.	45
Foto 10: constructie op het traject "Coudenbormbrug- Sinaaibrug (LO)". De ruimte die tussen de oever en de rivier gelaten werd vormt een luwe zone met verminderde golfslag, waar watervogels kunnen schuilen en vissen kunnen paaien	48
Foto 11: Constructie op het traject Daknambrug- Pieter Heydensveer (RO). Deze foto illustreert de aanwezigheid van o.a. dotterbloem, grote waterweegbree en kalmoes (Foto: M. Decler)	49
Foto 12: Oever met voorbeplante koksvezelmatten stroomafwaarts de Heirbaanbrug (RO) met een 4/4 helling.....	51
Foto 13: Oever met voorbeplante kokosvezelmatten stroomopwaarts de Heirbaanbrug (LO) met een 8/4 helling.....	52
Foto 14: Planten behorend tot de groep "grote monocotylen". <i>Links</i> : grote egelskop. <i>Rechts</i> : dominant riet in een soortenarme vegetatie.	63
Foto 15: Voorbeeld van oever- en moerasplanten. <i>Links</i> : wolfspoot, gewone engelwortel en harig wilgenroosje. <i>Rechts</i> : moerasandoorn en kluwenzuring.	64
Foto 16: Planten behorend tot de groep "nymphaeïden". <i>Links</i> : grote waternavel is een invasieve exoot die dikke pakketten vormt in de waterkolom. <i>Rechts</i> : gele plomp....	64

Foto 17: <i>Links</i> : mannagras kan als vertegenwoordiger van de vallisneriden worden beschouwd als de groeivorm van de plant in het water geworteld is. <i>Rechts</i> : sterrenkroos als voorbeeld van “pepliden”	65
Foto 18: <i>Links</i> : grof hoornblad als vertegenwoordiger van de “ceratophylliden”. <i>Rechts</i> : klein kroos als voorbeeld van de “lemniden”.	65
Foto 19: Door rupsbanden beschadigde taluds.	86
Foto 20: Traject Terwestbrug- Kalvebrug b LO met kokosrollen, breuksteen en schanskorfmatrassen. De linkeroever (rechts op foto) is volledig bedekt met vegetatie, waarvan 78 % typische oeversorten. Foto genomen april 2016.....	101
Foto 21: Minder succesvol deel van het NTMB-type “kokosrollen op schanskorven” op het traject “Zwaai- kom- Terwestbrug b”. De stenen in de schanskorven lijken verzakt. Foto genomen april 2016.	102
Foto 22: Succesvolle NTMB-oever met kokosrollen op schanskorven. Rechts: oeverzegge op het traject “Zwaai- kom- Terwestbrug b”. Opmerkelijk is de abrupte overgang naar de NTMB met palen, wiepen en plasbermen. Links: moeraszegge op het traject “Overledebrug- Kalvebrug LO”. Foto’s genomen april 2016.....	102
Foto 23: Nest van meerkoet ter hoogte van het traject Terwestbrug- Kalvebrug.	107
Foto 24: Jonge scheuten Japanse duizendknoop langs het traject “Terwestbrug- Kalvebrug c” in het voorjaar van 2016.....	115
Foto 25: Palen dienen de oeervervegetatie te beschermen tegen het invaren van boten.	118
Foto 26: Waternavel-matten stroomafwaarts de Sinaaibrug (ondertussen verwijderd).	120
Foto 27: Aangemeerde boot tegen de kokosrollen ter hoogte van de Spletterenbrug	121
Foto 28: Snelvaart op de Moervaart.	122
Foto 29: Gebruik van bestrijdingsmiddelen langs de Moervaart op het traject Dambrug- Kalvebrug	124

Lijst van tabellen

Tabel 1. Type oeververdediging met aandeel oeverlengte (toestand 2000 en 2007). De lengtes werden afgeleid uit GIS-bestanden	35
Tabel 2. Aandeel oevers ingericht via NTMB. De lengtes werden afgeleid uit veldmetingen.....	38
Tabel 3: Locaties en oevertypes langsheen de Moervaart (realisatie & lengte trajecten uit W&Z dossier bestek). De aangekruiste vakjes duiden de opnameperiodes van de trajecten aan.....	55
Tabel 4: Aangepaste Tansleyschaal voor waterlopen.....	60
Tabel 5. Verschillende groei- en levensvormen van de soorten waargenomen langs de Moervaart.....	63
Tabel 6. Evaluatie van het aantal groeivormen voor het goed functioneren van een ecosysteem aan de hand van een scoresysteem voor een waterlooptype vergelijkbaar met de Moervaart.....	66
Tabel 7: Gewogen gemiddelde en p-waarde (wilcoxon signed-rank test) van traject “Coudenbormbrug- Sinaaibrug deel 1 b LO”.....	68
Tabel 8: Gewogen gemiddelde en p-waarde (wilcoxon signed-rank test) van traject “Terwestbrug- Kalvebrug b LO”.....	69
Tabel 9: Gewogen gemiddelde en p-waarde (wilcoxon signed-rank test) van traject “Heirbaanbrug- Lokeren LO plasberm”.....	70
Tabel 10: Gewogen gemiddelde en p-waarde (wilcoxon signed-rank test) van traject “Sinaaibrug- Kanaal van Stekene RO”.....	71
Tabel 11: Gewogen gemiddelde en p-waarde (wilcoxon signed-rank test) van traject “Pieter Heydensveer- Daknambrug (RO)”.....	72
Tabel 12: Gewogen gemiddelde en p-waarde (wilcoxon signed-rank test) van traject “Dambrug- spoorbrug b LO”.....	73
Tabel 13: Gewogen gemiddelde en p-waarde (wilcoxon signed-rank test) van traject “Coudenbormbrug- Sinaaibrug c LO”.....	74
Tabel 14: Homogene vegetatietypen meegenomen in de multivariate analyse	76
Tabel 15: Output van de eerste twee CCA-assen.....	80
Tabel 16: Evaluatie van het goed ecologisch functioneren ter hoogte van de verschillende proeftrajecten volgens criteria van ecologisch functioneren:.....	97
Tabel 17: Overzicht van de NTMB-oevers met kokosrollen op schanskorven en oevers met kokosrollen, breuksteen en schanskorven.	99
Tabel 18: Bedekking en aandeel typische soorten van NTMB-oevers met breuksteen, schanskorfmatrassen en kokosrollen.	100
Tabel 19: Bedekking en aandeel typische soorten van NTMB-oevers met kokosrollen op schanskorven.	100

Tabel 20: Bedekking en ecologische soortengroepen van de trajecten met kokosvezelmatten in 2015.	105
Tabel 21: Inventarisatie van de broedvogels langs de NTMB-oever gedurende het broedseizoen 2015. Van de soorten uit 2010 werden enkel degenen vermeld die ook in 2015 zijn waargenomen.....	105
Tabel 22: Trajecten waar tijdens minstens één inventarisatieperiode grote watervlinder werd waargenomen.....	109
Tabel 23: Evolutie van het voorkomen van Japanse duizendknoop langs de NTMB-oever van de Moervaart. Op de locaties waar geen constructie gespecificeerd is, gaat het om palen en wiepen. *Bij deze trajecten werd in 2015 enkel de waterlijn opgenomen i.p.v. het hele transect. Hierdoor is het niet mogelijk om voor dit traject een uitspraak te doen.....	116

1 Inleiding

1.1 Verantwoording

De doelstellingen van W&Z met betrekking tot de Moervaart beogen het creëren en het verder uitbouwen van de recreatieve faciliteiten, zowel op het water als op de oever. Dit impliceert de sanering van aanlegsteigers, het aanleggen van visplaatsen en het verharderen van jaagpaden (W&Z 2007). De grote druk van de recreatievaart heeft er echter toe geleid dat de oevers onderhevig zijn aan beschadiging door golfslag. Het intensief gebruik van de jaagpaden op sommige trajecten heeft voor een bijkomende druk op de natuurwaarden in en langs het kanaal gezorgd.

Bij vernieuwing of herstelling van oeverversterkingen streeft W&Z ernaar om tot een geïntegreerde visie te komen en naast de civieltechnische eisen voor waterbeheersing en transport, ook de landschappelijke, ecologische, cultuurhistorische en recreatieve functies van de oever en de dijk te beschouwen (W&Z 2007). De laatste jaren heeft W&Z, Afdeling Bovenschelde, bijzondere inspanningen geleverd om de natuurfunctie van de oever bij infrastructuurwerken op te waarderen door het creëren van geschikte voorwaarden om de natuur spontaan te laten ontwikkelen.

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

- voorkomen dat oevererosieprocessen een toename in de totale sedimentlast veroorzaken, wat stroomafwaarts onvermijdelijk cumulatieve effecten zal veroorzaken, meer bepaald de scheepvaart zou belemmeren;
- beschermen van diepgewortelde oevervegetatie, wiens functie erin bestaat om de oevers te stabiliseren en luwe zones te creëren;
- het behoud van optimale diepte/breedte verhoudingen van de rivier voor de ontwikkeling van volwaardige habitateigenschappen voor vissen (AWZ 2002; W&Z 2007).

De natuurvriendelijke oeververdedigingen langs de Moervaart bestaan voornamelijk uit plasbermen afgeboord door palen- en wiepen. Op sommige secties werden dergelijke constructies gecombineerd met de aanleg van kokosrollen. Elders werden wegens ruimtegebrek, kokosrollen rechtstreeks op de schanskorven aangebracht. Door W&Z, Afd. Bovenschelde, werd het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (verder kortweg INBO) verzocht om de natuurvriendelijk ingerichte oevers langs de Moervaart te monitoren.

Afhankelijk van de locatie bleken de slaagkansen voor het stand houden en het ontwikkelen van de vegetatie variabel. Dit was een eerste aanzet voor W&Z, Afd. Bovenschelde om de evolutie van de NTMB-oevers langs de Moervaart op te volgen en te evalueren. In 2005 en 2006 werd hiervoor een monitoringsplan opgemaakt (Vermeersch & Declerck 2006) en werd eveneens een eerste inventarisatiecampagne uitgevoerd. In 2007, 2009, 2011 en 2014 werden tussentijdse verslagen opgesteld. Dit is het vijfde en tevens eindrapport van deze monitoring. Voor dit laatste rapport werden alle trajecten opnieuw geïnventariseerd in 2015.

1.2 Algemene systeemkenmerken en functies van oeverzones: een synthese

Om de ecologische waarden van de rivier en haar oevers te kunnen inschatten en in een volledig kader te situeren wordt er kort ingegaan op de natuurlijke processen die de ontwikkeling van de oevers bepalen.

1.2.1 Definitie van oeverzone/natuurvriendelijke oever

De oeverzone omvat de riviergeul tussen de lage en hoge waterpeilen.

Volgens het decreet integraal waterbeleid (18 juli 2003; B.S. 14 november 2003) is dit de strook land vanaf de bodem van de bedding van het oppervlaktewaterlichaam en die een functie vervult inzake de natuurlijke werking van het watersysteem of het natuurbehoud of inzake de bescherming tegen erosie of inspoeling van sedimenten, bestrijdingsmiddelen of meststoffen.

In natuurlijke of halfnatuurlijke systemen omvat dit ook het terrestrisch gedeelte van het landschap vanaf de hoogwaterlijn naar hoger gelegen gebieden waarvan de vegetaties beïnvloed worden door hoge watertafels of overstromingen en door de capaciteit van de bodems om water te weerhouden (Aanen *et al.*, 1990; Naiman *et al.* 1993). Oeverzones bezitten diverse mozaïeken van landvormen, gemeenschappen en milieus binnen een breder landschap. Ze vormen het kader voor het begrip van de organisatie, de diversiteit en de dynamiek van gemeenschappen geassocieerd met rivierecosystemen (Grégory *et al.* 1991; Naiman *et al.* 1993). Een waaier aan natuurlijke verstoringen veroorzaakt ruimtelijke en tijdsgebonden omgevingsmozaïeken. In het kader van het integraal waterbeleid wordt er steeds meer aandacht besteed aan natuurvriendelijke oevers. Een natuurvriendelijke oever is een oever, waarbij naast de waterkerende functie expliciet rekening gehouden wordt met natuur en landschap in ontwerp, aanleg, inrichting en beheer, terwijl zo mogelijk ook aan de eisen, die andere functies aan de oever stellen wordt voldaan. Wanneer een oever beschermd moet worden, wordt een natuurvriendelijke oeververdediging aangelegd en indien nodig of wenselijk worden natuurtechnische oeverinrichting- en beheermaatregelen toegepast (Duijn, 1994).

1.2.2 Ecologische en geomorfologische processen en relaties

Oeverzones bezitten specifieke fysische, chemische en biotische eigenschappen, energie- en materiaalfluxprocessen, maar ze zijn uniek met betrekking tot hun interacties met naburige ecologische systemen (Risser, 1993). Oeverzones kunnen het niveau van overstromingen beperken en bezitten verschillende vochtregimes waardoor aan de behoeften van diverse plantensoorten wordt voldaan. Bij de afwezigheid van antropogene oeververdedigingen ontstaat er een natuurlijke, structuurrijke variatie waarbij oevers, dwarsprofiel en meandering in evenwicht zijn met de stroomsnelheid, afvoer en erosie bestendigheid van het bodemmateriaal (Van Uytvanck *et al.* 2012). Habitats langs de oevergradiënt worden blootgesteld aan verschillende overstromingsfrequenties, -duur en –amplitude (Naïman *et al.* 2005). Materiaal (sediment) dat aan de rivier toegeleverd wordt is afkomstig van de erosie van hoger gelegen gebieden en van rivieroevers, een proces dat beïnvloed wordt door de sterkte en het herstelvermogen van de aanwezige wortelsystemen (van der Welle & Decler, 2001). Rivieroevers die grotendeels verstoken zijn van vegetaties zijn vaak onstabiel en onderworpen aan grondverlies (Beeson & Doyle, 1995). De natuurlijke dynamiek van de rivier speelt een belangrijke rol in het verbeteren van de structuurkenmerken en variaties van de rivieroevers.

Oevervegetaties wijzigen het sedimenttransport door het vastleggen van materiaal, een proces dat vooral belangrijk is in relatief gradiëntarme milieus (van der Welle & Decler 2001). Door de aanwezigheid van humische stoffen bewerkstelligen ze een bodemverbetering. Ze beschermen de oever eveneens tegen klimatologische omstandigheden zoals hevige wind en overmatige zonnestraling (Fischenich, 2000a). Anderzijds beïnvloeden oevervegetaties ook de hydraulica van de geul, het debiet en de stroming door hun biotechnische kenmerken (Morgan & Rickson 1995; Couper 2004). Hierbij is de erosiedynamiek afhankelijk van de sedimentbeschikbaarheid en het transportregime (Benda *et al.* 2004). Ze vormen een fysische structuur die de kracht van het water afremt (Hupp *et al.* 1995; Fischenich, 2000a).

- Waterplanten bevinden zich geheel onder water of hebben drijvende bladeren, Hun bloeiwijze steekt meestal boven het water uit, hun wortels bevinden zich in het water of zijn verankerd in de bodem. Ze komen voor op plaatsen met voldoende licht en niet te veel stroming (tot 0,7 - 0,8 m/s²) (CUR, 1999a). De kwaliteit van het rivierwater, de troebelheid en tijdstip, frequentie en duur van overstromingen bepalen welke soorten in een bepaalde waterloop voorkomen. Voor bepaalde vissen en amfibieën vormen waterplanten paai-, schuil- en ei-afzetplaatsen. Voor bepaalde vogels, macrofauna en vissen zijn ze een voedselbron.
- Moerasplanten of helofyten staan met de wortels in de onderwaterbodem, terwijl de rest van de plant zich boven water bevindt. Dergelijke moerasvegetaties kunnen zeer insectenrijk zijn. Riet, grote en kleine lisdodde zijn hiervan de bekendste voorbeelden. Daarnaast is deze plantengordel een belangrijk broed-, leef- en voedselgebied voor water- en zangvogels.
- Ruigtekruiden wortelen boven de waterlijn. Ze vormen een leefgebied voor veel insecten die een voedselbron vormen voor insectenetende vogels. (Benke & Wallace 1990; Graf *et al.* 2002; Robins 2002; Andrew 2005).
- Bomen en struiken stabiliseren de oever door hun bedekking en densiteit, maar voornamelijk door hun wortelstelsel (Abernethy & Rutherford 2000).

- Oevers spelen een rol bij de retentie en het cycleren van nutriënten en pollutanten (Florsheim *et al.* 2008). Oevers vormen de laatste buffer ter bescherming van waterorganismen en ter behoud van een goede waterkwaliteit (Andrew 2005).
- Oeverzones zijn potentieel gevoelige sites voor interacties tussen biologische populaties en hun controlerende variabelen, bezitten een relatieve hoge biodiversiteit en behouden kritische habitats voor zeldzame en bedreigde soorten (Aanen *et al.* 1990; Hansen & Castri 1992; Risser 1993; van der Welle & Decleer 2001). In vergelijking tot andere habitats bezitten oevers een grotere complexiteit en diversiteit wat fauna en flora betreft (Robins 2002). Over het algemeen betreft het voedselrijk en productief substraat waar diverse vegetatietypen voorkomen. De structuur van de oevervegetatie bepaalt meestal twee omgevingsgradiënten een longitudinale gradiënt (evenwijdig met de rivier) en een transversale gradiënt (loodrecht op de rivier). Deze gradiënten interageren met alluviale processen en resulteren hierdoor in een verhoogde soortendiversiteit. Omgevingsvariabelen zoals bodemvochtigheid, nutriëntrijkdom, drainage en lichtinval variëren in functie van de ligging van de rivieroevers. Deze variatie draagt bij tot de diversiteit in soorten die op de oevers voorkomen. Meer meandering zorgt tevens voor meer variatie.
- Vogelgemeenschappen zijn gevoelig voor de kwaliteit van oevervegetaties (Croonquist & Brooks 1993). De vernietiging van de oevervegetatie kan voor gevolg hebben dat bepaalde soorten lokaal verdwijnen en vermindert het vermogen van sommige populaties om sites te rekoloniseren (Knopf & Samson 1994).
- Macro-invertebraten zijn afhankelijk van de kwaliteit van het substraat. Deze bestaat bij voorkeur uit grootkorrelig sediment, waarbij zuurstofuitwisseling wordt vergemakkelijkt en de tussenruimten benut worden als bescherming tegen predatoren. Het sediment dient als hechtingsplaats voor o.a. bivalven en dient als voedselbron voor microscopische algen. Bovendien vormt het organisch materiaal afkomstig van oevervegetaties de primaire voedselbron voor invertebraten. Bomen langs de oever veranderen het aquatisch microklimaat en zorgt voor lagere watertemperaturen (Florsheim *et al.* 2008).
- Oeverzones vormen ook ecologische corridors. Ze vormen sleutelcomponenten in het behoud van ecologische connecties langsheen brede en dynamische omgevingsgradiënten (Naiman *et al.* 1993; van der Welle & Decleer 2001). Het beste bewijs van het gebruik van oeverzones als corridors door planten zijn de invasies van exotische soorten. Vele waterplanten zijn aangepast om zich via vegetatieve fragmenten en zaden over grote afstanden te verspreiden (Sauer 1988). Interactieve processen blijken echter de vestiging van exotische soorten in oeverzones te controleren (Décamps *et al.* 1995). Niettemin, werden biologische invasies versneld door menselijke activiteiten (Lodge 1993, Invexo 2013). Dit is onder andere het geval voor grote waternavel die door verkoop en dumping in de vrije natuur is terechtgekomen.

1.2.3 Gradiënten, vegetatieontwikkeling en verspreiding langs de oeverzone

In oeverecosystemen vormt de hydrologie een bepalende sleutelfactor voor de structuur en het functioneren van het systeem. De gradiënt van de rivier naar de oeverrand wordt weerspiegeld in de soortensamenstelling van de vegetatie (Wassen *et al.* 1996). In verschillende delen van de gradiënt komen verschillende soorten voor afhankelijk van de biotische en abiotische randvoorwaarden (Van der Valk, 1981; Keddy, 1994; Zobel *et al.* 1998). Een vegetatiezonering kan waargenomen worden wanneer soorten een bepaald verspreidingspatroon bezitten dat bepaald wordt door tolerantie voor overstromingen (Keddy, 1984; Sýkora *et al.* 1988; Silvertown *et al.* 1999; Voesenek *et al.* 2004; van Eck *et al.* 2004). Deze verspreidingspatronen zijn het meest zichtbaar langs een hoogtegradiënt met een kleine variatie in waterniveau (Keddy, 1984). Dit is het geval voor de oevers van de Moervaart aangezien het waterpeil constant gehouden wordt met het peil van het kanaal Gent-Terneuzen. Op de laagst gelegen delen waar de bodem verzadigd is van vocht of in het water komt in principe riet voor als veruit de meest dominante soort (Foto 1, links). Lokaal komen ook begeleidend soorten voor zoals watermunt, moerasvergeet-mij-nietje, grote kattenstaart en wolfsfoot (Foto 1). Dit zijn de soorten die aan extreem natte omstandigheden aangepast zijn.

Foto 1: Links: aanwezigheid van riet in de onderste gradiëntzone op het traject “Coudenbormbrug- Sinaaibrug LO”. Op de laagst gelegen delen waar de bodem verzadigd is van vocht komt in principe riet voor als veruit de meest dominante soort. Rechts: grote kattenstaart als begeleidend soort in oevervegetaties.

Als drogere reeks hogerop in de gradiënt ontwikkelen zich ruigtekruiden met dominante soorten zoals harig wilgenroosje en grote brandnetel (

Foto 2 en 19). Ondanks het feit dat natte ruigtekruiden toleranter zijn voor overstromingen, treden er toch nog grote verschillen op tussen de soorten. Zo blijkt bijvoorbeeld koninginnenkruid bijzonder weinig tolerant te zijn aan extreem natte omstandigheden in vergelijking met harig wilgenroosje. (Lenssen *et al.* 1998).

Foto 2: Overzicht van de oeervervegetatie met riet onderaan in de gradiënt en grote brandnetel met harig wilgenroosje bovenaan in de gradiënt langs het traject Sinaaibrug- Kanaal van Stekene (RO).

Foto 3: Ruigtevegetatie met grote brandnetel, gewone smeerwortel en harig wilgenroosje langs het traject Sinaaibrug-Kanaal van Stekene (RO).

Rivieren vormen corridors voor de verspreiding van talrijke soorten (Malanson 1993). Hierbij vormt hydrochorie (verspreiding via water), één van de belangrijkste mechanismen voor de verspreiding van propagulen¹ (Johansson & Nilsson 1993). De beschikbaarheid van propagulen wordt als één van de sleutelfactoren beschouwd in de vestiging en ontwikkeling van plantengemeenschappen. (Bakker *et al.* 1996).

Verschillende vormen van verspreidingsstrategieën worden aangetroffen langsheen een vochtgradiënt:

- De productie van zaden die een langere tijd in de bodem kunnen overleven, met de vorming van een zaadbank tot gevolg.

Door verstoring langs de oever ontstaan er openingen in de vegetatie met lage interspecifieke competitie, waar afhankelijk van de samenstelling van de zaadbank, zich in eerste instantie eenjarige planten en ruderalen kunnen ontwikkelen (Hölzel & Otte 2004). Is de verstoring groter, zoals bij de herprofilering van de oevers, dan kunnen deze ruderalen zich massaal ontwikkelen en zal de onderlinge competitie tussen soorten de vegetatietypering bepalen. Deze factor blijkt niet enkel een rechtstreekse maar ook een onrechtstreekse invloed te hebben op de soortensamenstelling en de vegetatiegradiënt. Er werd reeds aangetoond dat de intensiteit van competitie toeneemt met een toenemend nutriëntgehalte (Campbell *et al.* 1991; Twolan-Strutt & Keddy 1996; Fraser & Keddy 2005). In diverse wetenschappelijke studies werd aangetoond dat competitie zoneringspatronen creëert (Grace & Wetzel 1981; Snow & Vince 1984). Grassen en zeggen samen met een aandeel van ruigtekruiden (bv. grote brandnetel, harig wilgenroosje, akkerdistel, groot hoefblad, braam, Japanse duizendknoop) zijn binnen deze zonering sterke competitoren met een grote dominantie. Over het algemeen gaat het om eenjarige planten die zich ieder jaar opnieuw uit zaad ontwikkelen of meerjarige planten met een ruderaal groeistrategie. Uitzonderingen hierop zijn soorten zoals kruipende boterbloem, vijfvingerkruid, grote wederik, harig wilgenroosje, ridderzuring, ruw beemdgras en fioringras. In tegenstelling hiermee bezitten de zaden van dominante grassen van natte ruigte of alluviale graslanden de capaciteit niet in de bodem te accumuleren door een beperkte levensduur. Het gaat om soorten zoals grote vossenstaart, glanshaver, kweek of gestreepte witbol (Hölzel & Otte 2004). Indien de zaadbank gekenmerkt wordt door de aanwezigheid van sterke competitoren zoals grote brandnetel, harig wilgenroosje of wolfspoot dan zullen verstoorde openingen zich snel herstellen naar de oorspronkelijke vegetatie (Lenssen *et al.* 1999).

- De productie van een groot aantal zaden.

Op deze manier kunnen bijvoorbeeld oeverplanten met een beperkte terrestrische verspreidingscapaciteit hun areaal aanzienlijk uitbreiden door grote hoeveelheden (kleine) zaden te produceren (in de veronderstelling dat deze het waterlichaam kunnen bereiken). Grootschalige studies hebben aangetoond dat een soort zoals gestreepte witbol met een terrestrische verspreidingscapaciteit van ongeveer 4 m/jaar zich langsheen een rivier met

¹ Zaden en vegetatieve verspreiding

analoge eigenschappen aan de Moervaart kan verspreiden over een afstand van 800 à 900 m/jaar. Er werden wel grote discrepanties waargenomen tussen soorten. Bij gelijke abundantie bleken soorten zoals grote brandnetel, pitrus en ruw beemdgras een veel groter aantal zaden te kunnen verspreiden dan soorten zoals gewone engelwortel of zevenblad (Boedeltje *et al.* 2003).

- De productie van zaden met een drijvend vermogen

Het drijvend vermogen van de zaden neemt af naarmate men zich in een droger gedeelte van de gradiënt bevindt. Dit betekent concreet dat het drijvend vermogen van zaden van rietvegetaties, zowel in statische (stilstaand water) als dynamische milieus (stromend water), hoger zal zijn dan die van natte graslandvegetaties. De zaden van nattere milieus drijven langer, zinken trager en beginnen later te zinken dan zaden van soorten van minder overstroomde locaties. Bovendien hebben enkel de zaden van soorten behorende tot rietgemeenschappen eenzelfde drijfvermogen in stromend en stagnerend water, wat een duidelijke aanpassing aantoont aan de dynamische hydrologische omstandigheden van hun habitats (van den Broeck *et al.* 2005). Hierbij dient ook vermeld te worden dat zaden van verwante soorten niet altijd hetzelfde gedrag vertonen. Zeggesoorten van natte graslanden vertonen een veel kleiner drijvend vermogen dan zeggesoorten die typisch zijn voor rietgemeenschappen (van den Broeck *et al.* 2005).

- Met uitzondering van een beperkt aantal soorten wordt bij alle soorten de kieming van de zaden geïnhibeed bij overstroming of onder waterverzadigde omstandigheden (Lenssen *et al.* 1998). Een aantal oeversoorten zoals grote lisdodde (Bonnewel *et al.* 1983), mattenbies (Clevering 1995), krulzuring (Voesenek *et al.* 1992) en kattenstaart (Van der Valk 1981) bezitten de aanpassing om onder water te kiemen.

-
- Specifieke voortplantingsstrategieën vormen een overgang tussen dispersiecapaciteit wegens een groot drijvend vermogen en zaadpersistentie door het ontwikkelen van een tijdelijke zaadbank (bv. lisdodde en diverse zeggesoorten) (Bakker *et al.* 1996; Ehrlén & van Groenendael 1998; Turnbull *et al.* 1999).

- De vegetatieve voortplanting is een alternatieve verspreidingsstrategie die men in talrijke wetlandplanten, in het bijzonder bij vrij-drijvende waterplanten en in een klein aandeel van oeverplanten (bv. waterdrieblad) terugvindt (Boedeltje *et al.* 2003). Voor oeverplanten kan men dit beschouwen als een bijkomende strategie, in het geval de verspreiding via zaden niet functioneert, bv. in periodes van langdurige overstromingen of wanneer de zaden niet rijp zijn (van den Broeck *et al.* 2005). Vast staat dat hydrochorie en de ecologische gevolgen ervan verschillend zijn voor zaden of vegetatieve propagulen (Johansson & Nilsson 1993):

- Vegetatieve propagulen zijn veel groter dan zaden en gedragen zich anders in het water. Zo zullen hindernissen in het water gemakkelijker een barrière vormen voor grote vegetatieve delen dan voor kleine zaden;
- Vegetatieve propagulen hebben een groter potentieel dan zaden voor een succesvolle vestiging op het substraat;
- Globaal genomen hebben vegetatieve propagulen een kleinere levensduur dan zaden, maar bij veel soorten worden ze het hele jaar door geproduceerd (bv. sterrenkroos, waterpest).

1.2.4 Bedreigingen voor oevers

Het grensvlak tussen terrestrische en zoetwaterecosystemen is bijzonder gevoelig voor milieuveranderingen (Malanson 1993). Door een voortschrijdende antropogene druk op zowel terrestrische als zoetwaterecosystemen, wordt het herstelvermogen van deze systemen sterk bedreigd. Hierdoor wordt het herstel na een ingreep steeds problematischer. In vele systemen hebben de verstoringen door menselijke activiteiten geleid tot een veranderd fysisch habitat en ecologisch functioneren van natuurlijke systemen. De stressfactoren zijn zowel intern, bv. directe vervuiling en morfologische aanpassingswerken van de rivierloop, als extern bv. veranderingen in grondgebruik in de vallei. De belangrijkste antropogene factoren die rivieroevers en oevervegetatie beïnvloeden zijn intensief gebruik van de rivierloop voor o.a. scheepvaart, intensieve begrazing, diverse constructies zoals dijken, sluizen, dammen, het kanaliseren van de loop, verlies van waterdynamiek, urbane ontwikkeling, intensivering van de landbouwpraktijken en chemische belasting door het gebruik van pesticiden (Knighton, 1984; Aanen *et al.* 1990). Oeverstabiliteit kan beïnvloed worden door de kwantiteit en grootte van riviersedimenten, het vullen of het uitschuren van de rivierbedding, het bodemtype van de rivieroevers, kunstwerken, golfslag door scheepvaart en veranderingen in de oevervegetatie. Ook vertrapping door vee kan schade veroorzaken aan de oevers en de oevervegetatie (Platts & Nelson, 1985). Plaatsen waar de breedte van de rivierloop toeneemt, vertonen dikwijls tekenen van oevererosie zoals vegetatieloze oevers, ondergraven oevers en oeververzakkingen. Oevererosie kan ontstaan in de rivierloop of op de oevers zelf.

In de sterk gewijzigde situatie van de Vlaamse rivieren, waarbij natuurlijke oeverzones op veel plaatsen vervangen werden door dijken, een onevenwichtig sedimenttransport heerst (doordat bv. de waterloop functioneert als stilstaand water) en scheepvaart een grote impact uitoefent op de oever, is oevererosie vanuit veiligheidsoverwegingen meestal niet wenselijk. Oeververdedigingen worden geplaatst om het erosieproces een halt toe te roepen. Vrij eroderende oevers zijn dan ook een zeldzaam fenomeen in Vlaanderen, terwijl dit net een ecologische meerwaarde betekent door het creëren van een natuurlijke dynamiek.

Toegenomen sedimenten (bv. in geval van stilstaande waterlopen) en nutriënten in waterlopen leiden tot een verlies aan habitats, een vermindering van diversiteit van flora en fauna (Robins 2002). Oevervegetaties beschermen de rivier door het vertragen van de oppervlakkige afstroom en het bufferen van nutriënten en sedimenten wanneer diffuse vervuiling aanwezig is. Afwezigheid van vegetatie kan leiden tot overmatig veel erosie en stabiliteitsverlies van de oevers. De combinatie van de wortelsystemen van bomen, houtkanten en kruidachtige planten zorgen ervoor dat de bodem op grote diepte (tot 3m) wordt gestabiliseerd. Moerasplanten reduceren de stroomsnelheid van het water (Coops & Van Der Velde 1995).

De bootrompen en –schroeven kunnen tot de fysische beschadiging en ontworteling leiden van oever- en waterplanten. De turbulentie veroorzaakt door schepen, verhoogt de turbiditeit waardoor het lichtregime onder water te klein wordt om fotosynthese toe te laten (Murphy & Eaton 1983). De biomassa van ondergedoken waterplanten is negatief gecorreleerd met zwevende stof en het scheepsverkeer (Wilby & Eaton 1996).

Harde oeverstructuren verhogen de stroomsnelheid van het water langs de oever, waardoor de vestiging of overleving van vele oeverplanten belemmerd wordt (Fischenich 1997). De complexiteit

van de vaargeul wordt gereduceerd door veranderingen die geïnduceerd worden door de harde oeverstructuren: verdwijnen van onregelmatigheden in de oever en variaties in de vaargeulbreedte, homogeniseren van de stroomsnelheid in de omgeving van de oever, creëren van migratiekelpunten ter hoogte van de zijlopen, verlies van natuurlijk oeversubstraat en beperkingen van morfologische aanpassingen die soms vereist zijn voor een stabiele oever. Bovendien bieden complexe oeverzones een grotere diversiteit van voedselbronnen en fysische habitats dan algemene plantengemeenschappen van uniforme ouderdom en soortensamenstelling die kenmerkend zijn voor gestabiliseerde oevers (Grégory *et al.* 1991; Naiman *et al.* 1993, 2005; Ward & Trockner 2001). De totale soortenrijkdom is negatief gecorreleerd met de harde oeerverdedigingen en het scheepsverkeer maar neemt toe met de afstand tot de vaargeul (Wilby & Eaton 1996).

De aanleg van harde oeerverdedigingen waarbij ecologisch gunstige oevererosie/sedimentatieprocessen beperkt worden, leidt eveneens tot ongewenste secundaire effecten. Het zwaartepunt van erosie kan op die manier verlegd worden door de aanpassing van de rivier aan de verharde structuren. Een cyclus van toegenomen stroomsnelheid kan geïnduceerd worden in combinatie met een beperkt sedimententoevoer, waardoor de vaargeul uitgediept wordt. De uitdieping kan op zijn beurt overmatige erosie versnellen, waardoor bestaande oeverstructuren inefficiënt worden en gedestabiliseerd kunnen worden door een voortschrijdende overmatige erosie. Aangezien iedere nieuwe structuur interageert met erosie/sedimentatieprocessen, kan erosie naar een nieuwe locatie verschuiven. Hierdoor kan een kettingreactie veroorzaakt worden bij dewelke ieder nieuw geërodeerd traject zal verhard worden. Het resultaat wordt dan een progressieve verharding van de oevers waarbij finaal de totale oeverlengte verhard wordt (Florsheim *et al.* 2008).

1.2.5 Voordelen en beperkingen van de toepassing van NTMB-oeveren

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

- toenemend dynamisch efficiënte methode voor het garanderen van oeverstabiliteit;
- sterke en soepele constructies (verankering in de bodem en niet enkel steun op de oever);
- hydromechanische werking van de vegetatie in de bodem: absorptie en verdamping van water, vertraging van de waterafvoer;
- de relatie tussen de waterloop en de grondwaterlagen wordt niet verstoord;
- de impact van de werf op de omgeving is minimaal;
- verbetering van het zelfreinigend vermogen van de waterloop op het niveau van beworteling;
- toename van de biodiversiteit en de waarde van het milieu;
- genetisch reservoir (met dien verstande dat er met streekeigen soorten en populaties wordt gewerkt);
- toename van de concentratie zuurstof in het water en het beletten van een te sterke opwarming door beschaduwing;
- vermindering van de turbiditeit in het water;
- vermindering van de kans op algenbloei;
- inpassing in het landschap;
- op standaardwerken van oeververstevingen (beperkte verwachte erosie, beperkte kunstmatigheid) wordt de kostenbesparing tussen 40 en 90% begroot.

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

- De natuurlijke dynamiek van de waterloop wordt niet hersteld; er is geen toename van het meanderend vermogen van de waterloop en de daarbij horende (ecologisch zeer gunstige) erosie- en sedimentatieprocessen.
- afhankelijk van de toegepaste techniek, is het stabiliserend vermogen niet maximaal na het beëindigen van de werken. De stabiliteit van de oever kan echter verhoogd worden door gebruik te maken van geotextiel of een sterkere verankering aan de basis van het talud;
- limiterende factoren kunnen o.a. zijn: getijden, sterke helling en hevige golfslag, ruimtegebrek;
- de aanleg van NTMB-oeveren vereist meestal een grotere mankracht, waarvan een bepaalde expertise van vereist is.

1.2.6 Potentie van NTMB-oeveren en nevengeulen

In een niet-getij beïnvloed systeem hebben plasbermen en nevengeulen een groot potentieel. De ondiepe zones kunnen bijdragen tot de ontwikkeling van water- en oeverplantengemeenschappen (Wilby & Eaton 1996; Boedeltje *et al.* 2001). De ontwikkeling van deze gemeenschappen, bestaande uit wortelende, ondergedoken of drijvende soorten, elders in de rivier wordt grotendeels te niet gedaan door golfslag van boten (Vermaat & De Bruyne 1993).

Door de belangrijke rol van wortelende water- en oeverplanten in de structuur en het functioneren van zoetwater ecosystemen (Jeppesen *et al.* 1997), is de realisatie van de vereiste habitats door middel van NTMB-oeveren voor deze soorten belangrijk. Hiertoe zijn maatregelen vereist voor de reductie van de turbiditeit en de sedimentatiesnelheden. In sommige omstandigheden zal slib en sediment verwijderd moeten worden (Holmes & Hanbury 1995). In Nederland wordt het weghalen van sediment langsheen de bevaarbare kanalen gepland om de 10 à 15 jaar. Het welslagen van de herstelmaatregelen zal afhankelijk zijn van de beschikbaarheid en de verspreiding van propagulen van oever- en waterplanten (zaden, wortelende vegetatiefragmenten) in het habitat en van de zaadbank (Harper 1977). Een randopmerking hierbij is dat de belangrijkste componenten van de zaadbank uit oeverplanten en terrestrische planten bestaan. Ze zullen enkel kunnen kiemen bij lage waterniveaus (Boedeltje *et al.* 2003).

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

Er is een duidelijke nood aan een herstel van oeverzones waarbij duurzame ecologische diensten behouden worden en ecosysteemfuncties en habitatgradiënten hersteld worden gezien het belang van zoetwaterecosystemen in het leveren van ecologische (garanties voor een goede waterkwaliteit, levering van biomassa en biodiversiteit onder de vorm van een brede waaier van habitats en soorten,...) of culturele (bv. esthetische en recreatieve) diensten (van der Welle & Declerck 2001; Covich *et al.* 2004).

Om de slaagkansen van herstelprojecten van oeverzones te garanderen, kunnen ze volgens verschillende criteria geëvalueerd worden. Deze criteria omvatten (Giller 2005):

- een dynamisch ecologisch streefbeeld van een gezondere rivier;
- een verbetering van de ecologische omstandigheden dat tot een meer duurzaam en veerkrachtig systeem leidt;
- er mag aan het systeem geen blijvende schade toegebracht worden;
- ieder herstelproject dient gepaard te gaan met monitoring voor, na en gedurende de werken. Dit levert niet enkel informatie aan over de efficiëntie van de herstelprojecten maar levert ook gegevens om de kennis over herstelmogelijkheden te vergroten (Gillilan *et al.* 2005; Jansson *et al.* 2005).

- indien mogelijk kan er een beschrijving of een voorspelling uitgevoerd worden van de ecologische mechanismen die bepalend moeten zijn voor het slagen van een herstelproject. Dit zal niet enkel toelaten om te begrijpen waarom bepaalde herstelprojecten slagen, maar ook een krachtig kader voorzien voor advisering van toekomstige succesvolle strategieën met betrekking tot herstelwerken in het riviersysteem.

1.3 Beschrijving van het studiegebied

1.3.1 De Moervaart

De Moervaartvallei vormt een ca. 1.200 m brede, zeer vlakke depressie op 3-5 m T.A.W. De noordrand ervan is tamelijk steil en dus duidelijk zichtbaar (abrupt hoogteverschil van 2 m), terwijl de zuidrand heel geleidelijk oploopt. De Moervaart werd in de Middeleeuwen gegraven voor een betere ontwatering, en ontginning van de Moervaartdepressie mogelijk te maken. Hierbij werd waarschijnlijk een van nature aanwezige waterloop gekanaliseerd, anderzijds werd een kunstmatig kanaal gegraven in oostelijke richting tot voorbij Moerbeke. De stroomrichting van de Moervaart liep oorspronkelijk van west naar oost, om dan in Lokeren uit te monden in de Durme. Hierdoor was de Moervaart onderhevig aan getijdewerking vanuit de Schelde. In de jaren 60 van de vorige eeuw kwam hieraan een einde door een afdamming in Lokeren en het verwijderen van de sluis tussen de Moervaart en het Kanaal Gent-Terneuzen. Het waterpeil in de Moervaart kon hierdoor op een kunstmatige wijze geregeld worden, op ongeveer 4,45 m TAW, door de open verbinding met het kanaal Gent-Terneuzen. Dit is op vele plaatsen hoger dan de omliggende terreinen. Het nagenoeg vlakke en laaggelegen terrein in combinatie met de kunstmatig hoge waterstand in de ingedijkte Moervaart zorgt ervoor dat de afvoer met mechanische hulpmiddelen zoals pompstations dient te geschieden (VMM, Afd. Water 2000a; Soresma-Haecon-Technum 2003). Door deze drastische ingreep is er een inversie van de stroomrichting opgetreden, alsook een verandering in de water- en overstromingsdynamiek.

De lengte van de Moervaart bedraagt 22.330 m (kaart 1 en 2). De dwarsprofielen hebben een wisselende doorsnede. In het eerste gedeelte van de Moervaart tussen het kanaal Gent-Terneuzen tot het einde van het rechtgetrokken gedeelte van de Moervaart in Mendonk bedraagt de breedte van de vaargeul 24 m. Vanaf de eigenlijke kronkelende Moervaart tot de dam van de Durme in Lokeren bedraagt de vaargeul minimaal 5,90 m en de diepgang wordt tot een derde gereduceerd (1,70 m) (AWZ 2002).

De Moervaart bezit over haar gehele loop slecht ontwikkelde structuurkenmerken, o.a. wat betreft de ontwikkeling van holle oevers en het ontbreken van een stroomkuilenpatroon. Hierbij zijn oeververdedigingen bepalend voor de verdere ontwikkeling van de waterloop en hebben ze een directe invloed op het beoordelen van de structuurkenmerken van waterlopen. Het gebruik van de verschillende oeververdedigingstechnieken toegepast op de Moervaart in de periode 2000-2007 is weergegeven in Tabel 1.

Tabel 1. Type oeververdediging met aandeel oeverlengte (toestand 2000 en 2007). De lengtes werden afgeleid uit GIS-bestanden

<i>Type constructie</i>	<i>toestand 2000 lengte (in m)</i>	<i>%</i>	<i>toestand 2007 lengte (in m)</i>	<i>%</i>
breuksteen en grond	15.560	27	11.702	20
damplanken	1.037	2	1.037	2
gestabiliseerde wand in dijklichaam	521	1	521	1
houten damplanken	767	1	767	1
kaaimuur	3.330	6	3.107	5
natuurlijke oever	20.529	36	11.333	20

schanskorven			13.610	24	11.448	20
toepassing van natuurvriendelijke materialen			2.102	4	17.542	31
Totaal			57.458	100	57.458	100

Tussen het kanaal Gent-Terneuzen en de John Kennedybrug vormen kaaimuren het belangrijkste oevertype. Dit oevertype is gericht op economische exploitatie. De Moervaart is hier breed (vaargeul van 24,00 m) en diep (diepgang 4,50 m) en dat blijft zo tot aan de kerk van Mendonk. Op dit gedeelte zijn de oevers niet meer beschermd, zodat ze langzaam afkalven door de golfslag (AWZ 2002).

Een tweede type betreft op elkaar gestapelde schanskorven. Dit type oeververdediging is bouwkundig-technisch verantwoord voor het verwezenlijken van steile oevers, met beperkte plaats voor de aanleg van een jaagpad. Evenwel is dit oevertype duur en tevens natuuronvriendelijk. Een afwerking met grond zou dit kunnen verbeteren. Om hieraan te verhelpen werd bij het ontwerp van het bestek voor oeververdedigingswerken langs de rechteroever van de Moervaart in Sinaai uitgegaan van een breuksteenbestorting met schanskorfmatrassen die, na plaatsing, worden bedekt met 10 cm grond en onmiddellijk worden ingezaaid. Ze kunnen toegepast worden op plaatsen waar er overstromingsgevaar dreigt voor de omwonenden (AWZ 2002).

Het oevertype, dat maximaal dient worden nagestreefd, is de natuurlijke oever. Gelet op de integratie in het landelijke karakter van de Moervaart en de Durme, is het behoud van de natuurlijke oevers wenselijk (AWZ 2002) (

Foto 4).

Foto 4: Natuurlijke oevers ter hoogte van Mendonk

Op de plaatsen waar niettemin toch een versterking nodig is (bij gevaar voor overstromingen zoals ten zuiden van de Daknamse Meersen), kan de uitvoering dusdanig zijn dat het ecologische potentieel van de oevers en de relatie met de vallei maximaal behouden blijven (Foto 5).

Foto 5: Afkalvingen op de oevers stroomafwaarts de Heirbaanbrug (2000)

Dit kan door de realisatie van vooroevers, waar mogelijk. Op plaatsen waar de achterliggende gronden als potentiële overstromingsgebieden kunnen fungeren, worden er bij voorkeur geen harde constructies aangebracht. Zodoende zal men er voor garant staan dat dit aspect van integraal waterbeheer niet gehypothekeerd wordt.

Wanneer men een balans opmaakt van de verschillende typen oeverconstructies in 2000 en 2007, werden in eerste instantie de natuurlijke oevers vervangen door NTMB-oevers (16%). Dit is o.a. het geval voor de oevers tussen de Overledebrug en Gent en de oevers tussen het Pieter-Heydensveer en de Daknambrug (

Foto 6), tussen het kanaal van Stekene en de Sinaaibrug, stroomopwaarts de Coudenbormbrug (RO).

In mindere mate werden ook breuksteen met grond (7%) of schanskorven (4%) vervangen door NTMB-oevers. In dit laatste geval werden NTMB-oevers vooral beperkt tot het plaatsen van kokosrollen op schanskorven. Voorbeelden hiervan vindt men stroomopwaarts de Overledebrug (LO) en tussen de Spletterenbrug en de Zuidlede (LO) (Tabel 1).

Foto 6: Herprofilering van de oevers bij de inrichting op het traject Daknambrug-P. Heydensveer (RO).

1.3.2 Beschrijving van de NTMB-oevers langs de Moervaart

1.3.2.1 Toegepaste NTMB-types

De laatste jaren is er een grote inspanning gebeurd vanuit W&Z om de oevers langs de Moervaart te verstevigen via natuurtechnische milieubouw. Een derde van de totale oeverlengte werd reeds op dergelijke wijze gerealiseerd (Tabel 2; Kaart 1 en 2). De nummers van de corresponderende trajecten zijn terug te vinden in Tabel 3.

Tabel 2. Aandeel oevers ingericht via NTMB. De lengtes werden afgeleid uit veldmetingen.

NTMB-type	Lengte (in m)	Oeverlengte (%)
Kokosrollen, breuksteen en schanskorfmatrassen	5.924	34
Palen met wiepen zonder plasbermen	574	3
kokosrollen bevestigd op schanskorven	1.285	7
plasbermen met palen en wiepen + kokosrollen	3.206	19
plasbermen met palen en wiepen	4.551	26
plasbermen met palen en wiepen (max.2,5m)	598	3
Voorbeplante kokosvezelmatten (8/4)	490	3
Voorbeplante kokosvezelmatten (4/4)	804	5
Totaal	17.432	100

Legende

NTMB-types

- behouden profiel
- breuksteen en schankormatrasen met kokosrollen

- kokosrollen op schankorven
- palen met wiepen zonder plasbermen
- plasberm met kokosrollen
- plasberm zonder kokosrollen

- plasberm zonder kokosrollen (breed)
- voorbeplante kokosvezelmatten 4/4
- voorbeplante kokosvezelmatten 8/4

Kaart 2: NTMB-oeveren (deel2) toestand 2015

1.3.2.2 Korte beschrijving van de toegepaste NTMB-types

1.3.2.2.1 Kokosrollen, breuksteen en schanskorfmatrassen

Dit type oeververdediging werd aangelegd over de periode 2000-2005. Schanskorfmatrassen worden aan de basis van het talud gefixeerd met palen. De oever wordt geherprofileerd en ingezaaid met een grasmengsel. Ter hoogte van de waterlijn worden kokosrollen aangebracht ter verfraaiing (Figuur 1). Dit type van oeververdediging werd aangebracht tussen de Overledebrug en Gent, tussen de Kalvebrug en de Terwestbrug (LO), tussen de spoorwegbrug en de Terwestbrug, stroomafwaarts van de zwaai kom (LO), tussen het kanaal van Stekene en de Sinaaibrug (LO), tussen het Pieter Heydensveer en de Sinaaibrug (RO) (

Foto 7).

Figuur 1. Type dwarsprofiel met kokosrollen, breuksteen en schanskorven (naar W&Z, dossier bestek)

Foto 7 : Constructie op het traject Pieter Heydensveer-Sinaaibrug (RO)

1.3.2.2.2 Kokosrollen op schanskorven

Bij dit type van oeeververdediging worden de schanskorven behouden. Om het geheel een groene omkadering te geven en het esthetisch aspect te verhogen, weliswaar zonder ecologische meerwaarde, worden kokosrollen tegen de schanskorven bevestigd aan de hand van palen (Figuur 2). De aanleg hiervan langs de Moervaart dateert van 2003 en 2005. Dit oevertype is terug te vinden tussen De Overledebrug en Gent, stroomafwaarts de Terwestbrug (LO), afwaarts de spoorwegbrug tot aan de zwaaihoek ter hoogte van de suikerfabriek (LO), afwaarts de Sinaaibrug (LO), tussen de Sinaaibrug en het Pieter Heydensveer en tussen de Spletterenbrug en de Zuidlede (LO) (Foto 8).

Figuur 2. Type dwarsprofiel van plaatsing van kokosrollen op schanskorven (naar W&Z, dossier bestek)

Foto 8: Constructie op het traject Spletterenbrug- Zuidlede (LO). Op dit traject komen op veel plaatsen de kokosrollen los en kantelen ze in het water.

1.3.2.2.3 Palen met wiepen zonder plasbermen

Dit oeververdedigingstype werd in 2005 langsheen delen van de Moervaart geplaatst. Bij de aanleg worden aan de basis van het talud wiepen aangebracht. De oever wordt geherprofileerd met gebiedseigen grond (

Figuur 3). Dergelijke oevers zijn terug te vinden tussen de Terwestbrug en de Kalvebrug (LO), afwaarts de Dambrug (LO) en op het traject Coudenbormbrug-kanaal van Stekene (LO). Een aantal van deze oevers werden aangelegd op vraag van de Provinciale Visserijcommissie (PVC) om de vissers toegang te kunnen verlenen tot de NTMB-oevers (Foto 9).

Figuur 3. Dwarsprofiel van palen en wiepen zonder plasbermen (naar W&Z, dossier bestek)

Foto 9: Constructie ter hoogte van de Coudenbormbrug (LO). Door de palen en wiepen tegen de oever te plaatsen, krijgt men een abrupte overgang tussen het land- en oevermilieu waardoor water- en moerasvegetaties zich niet of moeilijk kunnen vestigen. Een gesloten oeververdediging vormt ook een barrière voor fauna indien er niet op geregelde afstanden openingen voorzien worden.

1.3.2.2.4 Palen met wiepen en plasbermen

Dit oeververdedigingstype werd aangelegd tussen 2003 en 2005. Op een afstand van 2 m vanaf de kruin van het talud worden palen met wiepen in de bodem gefixeerd. Aangezien het waterpeil van de Moervaart constant gehouden wordt op 4,55 m, is het niveau van het waterpeil binnen de plasberm nooit hoger dan 70 cm. De oever wordt geherprofileerd aan de hand van gebiedseigen grond (

Figuur 4). Waar rietvegetatie aanwezig is, wordt de bovenste grondlaag weggenomen, apart gehouden en vochtig gestockeerd om op de aangewezen plaats teruggelegd te worden. Dit oevertype komt voor tussen de Terwestbrug en de Kalvebrug (LO), afwaarts de spoorwegbrug ter hoogte van de suikerfabriek van Moerbeke, afwaarts de Dambrug (LO), tussen de Coudenbormbrug en het kanaal van Stekene (LO) (Foto 10), tussen het kanaal van Stekene en de Sinaaibrug (RO), tussen de Sinaaibrug en het Pieter Heydensveer (LO), tussen het Pieter Heydensveer en de Daknambrug (RO) en tussen het Pieter Heydensveer en de Zuidlede (LO).

Figuur 4. Dwarsprofielen van palen met wiepen en plasbermen (naar W&Z dossier bestek)

Bij de meest recente constructies is er meer aandacht besteed aan de ruimte voor oevers. Het nat gedeelte van de plasberm reikt tot maximaal 2,5 m (Figuur 5). Dergelijke constructies werden stroomop- en stroomafwaarts van de Heirbaanbrug aangebracht.

Figuur 5. Dwarsprofielen van palen met wiepen en plasbermen waarvan het nat gedeelte tot 2,5 m reikt (naar W&Z dossier bestek)

Foto 10: constructie op het traject "Coudenbormbrug- Sinaaibrug (LO)". De ruimte die tussen de oever en de rivier gelaten werd vormt een luwe zone met verminderde golfslag, waar watervogels kunnen schuilen en vissen kunnen paaien

1.3.2.2.5 Palen met wiepen en plasbermen met kokosrollen

Deze constructie vormt een variant op palen met wiepen en plasbermen. Tussen de wiepenconstructie en de oever worden kokosrollen aangebracht. Dit oeeververdedigingstype werd aangebracht in de periode 2001-2003, tussen het Pieter Heydensveer en de Daknambrug (RO) (Foto 11) en tussen het Pieter Heydensveer en de Zuidlede (RO).

De kokosvezelrollen zijn beplant met soorten zoals mattenbies, moeraszegge, kleine lisdodde, grote egelskop, gele lis, moerasvergeet-mij-nietje, dotterbloem en moerasspirea.

Foto 11: Constructie op het traject Daknambrug- Pieter Heydenveer (RO). Deze foto illustreert de aanwezigheid van o.a. dotterbloem, grote waterweegbree en kalmoes (Foto: M. Decler)

1.3.2.2.6 Voorbeplante kokosvezelmatten

Als alternatief voor palen met wiepen en plasbermen, werden voorbeplante kokosvezelmatten aangebracht. Dit gebeurde zowel stroomopwaarts als stroomafwaarts van de Heirbaanbrug (Figuur 6; Foto 12). Waar de ruimte het toeliet, werden flauw hellende oevers ingericht (Figuur 7; Foto 13).

Figuur 6. Profielen met voorbeplante kokosvezelmatten (4/4) (naar W&Z dossier bestek)

Figuur 7. Profielen met voorbeplante kokosvezelmatten (8/4) (naar W&Z dossier bestek)

Foto 12: Oever met voorbeplante koksvezelmatten stroomafwaarts de Heirbaanbrug (RO) met een 4/4 helling

Foto 13: Oever met voorbeplante kokosvezelmatten stroomopwaarts de Heirbaanbrug (LO) met een 8/4 helling

1.4 Monitoringsdoelstellingen

- W&Z wenst een onderzoek naar de meest optimale aanleg van plasbermen, ook naar kwaliteit/prijsverhouding. Hierbij wordt het nut van de aanleg van kokosrollen in vraag gesteld.
- W&Z wenst bevredigende alternatieven om de beschadigde schanskorven te vervangen, ook op plaatsen met een te beperkte ruimte om plasbermen aan te leggen.
- W&Z wenst inzicht te verkrijgen in de ecologische waarde van de diverse typen natuurvriendelijke oevers.

Onderzoeksvragen die hieruit voortvloeien zijn dan:

- Hoe evolueren de ecologische waarden van oevers die volgens NTMB-principes zijn aangelegd?
- Biedt de aanleg van kokosrollen zonder verdedigingsconstructie voldoende garanties voor een duurzame bescherming van de oever?
- Hoe snel kan oeervervegetatie naakte rivieroevers koloniseren, om zodoende de beschermende functie van de palen en wiepen over te nemen?
- Waar bevinden zich de uitbreidingshaarden van invasieve of andere aandachtsoorten?

2 Materiaal en methode

2.1 Gegevensverzameling

2.1.1 Locaties

De oevers werden ingedeeld in verschillende trajecten aan de hand van het aangelegde NTMB-type. Aan ieder traject werd een naam, kleur en nummer toegekend. De verschillende trajecten worden weergegeven in Tabel 3.

Tabel 3: Locaties en oevertypes langsheen de Moervaart (realisatie & lengte trajecten uit W&Z dossier bestek). De aangekruiste vakjes duiden de opnameperiodes van de trajecten aan.

Nr.	Traject	Type NTMB	Realisatie	Lengte (m)	2005-2006				2010-2011		2013-2014		2015
					2005	2006	2007	2008	2010	2011	2013	2014	
1	Pieter Heydensveer - Daknambrug RO	plasberm met/zonder kokosrollen	2001	1700	☒	☒	☒	☒	☒	☒	☐	☐	☒
2	Pieter Heydensveer - Daknambrug LO	plasberm met kokosrollen	2003	1100	☒	☒	☒	☒	☒	☒	☐	☐	☒
3	Spletterenbrug - Zuidlede	kokosrollen op schanskorven	2003	270	☒	☒	☒	☒	☒	☒	☒	☐	☒
4	Sinaaibrug- Pieter Heydensveer LO	plasberm zonder kokosrollen	2004	420	☒	☒	☒	☒	☐	☐	☒	☒	☒
5	Sinaaibrug- Pieter Heydensveer a LO	breuksteen, schanskorfmattassen en kokosrollen	2000	70	☒	☒	☒	☒	☒	☒	☐	☐	☒
6	Sinaaibrug- Pieter Heydensveer b LO	breuksteen, schanskorfmattassen en kokosrollen	2000	50	☒	☒	☒	☒	☒	☒	☐	☐	☒
7	Sinaaibrug- Pieter Heydensveer RO	breuksteen, schanskorfmattassen en kokosrollen	2000	2.090	☒	☒	☒	☒	☒	☒	☐	☐	☒
8	Sinaaibrug- Kanaal van Stekene b LO	breuksteen, schanskorfmattassen en kokosrollen	2004	1.685	☒	☒	☒	☒	☒	☒	☐	☐	☒
9	Sinaaibrug- Kanaal van Stekene RO	plasberm met kokosrollen	2003	1.600	☒	☒	☒	☒	☒	☒	☐	☐	☒
10	Coudenbormbrug- Sinaaibrug deel 2 a LO	plasberm zonder kokosrollen	2004	380	☒	☒	☒	☒	☒	☒	☐	☐	☒
11	Coudenbormbrug- Sinaaibrug deel 1 b LO	plasberm zonder kokosrollen	2004	130	☒	☒	☒	☒	☒	☒	☐	☐	☒
12	Dambrug- Spoorbrug a LO	plasberm zonder kokosrollen	2005	600	☒	☒	☒	☒	☐	☐	☒	☒	☒
13	Dambrug- Spoorbrug b LO	palen met wiepen zonder plasbermen	2005	600	☒	☒	☒	☒	☒	☒	☒	☒	☒
14	Spoorbrug- zwaaiikom a LO	plasberm zonder kokosrollen	2005	290	☒	☒	☒	☒	☐	☐	☒	☒	☒
15	Spoorbrug- zwaaiikom b LO	Kokosrollen op schanskorven	2005	404	☒	☒	☒	☒	☒	☒	☐	☐	☒
16	Terwestbrug- Kalvebrug d LO	palen met wiepen zonder plasbermen	2005	130	☒	☒	☒	☒	☒	☒	☒	☒	☒
17	Terwestbrug- Kalvebrug e LO	breuksteen, schanskorfmattassen en kokosrollen	2005	1070	☒	☒	☒	☒	☒	☒	☒	☒	☒
18	Sinaaibrug- Kanaal van Stekene a LO	kokosrollen op schanskorven	2004	30	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
19	Overledebrug- Kalvebrug LO	kokosrollen op schanskorven	2001	300	☒	☒	☒	☒	☒	☒	☐	☐	☒
20	Overledebrug- Gent LO	breuksteen, schanskorfmattassen en kokosrollen	2002	890	☒	☒	☒	☒	☒	☒	☐	☐	☒
21	Coudenbormbrug- Sinaaibrug c LO	palen met wiepen zonder plasbermen	2004	95	☒	☒	☒	☒	☐	☐	☐	☐	☒
22	Heirbaanbrug- Daknambrug a RO	voorbepante kokosvezelmatten	2007	504	☒	☒	☒	☒	☒	☒	☒	☒	☒
22p	Heirbaanbrug- Daknambrug RO plasberm	plasberm zonder kokosrollen (breed)	2007	297	☐	☐	☒	☒	☒	☒	☒	☒	☒
23	Heirbaanbrug- Lokeren LO	voorbepante kokosvezelmatten	2007	760	☒	☒	☒	☒	☒	☒	☐	☐	☒
23p	Heirbaanbrug- Lokeren LO plasberm	plasberm zonder kokosrollen (breed)	2007	210	☐	☐	☒	☒	☒	☒	☒	☒	☒
24	Zwaaiikom- Terwestbrug a	breuksteen, schanskorfmattassen en kokosrollen	2005	180	☒	☒	☒	☒	☒	☒	☒	☒	☒
25	Zwaaiikom- Terwestbrug b	kokosrollen op schanskorven	2005	90	☒	☒	☒	☒	☒	☒	☒	☒	☒
26	Terwestbrug- Kalvebrug b LO	plasberm zonder kokosrollen	2005	115	☒	☒	☒	☒	☐	☐	☒	☒	☒
27	Terwestbrug- Kalvebrug a LO	plasberm zonder kokosrollen	2005	40	☒	☒	☒	☒	☐	☐	☒	☒	☒
28	Terwestbrug- Kalvebrug c LO	plasberm zonder kokosrollen	2005	950	☒	☒	☒	☒	☐	☐	☒	☒	☒

2.1.2 Inventarisatiemethode vegetatie

Langsheen de Moervaart neemt de overgang van land naar water weinig ruimte in, met een maximum breedte van twee meter. Hierbij verandert de zonering zeer snel in tijd en ruimte. Er is dus weinig ruimte om homogene plantengemeenschappen met hun karakteristieke floristische samenstelling af te bakenen, wat één van de voorwaarden is om gebiedsdekkende opnames te kunnen maken. Daarnaast is er op de oevers sprake van een steile gradiënt en een sterke dynamiek, waardoor meerdere vegetatietypen op een kleine oppervlakte of verschillende overgangen tussen de vegetatietypes voorkomen. Naargelang het NTMB-type werd er een andere inventarisatiemethode gebruikt:

- Oevers met palen en wiepen (rechtstreeks op de oever of als vooroever) werden over de gehele lengte gemonitord parallel aan de rivier. De perkoenpaaltjes die aangelegd werden om de wiepen vast te houden werden gebruikt als referentiepunt voor het opmeten van lijntransecten. Een lijntransect kan voorgesteld worden als een virtuele lijn die loodrecht op de oever staat waar op een bepaald interval de vegetatie wordt opgenomen. Deze lijn loopt telkens 20 cm voor een perkoenpaaltje en de opnames worden om de 10 cm uitgevoerd in de richting van de kruin. Figuur 8 geeft een schematische voorstelling van de inventarisatiemethode. De transectenmethode wordt voornamelijk gebruikt bij gradiënten waar een snelle omschakeling van soorten verwacht wordt in functie van veranderende omgevingsfactoren. Typische voorbeelden waar transecten worden gebruikt, zijn hellingen, geologische gradiënten en terrestrische/aquatische/mariene overgangszones (Kent & Coker 1992). De belangrijkste doelstellingen bij het gebruik van transecten is de beschrijving van een maximale variatie over de kortste afstand in een minimumtijd.
- Op de trajecten 22 en 23 (resp. Heirbaanbrug-Daknambrug en Daknambrug-Lokeren) werden naast plasbermen ook voorbeplante kokosvezelmatten geplaatst. Deze kokosvezelmatten werden volgens een helling van 4/4 of 8/4 ingericht (zie Kaart 2). Alle trajecten met kokosvezelmatten werden om de meter geïnventariseerd. Hierbij werd niet gewerkt volgens de transectenmethode (om de 10 cm) maar werd aan elke waargenomen soort een letter toegekend. Op het lange gedeelte van traject 23 werden de kokosvezelmatten met een helling van zowel 8/4 als 4/4 geplaatst. Op terrein was het verschil tussen deze matten niet meer te onderscheiden waardoor ze samengenomen werden in de analyse. Op de overige trajecten met kokosvezelmatten werd slechts één type helling gerealiseerd.
- Trajecten waar kokosrollen rechtstreeks op de oever of oeeververdediging (schanskorven, breuksteen & schanskorfmatrassen) bevestigd werden, werden om de meter geïnventariseerd langs de waterlijn. Hierbij werd telkens één soort genoteerd per opnamepunt.

Figuur 8: Schematische voorstelling van de inventarisatiemethode volgens transecten (in bovenaanzicht)

Ecologische soortengroepen die uit deze opnames afgeleid kunnen worden op basis van vegetatiestructuur en standplaatsfactoren zullen in smalle natuurvriendelijke oevers, doorgaans slechts fragmentarisch vertegenwoordigd zijn. Er zullen telkens van veel groepen enkele soorten aanwezig zijn. Een belangrijke voorwaarde voor het bepalen van het ecotootype met behulp van ecologische groepen is dat de vegetatie in evenwicht verkeert met de heersende milieuomstandigheden. Is dit niet het geval, doordat zich recent grote veranderingen in standplaatsfactoren hebben voorgedaan of omdat de vegetatie grotendeels bestaat uit aangeplante soorten, dan is de bepaling van het ecotootype niet mogelijk (Runhaar *et al.* 1987). Met natuurvriendelijke oevers is dit vaak het geval. Direct na de aanleg zijn de standplaatsfactoren ingrijpend gewijzigd, en vaak is er gebruik gemaakt van aangeplante soorten. Het bepalen van het ecotootype vlak na aanleg is dan ook weinig zinvol. De vegetatie reageert eerst op de toegebrachte veranderingen in abiotische omstandigheden en dynamiek en zal de eerste tijd vooral bestaan uit pionier- en ruigtevegetatie, ook met soorten die afkomstig zijn uit de vorige vegetatie en/of uit de zaadbank van eventueel aangebrachte grond (Duijn 1994).

2.1.3 Inventarisatie broedvogels

Waterrijke gebieden zijn belangrijke broedgebieden voor vogels. Een aantal vogelsoorten zoals riet- en watervogels zijn sterk afhankelijk van goed ontwikkelde oevervegetaties. Deze broedvogels zijn in meer of mindere mate langsheen de Moervaart terug te vinden.

Aan de hand van een territoriumkartering werden de aanwezige broedvogelsoorten vastgesteld samen met hun aantallen en broedlocaties. Op die manier werd er informatie verkregen over het aantal en de verspreiding van de broedvogels (Hustings *et al.* 1985).

De kartering werd verricht langsheen alle NTMB-oeveren van de Moervaart. Om zowel zomer- als standvogels te inventariseren werden tijdens het broedseizoen twee bezoeken (gelijkmatig gespreid over de periode van maart tot juni) gebracht aan het studiegebied. Er werd geïnventariseerd rond zonsopgang omdat dit doorgaans de beste resultaten oplevert, zeker voor zangvogels.

2.2 Gegevensverwerking

De vegetatieopnames werden verzameld in een Access-databank. De broedvogelgegevens werden opgeslagen als GIS-laag. Het softwarepakket RStudio werd gebruikt voor het uitvoeren van de statistische analyses (RStudio Team 2015). Hierbij werden overwegend niet parametrische statistische testen gebruikt worden. Deze testen bieden een conservatieve doch robuuste methode voor het bepalen van de significantie van de resultaten. Ze worden niet beïnvloed door extremen in de gegevens en ze veronderstellen niet dat de gegevens een specifieke probabiliteitsdistributie volgen (Potuin & Rolff 1993).

De gegevens van opnameperiode 2015 werden vergeleken met de gegevens uit de voorgaande inventarisatierondes. Hierbij werd er een onderscheid gemaakt tussen biotische en abiotische karakteristieken. Hieronder wordt elke analysemethode toegelicht.

2.2.1 Karakterisatie van de oeveren volgens abiotische gradiënten

De abiotische gradiëntenanalyse maakt gebruik van Ellenberggetallen voor indicatieve plantensoorten (Ellenberg 1991). Ellenberggetallen zijn indicatiewaarden volgens een ordinale schaal voor verschillende milieufactoren. Hierbij zijn de milieuomstandigheden bij het voorkomen van de plantensoort van doorslaggevende aard. Veel soorten hebben echter ook een brede amplitude of een onduidelijke milieu-indicatie. Ellenbergwaarden kunnen op indirecte wijze (afgeleid uit de vegetatie) aangeven welke gradiënten aanwezig zijn in de oeverzone. In deze analyse werden volgende Ellenberggetallen geraadpleegd: vochtgehalte (M), nutriëntgehalte (N) en bodemreactie (R). Het berekenen van gemiddelde Ellenbergwaarden kan beschouwd worden als een doeltreffende vorm van habitatcalibratie en de brede toepassing ervan is meermaals aangetoond (Hawkes *et al.* 1997; Hill & Carey 1997; Dupré & Diekmann 1998; Ertsen *et al.* 1998; Wamelink *et al.* 2002). Ellenbergwaarden kunnen als een nuttig instrument beschouwd worden bij vegetatieanalyses om bodemgegevens vanuit de floristische inventarisatie en vice versa in te schatten.

De Ellenbergwaarden van de laatste twee inventarisatieperiodes werden statistisch met elkaar vergeleken (wilcoxon signed-rank test). De analyse kon enkel uitgevoerd worden op trajecten die volgens de transectenmethode werden opgemeten omdat enkel hier over een regelmatig interval in de breedte (loodrecht op de oever) werd geïnventariseerd. Uit voorgaande analyses bleek dat er voor het vochtgetal een duidelijke gradiënt aanwezig was loodrecht op de oever. Daardoor werd er voor de statistische analyse een onderscheid gemaakt tussen vooroever (0–

100 cm), talud (100-160 cm) en kruin (160-220 cm). Bij NTMB-constructies met palen en wiepen op de oever werden vooroever en talud samengenomen.

2.2.2 Karakterisatie van de oevers volgens biotische gradiënten

Biotische variabelen zijn meetbaar op niveau van soorten, soortgroepen en gemeenschappen. Bij elk van deze niveaus zijn metingen noodzakelijk om tot een evaluatie van de biologische kwaliteit over te kunnen gaan. Graadmeters voor biologische kwaliteit zijn biodiversiteit, natuurlijkheid en soortkarakteristieken. De relatie tussen levensgemeenschappen en ruimtelijk afgebakende abiotische kenmerken wordt omschreven als ecotopen. Om de kwaliteit van het ecotooptype te bepalen wordt op de eerste plaats de plantensamenstelling geanalyseerd. Door toevoeging van diersoortengroepen geeft men een vervollediging van het beeld van ecologische ontwikkelingen (Van Looy *et al.* 2002). Zo zal het opvolgen van broedvogels bijkomende informatie verlenen zolang ze als indicator voor het landschapsniveau kunnen gebruikt worden en ze indicatief zijn voor de kwaliteit van de horizontale en verticale structuur van de vegetatie. Bovendien vormen ze een goed gekende groep, zowel op taxonomisch, biologisch als ecologisch vlak (Hustings *et al.* 1985). De verschillende biotische gradiënten worden hieronder toegelicht.

2.2.2.1 Ecologische karakterisatie met steekproeftrajecten

Op locaties waar een homogeen, aaneengesloten vegetatietype voorkwam werden steekproeftrajecten genomen over een raster van 100 m op 2 m, met rastercellen van 1m op 0,1m. De aan- of afwezigheid van soorten in een raster vormt de basis voor de omzetting van het transectenpatroon naar een opnamepatroon met als bedekkingscoëfficiënt het percentage van de aanwezige soorten. Dit komt overeen met een aangepaste Tansleyschaal, die grotendeels overeenkomt met een Braun-Blanquetschaal (Tabel 4).

Tabel 4: Aangepaste Tansleyschaal voor waterlopen.

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

Voor verdere verwerking werden de bedekkingspercentages gebruikt. De vegetatietypering van ieder traject werd bepaald aan de hand van de syntaxonomische eigenschappen van de samenstellende soorten en hun abundantie (Schaminée *et al.* 1995). De verschillende vegetatietypes die hier onderscheiden werden zijn graslanden, rietvegetatie, nitrofiële zomen, ruderaal ruigtes en moerasvegetaties.

Om de vegetatie verder te karakteriseren werd in een indirecte gradiëntanalyse (DCA) uitgevoerd op de steekproeftrajecten. Deze analyse maximaliseert de scheiding tussen de opnamen langsheen ordinatie-assen op basis van de soortensamenstelling. Het resultaat is een clustering van gegevens in een driedimensionale ruimte, waarbij de afstand tussen de opnamen een maat is voor de similariteit van de soortensamenstelling tussen de opnamen: hoe dichter de opnamen bij elkaar liggen, hoe groter hun similariteit. De lengte van de eerste DCA-as bedroeg 4 standaarddeviaties wat duidt op non-lineariteit in de data. Door deze non-lineariteit werd er als directe gradiëntanalyse gekozen voor een CCA (Jongman *et al.* 1987). In een CCA worden de omgevingsgradiënten op de assen voorgesteld. De soortenpopulaties worden in functie van deze gradiënten in de ordinale ruimte gesitueerd (Hill & Gauch 1980). Als omgevingsgradiënten werd er gebruik gemaakt van Ellenbergwaarden (vochtgetal, stikstofgetal en reactiegetal). Deze Ellenbergwaarden werden berekend aan de hand van een gewogen gemiddelde (Dupré & Diekmann 1998):

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

EW_{jk} = de gemiddelde Ellenbergwaarde voor opname (j)

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

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

2.2.2.2 Ecologische soortengroepen

De natuurwaarden van de NTMB-oeveren werden bepaald aan de hand van de ecologische soortengroepen volgens Runhaar *et al.* (1987). Deze analyse werd uitgevoerd op alle trajecten. Uit de aanwezigheid van diverse ecologische referentiebeelden werden volgende soortengroepen geselecteerd (Cuperus & Canters 1992):

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

Bij de samenstelling van elke soortengroep, werd er rekening gehouden met een eventuele smalle of brede ecologische amplitude. De soorten die over het algemeen alleen voorkomen in één of meerdere van de geselecteerde ecologische groepen worden aangeduid als de “typische oeversoorten”. De soorten die daarnaast vooral ook in andere ecologische groepen voorkomen zijn de “facultatieve oeversoorten”. Soorten die in geen enkele van de selecteerde ecologische groepen voorkomen zijn de “overige soorten” (Duijn 1994). Een overzicht van de soorten met hun indeling is terug te vinden in Bijlage II.

De ecologische waarde van de oever en de mate waarin hij een beschermende functie kan vervullen kan bepaald worden aan de hand van de verhouding tussen de kenmerkende oeversoorten en de niet-kenmerkende soorten (Vermeersch & Decleer, 2006). Door de totale bedekking van de soorten over de verschillende jaren heen te vergelijken kan eveneens de kolonisationsnelheid van de naakte rivieroeveren ingeschat worden.

2.2.2.3 Voortplanting- en verspreidingstrategie

De voortplanting- en verspreidingstrategie werd nagegaan op de trajecten die opgenomen werden volgens de transectenmethode. Het percentage van iedere verspreidingstrategie werd weergegeven voor elk interval van 10 cm. Er werd onderscheid gemaakt tussen 3 categoriën: opbouwen van een zaadbank, productie van een groot aantal zaden en vegetatieve voortplanting.

2.2.2.4 Kaderrichtlijn Water en diversiteit aan groeivormen

Door de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW, EG-richtlijn 2000/60/EG) worden de doelstellingen voor water niet langer enkel in functie van menselijk gebruik gedefinieerd. Er wordt ook duidelijk een stap gezet naar ecologische kwaliteitsdoelstellingen. De KRW verplicht de lidstaten tot de opstelling van programma's voor de monitoring van de watertoestand (Schneiders *et al.* 2004). De monitoringsprogramma's dienen ondermeer een beeld te geven van "de ecologische en chemische toestand en het ecologisch potentieel" (EG-richtlijn 2000/60/EG).

Bij de beoordeling van groeivormen kan er in sommige gevallen een onderscheid gemaakt worden tussen natuurlijke en kunstmatige sterk gewijzigde wateren. Dit is slechts het geval wanneer onveranderlijke hydromorfologische verschillen (bv. stuwing, oeveraanpassingen, profielwijzigingen) een invloed hebben op de ecologische potenties t.o.v. de natuurlijke referentie voor het watertype. In het geval van oeveraanpassingswerken leidt dit tot het beperken van de monitoringstrajecten tot milieuvriendelijk aangepaste oevertrajecten, waar spontane ontwikkeling mogelijk geacht wordt, zoals het aan de Moervaart werd toegepast.

De "natuurwaarde" wordt hierbij gerelateerd aan de diversiteit aan groeivormen. Het is belangrijk om na te gaan of alle groei- en levensvormen (vnl. diverse vormen waterplanten: drijvende, ondergedoken, emergente,...) van macrofyten die bij een watertype in de referentietoestand horen ook effectief aanwezig zijn. De diversiteit aan groeivormen is enerzijds een maat voor de volledigheid van de vegetatie (gezien vanuit het ecologisch functioneren van de vegetatiecomponent in het watersysteem) en anderzijds een maat voor de rijkdom aan habitats en het voedselaanbod voor andere organismen (Schneiders *et al.* 2004). Deze methode is gebaseerd op de beoordeling van macrofyten in "natuurlijke" waterlichamen. Een beoordeling blijft echter wel mogelijk voor milieuvriendelijk ingerichte oevertrajecten, waar spontane ontwikkeling mogelijk geacht wordt. In dit geval is het onbelangrijk of de vegetatie hier initieel aangeplant werd, dan wel door spontane vestiging tot stand kwam, mits een voldoende ontwikkelingsduur in acht genomen wordt (ongeveer 5 jaar). De diversiteit aan groeivormen werd geanalyseerd op de steekproeftrajecten die eerder al aan bod kwamen bij de ecologische karakterisatie in paragraaf 2.2.2.1. Aan iedere waargenomen soort werd een groeivorm toegekend (Tabel 5).

Tabel 5. Verschillende groei- en levensvormen van de soorten waargenomen langs de Moervaart.

Groei- en levensvormen	Beschrijving van de groep
Grote monocotylen	Grote moeras- en oeversoorten, vaak met absolute dominantie in soortenarme vegetaties, vaak formatievormend; diverse levensvormen (Foto 14)
Oevers/moeras	Kleinere oever- en moerasplanten, soms dominerend, nooit formatievormend, diverse levensvormen (Foto 15)
Nymphaeiden	Wortelende waterplanten met drijfbladeren met een lange bladsteel (Foto 16)
Vallisneriden	Lintvormige, submerse, wortelende waterplanten (foto 17)
Pepliden	In ondiep water wortelende, amfibische waterplanten met bladdimorfisme (submerse bladeren zijn verschillende luchtbladeren) (foto 18)
Ceratophylliden	Kleine, vrij in het water, nabij het wateroppervlak zwevende planten (foto 19)
Lemniden	Zeer kleine, aan het wateroppervlak vrij drijvende waterplantjes met aan de lucht aangepaste bladbovenzijde (foto 20)

Foto 14: Planten behorend tot de groep "grote monocotylen". *Links*: grote egelskop. *Rechts*: dominant riet in een soortenarme vegetatie.

Foto 15: Voorbeeld van oever- en moerasplanten. *Links*: wolfspoot, gewone engelwortel en harig wilgenroosje. *Rechts*: moerasandoorn en kluwenzuring.

Foto 16: Planten behorend tot de groep “nymphaeïden”. *Links*: grote waternavel is een invasieve exoot die dikke pakketten vormt in de waterkolom. *Rechts*: gele plomp.

Foto 17: *Links*: mannagrass kan als vertegenwoordiger van de vallisneriden worden beschouwd als de groeivorm van de plant in het water geworteld is. *Rechts*: sterrenkroos als voorbeeld van "pepliden".

Foto 18: *Links*: grof hoornblad als vertegenwoordiger van de "ceratophylliden". *Rechts*: klein kroos als voorbeeld van de "lemniden".

Per steekproeftraject werd er nagegaan welke soorten - en dus groeivormen - er aanwezig waren. Voor verschillende typen waterlopen werd er in Vlaanderen een scoresysteem voor de diversiteit aan groeivormen voorgesteld (Tabel 6). Een groeivorm wordt meegeteld wanneer er minstens één vertegenwoordiger aanwezig is.

Tabel 6. Evaluatie van het aantal groeivormen voor het goed functioneren van een ecosysteem aan de hand van een scoresysteem voor een waterlooptype vergelijkbaar met de Moervaart.

Evaluatie van het ecosysteem	Aantal groeivormen
Zeer goed	≥ 7
Goed	5-6
Matig	4
Ontoereikend	2-3
Slecht	0-1

2.2.3 Evolutie van vegetatie op kokosrollen

Op plaatsen waar kokosrollen zonder bijkomende verdedigingsconstructie werden aangelegd, werden de soorten vermeld op regelmatige intervallen van één meter. De verhouding tussen het aandeel vegetatieloze punten en typische oeverplanten is een maat voor het al dan niet standhouden van de oeververdediging.

2.2.4 Broedvogels

Data i.v.m. de broedlocaties en aantallen werden in een GIS-bestand opgeslagen en vergeleken met de vorige broedvogelinventarisaties.

2.2.5 Opvolging aandachtsoorten

Om invasieve exoten zoals grote waternavel en Japanse duizendknoop te monitoren werd per traject en per exoot het aandeel transecten met voorkomen van de exoot uitgedrukt ten opzichte van het totaal aantal transecten. Door de evolutie in de loop van de tijd op te volgen, krijgt men een beter inzicht waar prioritair moet ingegrepen worden (Vermeersch & Decler 2007). Ook de efficiëntie van bestrijdingen kan hiermee in kaart gebracht worden.

3 Resultaten

3.1 Karakterisatie van de oevers volgens abiotische gradiënten (Ellenbergwaarden)

Naar analogie met de inventarisatieperiode 2010-2011 werd voor elk traject het gewogen gemiddelde van de Ellenbergwaarden voor een bepaalde afstand tot de wiepenconstructie bepaald. Zodoende krijgt men een verloop van de gemiddelde Ellenbergwaarden langsheen een gradiënt. Een overzicht van alle trajecten is terug te vinden in Bijlage 1. Over het geheel van de inventarisaties blijkt vooral het vochtgetal (M) en in mindere mate het zuurgetal (R) en het stikstofgetal (N) een evolutie van de gradiënt loodrecht op de rivier weer te geven. De Ellenbergwaarden kunnen wijzigingen door veranderingen in het relatieve en/of absolute aandeel van de soorten. Zo kan bijvoorbeeld door de ontwikkeling van facultatieve soorten het gemiddelde Ellenberg vochtgetal dalen zonder dat daarbij het absolute aantal typische oeversorten afneemt. De Ellenberganalyse dient dus voornamelijk om gradiënten langsheen de oever aan te tonen. De opvolging van ecologische soortengroepen komt later aan bod bij het onderdeel “biotische gradiënten”. Indien de Ellenbergwaarden tussen twee opeenvolgende opnameperiodes niet meer significant wijzigingen dan kan er gesproken worden van “gestabiliseerde oevers”. Er kan verwacht worden dat de vegetatiesamenstelling op deze oevers niet sterk meer zal wijzigen in de toekomst.

3.1.1 Oevers met plasbermen zonder kokosrollen

Uit de inventarisatieronde van 2010-2011 bleek dat de oevers met plasbermen zonder kokosrollen zich reeds na twee rondes hadden gestabiliseerd. Wanneer de opnames van 2015 met die van 2010-2011 vergeleken worden valt op dat bijna alle oevers van dit NTMB-type significant afwijken ten opzichte van de vorige inventarisatie. Zo is het Ellenberg vochtgetal in 2015 significant lager op het traject “Coudenbormbrug- Sinaaibrug deel 1 b LO” (Figuur 9, Tabel 7). Een daling van het vochtgetal kan er op wijzen dat het absolute en/of relatieve aandeel typische oeversorten is afgenomen. Voor het traject “Terwestbrug- Kalvebrug b LO” (Figuur 10) werd geen inventarisatie gedaan in 2010, maar wel in 2014. Op dit traject is het Ellenberg stikstofgetal en reactiegetal significant toegenomen langsheen de vooroever en het talud (Tabel 8). Deze toename is te wijten aan de bestrijding van grote waternavel die tot voor kort voorkwam over de gehele afstand van het traject. Door het verwijderen van de exoot is er opnieuw ruimte ontstaan voor de ontwikkeling van oevervegetatie. Deze ruimte is nog in ontwikkeling en enkel (beperkt) begroeid met liesgras, waardoor dit een niet representatieve verschuiving in de gradiënten heeft veroorzaakt. Het is dus belangrijk om bij de interpretatie van de gradiënten de ontwikkelingstijd en het bedekkingspercentage steeds in acht te nemen.

Figuur 9: Gemiddelde Ellenbergwaarden van het traject Coudenbormbrug- Sinaaibrug deel 1 b LO voor de periode 2005-2015.

Tabel 7: Gewogen gemiddelde en p-waarde (wilcoxon signed-rank test) van traject "Coudenbormbrug- Sinaaibrug deel 1 b LO".

T11	Vooroever	talud	kruin
M 2010	9,95	9,55	8,79
M 2015	9,74	9,27	7,54
p-waarde	**	*	*
R 2010	6,99	6,97	7,02
R 2015	7	7,11	7,14
p-waarde	0,92	*	0,06
N 2010	7	7,01	7,13
N 2015	7,01	7,16	7,4
p-waarde	0,59	*	*

Figuur 10: Gemiddelde Ellenbergwaarden van het traject Terwestbrug- Kalvebrug b LO voor de periode 2005-2015. De beperkte bedekking van de vooroever en talud na de exotenbestrijding zorgt voor sterk schommelende Ellenbergwaarden.

Tabel 8: Gewogen gemiddelde en p-waarde (wilcoxon signed-rank test) van traject "Terwestbrug- Kalvebrug b LO".

T26	Vooroever	talud	kruin
M 2014	9,27	8,24	7,03
M 2015	8,55	8,14	6,89
p-waarde	0,3	0,42	0,09
R 2014	6,93	6,98	7,03
R 2015	7,55	7,51	7,03
p-waarde	***	*	1
N 2014	7,5	7,43	7,41
N 2015	8,29	8,38	7,53
p-waarde	*	*	0,22

Voor het recenter aangelegde traject "Heirbaanbrug- Lokeren LO plasberm" van hetzelfde type NTMB-oever is een sterke daling van het Ellenberg vochtgetal waarneembaar (Figuur 11, Tabel 9). Recent werd hier een fietsbrug over de Moervaart aangelegd waardoor de oever verstoord werd.

Figuur 11: Gemiddelde Ellenbergwaarden van het traject Heirbaanbrug- Lokeren LO plasberm voor de periode 2005-2015.
Tabel 9: Gewogen gemiddelde en p-waarde (wilcoxon signed-rank test) van traject “Heirbaanbrug- Lokeren LO plasberm”.

	T23	Vooroever	talud	kruin
M 2010		9,93	8,52	6,12
M 2015		7,3	6,55	5,98
p-waarde		**	*	0,06
R 2010		7,06	7,05	7
R 2015		6,9	6,79	6,64
p-waarde		*	*	*
N 2010		7,13	7,64	8,61
N 2015		7,52	7,75	7,85
p-waarde		**	0,56	*

3.1.2 Oevers met plasbermen en kokosrollen

Ook bij het NTMB-type “oevers met plasbermen en kokosrollen” daalt het Ellenberg vochtgetal significant bij de meeste trajecten. De grafieken volgen hetzelfde patroon als de trajecten met plasbermen zonder kokosrollen, maar met een minder dynamisch verloop en een smallere vochtgradiënt zoals op het traject Sinaaibrug- Kanaal van Stekene RO (Figuur 12, Tabel 10). Op het traject “Pieter Heydensveer- Daknambrug RO” dat als eerste werd aangelegd in 2001 heeft de vegetatie het meeste tijd gekregen om zich te ontwikkelen. De gradiënt van de Ellenbergwaarden langsheen de oever is hier sterk afgezwakt. (Figuur 13, Tabel 11)

Figuur 12: Gemiddelde Ellenbergwaarden van het traject Sinaaibrug- Kanaal van Stekene RO voor de periode 2005-2015.

Tabel 10: Gewogen gemiddelde en p-waarde (wilcoxon signed-rank test) van traject "Sinaaibrug- Kanaal van Stekene RO".

T9	Vooroever	talud	kruin
M 2010	9,59	8,61	7,25
M 2015	9,32	8,99	7,97
p-waarde	**	0,06	*
R 2010	7,03	7,03	7,02
R 2015	6,96	7,03	7,07
p-waarde	**	1	*
N 2010	7,11	7,58	8,19
N 2015	6,89	7,29	7,74
p-waarde	**	*	*

).

Figuur 13: Gemiddelde Ellenbergwaarden van het traject Pieter Heydensveer- Daknambrug (RO) voor de periode 2005-2015.

Tabel 11: Gewogen gemiddelde en p-waarde (wilcoxon signed-rank test) van traject “Pieter Heydensveer- Daknambrug (RO)”.

T1	Vooroever	talud	kruin
M 2010	9,91	9,81	9,53
M 2015	9,63	9,54	8,14
p-waarde	***	*	*
R 2010	6,99	7	7,01
R 2015	7,05	7,11	7,14
p-waarde	***	*	7,1
N 2010	6,97	6,98	7
N 2015	6,9	6,92	7,63
p-waarde	***	0,06	0,09

3.1.3 Oevers met palen en wiepen zonder plasbermen

Bij de trajecten met palen en wiepen zonder plasbermen is er in 2015 nog geen volledige stabilisatie van alle oevers opgetreden. Het Ellenberg vochtgetal neemt significant toe op het talud van de trajecten “Dambrug- spoorbrug b LO” (Figuur 14, Tabel 12) terwijl het op het traject “Coudenbormbrug- Sinaaibrug c LO” (Figuur 15, Tabel 13) niet meer wijzigt. Het Ellenberg reactie- en stikstofgetal verandert op beide trajecten nog significant. Aangezien er bij deze constructies geen luwe zone voorzien is waar oevervegetaties zich preferentieel kunnen ontwikkelen, is het zeer waarschijnlijk dat de kolonisatie moeizamer verloopt dan op andere trajecten.

Figuur 14: Gemiddelde Ellenbergwaarden van het traject Dambrug- spoorbrug b LO voor de periode 2005-2015.

Tabel 12: Gewogen gemiddelde en p-waarde (wilcoxon signed-rank test) van traject "Dambrug- spoorbrug b LO".

T13	Vooroever	talud	kruin
M 2010		8,93	7,4
M 2015		9	7,48
p-waarde		0,34	0,43
R 2010		7,2	7,1
R 2015		7,5	7,15
p-waarde		***	*
N 2010		6,96	7
N 2015		7,23	6,39
p-waarde		***	*

Figuur 15: Gemiddelde Ellenbergwaarden van het traject Coudenbormbrug- Sinaaibrug c LO voor de periode 2005-2015.
Tabel 13: Gewogen gemiddelde en p-waarde (wilcoxon signed-rank test) van traject "Coudenbormbrug- Sinaaibrug c LO".

T21	Vooroever	talud	kruin
M 2007		6,48	6,13
M 2015		9,17	8,04
p-waarde		***	*
R 2007		6,92	6,86
R 2015		7,01	7,06
p-waarde		*	*
N 2007		6,61	6,54
N 2015		7,04	7,71
p-waarde		***	*

Algemeen kan gesteld worden dat de oevergradiënt zich voornamelijk uit in het Ellenberg vochtgetal en minder in het Ellenberg stikstof- en reactiegetal. De oevergradiënt van het vochtgetal ontstaat ongeveer 1 meter na de waterlijn en neemt dan af in de richting van de kruin. Ondanks de significant lagere waarden voor het Ellenberg vochtgetal op de meeste trajecten in 2015 blijft de gradiënt wel herkenbaar zolang er geen verstoring van het traject optreedt. Verschillende trajecten werden verstoord door onder meer werkzaamheden aan de oever, het verwijderen van exoten en het plaatsen van een fietsersbrug. Hierdoor wijzigt de bedekking en de soortensamenstelling sterk waardoor dit een effect heeft op de gradiënt en zich dit uit in sterk fluctuerende ellenbergwaarden. De afname van het Ellenberg vochtgetal betekent niet dat het aandeel typische oeversoorten is afgenomen. Uit de analyse van de ecologische soortengroepen blijkt net dat het aandeel typische oeversoorten is toegenomen op de meeste trajecten. De significante daling van het Ellenberg vochtgetal wordt veroorzaakt doordat facultatieve en andere soorten open ruimte innemen en hun aandeel op het traject verhogen. Verder treed er in de meeste niet-verstoorde trajecten een verschuiving op van de vochtgradiënt naar de kruin toe. Dit betekent dat er meer typische oeversoorten op dit gedeelte van de oever voorkomen, bijvoorbeeld door klonale groei (riet).

3.2 Karakterisatie van de oevers volgens biotische gradiënten (Ecologische waarde)

3.2.1 Ecologische karakterisatie

Om de vegetatie te karakteriseren werd er een multivariate analyse uitgevoerd. Deze analysemethode werd al eerder toegepast in de tussentijdse rapporten van 2005, 2007 en 2010. De soortendiversiteit is zelden het gevolg van een unieke, directe causale factor of proces (Whittaker et al. 2001). Multivariate modellen verklaren daarom veel meer variatie in de diversiteit aan vegetatietypen dan de modellen die gebaseerd zijn op bivariate analyse (Grace 1999).

De multivariate analyses werden uitgevoerd op de homogene steekproeftrajecten van 100 m. Deze trajecten kunnen bestaan uit grasland (g), rietvegetatie (ri), ruderaal ruigten (r), nitrofiële zomen (n) en moerasvegetatie (m). Om een vergelijking in de tijd te kunnen maken werd gestreefd om dezelfde trajecten te analyseren als bij voorgaande inventarisatierondes. Op enkele plaatsen was het niet mogelijk om exact hetzelfde traject te lokaliseren. Deze trajecten werden uit de analyse geweerd. Het traject Terwestbrug– Kalvebrug c dat in 2010 niet werd meegenomen werd opnieuw opgepikt in deze analyse. Tabel 14 geeft een overzicht van alle trajecten die in de multivariate analyse werden opgenomen.

Tabel 14: Homogene vegetatietypen meegenomen in de multivariate analyse

Code	Traject	Veg. Type	Evaluatie			
			2005-2006	2007-2008	2010-2011	2015
Dr1	Terwestbrug– Kalvebrug c	ruigte	X	X		X
Dr2		ruigte	X	X		X
Dg1		grasland	X	X		X
Dri1		rietvegetatie	X	X		X
Lg1	Dambrug– Spoorbrug b	grasland	X	X	X	X
Pg1	Coudenbormbrug- SinaaibrugLO (deel 2) a	grasland	X	X	X	X
Pg2		grasland	X	X	X	X
Pg3		grasland	X	X	X	X
Pg4		grasland	X	X	X	X
Pri1		rietvegetatie	X	X	X	X
Pri2		rietvegetatie	X	X	X	X
Rn1	Sinaaibrug- Kanaal van Stekene RO	nitrofiële zomen	X	X	X	X
Rn2		nitrofiële zomen	X	X	X	X
Rn3		nitrofiële zomen	X	X	X	X
Rn4		nitrofiële zomen	X	X	X	X
Rn5		nitrofiële zomen	X	X	X	X

Code	Traject	Veg. Type	Evaluatie			
Xm1	Pieter Heydensveer- Daknambrug LO	moerasvegetatie	X	X	X	X
Xm2		moerasvegetatie	X	X	X	X
Xri1		rietvegetatie	X	X	X	X
Xri2		rietvegetatie	X	X	X	X
Zm1	Pieter Heydensveer- Daknambrug- RO	moerasvegetatie	X	X	X	X
Zm2		moerasvegetatie	X	X	X	X
Zri1		rietvegetatie	X	X	X	X
Zri2		rietvegetatie	X	X	X	X

DCA werd gebruikt om te evalueren welke belangrijke gradiënten in de data aanwezig zijn en om de verschillen tussen de groepen te kunnen visualiseren (Økland & Eilertsen 1994; Vermeersch & Decler 2009).

De DCA-analyse vertoont een duidelijke vochtgradiënt op de eerste DCA-as volgens de vegetatietypes (Figuur 16, Figuur 17). Van links naar rechts vinden we rietvegetaties (groen), moerasvegetaties (lichtblauw), nitrofiële zomen (donkerblauw), grasvegetaties (zwart) en ruderaal ruigten (rood).

Figuur 16: DCA-analyse van de vegetatieopnames 2005-2015. De kleuren geven de vegetatietypes aan. De symbolen duiden de opnameperiode aan (eigenwaarde as 1 = 0,64; eigenwaarde as 2 = 0,25; eigenwaarde as 3 = 0,32).

Figuur 17: DCA-analyse van de vegetatieopnames 2005-2015. Transecten van met hetzelfde vegetatietype werden gegroepeerd in eenzelfde vlak (eigenwaarde as 1 = 0,64; eigenwaarde as 2 = 0,25; eigenwaarde as 3 = 0,32).

De lengte van de eerste DCA-as bedraagt 4 standaarddeviaties wat duidt op een nonlineariteit in de data. Door deze datastructuur werd er als directe gradiëntanalyse gekozen voor een CCA (Figuur 18). Hierbij werd een set van verklarende variabelen (Ellenbergwaarden) op de assen voorgesteld. De soortenpopulaties worden in functie van deze gradiënten in de ordinale ruimte gesitueerd. De output van de eerste twee CCA-assen is terug te vinden in Tabel 15. De eerste CCA-as verklaart voornamelijk het aandeel van het Ellenberg vochtgetal en het Ellenberg reactiegetal met een correlatie van respectievelijk 96 % en 93 %. De tweede CCA-as verklaart voornamelijk het Ellenberg stikstofgetal en heeft een negatieve correlatie van 93 %. De omgevingsvariabelen (Ellenberg getallen) worden in Figuur 18 weergegeven als pijlen. Hierbij vertegenwoordigt de oorsprong het gemiddelde en het uiteinde van de pijl het gemiddelde + de standaarddeviatie. De loodrechte projectie van een vegetatieopname op een as geeft de te verwachten omgevingsvariabele weer voor die vegetatieopname.

Figuur 18: CCA van de vegetatieopnames 2005-2015 (eigenwaarde as 1 = 0,56; eigenwaarde as 2 = 0,17; eigenwaarde as 3 = 0,15). De kleuren duiden volgende vegetatietypes aan: zwart = graslandvegetaties; rood = ruderaal ruigtes. groen: rietvegetaties; lichtblauw = moerasvegetaties; donkerblauw = nitrofiële zomen.

Tabel 15: Output van de eerste twee CCA-assen.

	CCA1	CCA2	r ²	Pr(>r)	
M	0.96254	0.27113	0.7416	9.999e-05	***
R	0.92882	-0.37052	0.2179	2e-04	***
N	0.37390	-0.92747	0.4639	9.999e-05	***

 Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
 Permutation: free
 Number of permutations: 10000

Figuur 19: CCA van de vegetatieopnames 2005-2015 gegroepeerd volgens jaar (eigenwaarde as 1 = 0,56; eigenwaarde as 2 = 0,17; eigenwaarde as 3 = 0,15).

Figuur 20: CCA van de vegetatieopnames 2005-2015 gegroepeerd volgens vegetatietype (eigenwaarde as 1 = 0,56; eigenwaarde as 2 = 0,17; eigenwaarde as 3 = 0,15).

Het aandeel van de variantie in de data dat aan de hand van de eerste drie CCA-assen kan verklaard worden bedraagt 12,9%. Veel van de niet-verklaarde variatie in veldgegevens is te wijten aan een niet volledig passende respons van de data ten aanzien van het model. Een literatuurstudie toont aan dat dit varieert tussen 50 tot 85 % (Økland 1999). Alle Ellenbergwaarden (M, N en R) dragen significant bij tot het verklaren van de variatie. De eerste CCA-as is het sterkst gecorreleerd met het Ellenberg vochtgetal ($r^2 = 0,74$). Het Ellenberg stikstofgetal is negatief gecorreleerd met de tweede CCA-as ($r^2 = 0,46$).

Indien de verschillende trajecten gegroepeerd worden volgens jaartal (Figuur 19) dan kan opgemerkt worden dat er over de jaren heen een verschuiving optreedt naar vegetatietypes met een hoger vochtgetal en een lager stikstofgetal.

Sommige vegetatietypen zoals rietvegetaties en de vegetaties van nitrofiel zomen vertonen een duidelijke clustering (Figuur 20). De rietvegetaties worden duidelijk gerelateerd tot de vochtige milieus en de vegetaties van nitrofiel zomen vertonen een duidelijke correlatie met de stikstofrijke milieus. Voor de andere typen milieus zijn de correlaties minder duidelijk. Moerasvegetaties vertonen afhankelijk van de locatie een preferentie voor vochtige milieus. Net als in de DCA-analyse valt de heterogeniteit van de graslandtypen op.

De NTMB-oeveren evolueren over het algemeen naar een vochtiger systeem. Dit betekent dat het aandeel typische oeversoorten over de inventarisatieperioden is toegenomen.

In de analyse werden enkel de meest dynamische trajecten in overweging genomen. De trajecten met de rietvegetaties blijven het minst gewijzigd. Grotendeels heeft dit te maken met de snelle uitbreiding in de beginjaren na aanleg, waarna er een zekere stagnatie is opgetreden.

Binnen de groep van de nitrofiele zomen is het aandeel van de typische ruigtekruiden verminderd en het aandeel vochtminnende soorten toegenomen.

3.2.2 Ecologische soortengroepen

Per traject werd het aandeel typische soorten nagegaan. Deze geven een goede indicatie voor het stadium waarin de ontwikkeling van de NTMB-oever zich bevindt. Goed ontwikkelde oevervegetaties vervullen niet enkel een ecologische functie, maar spelen ook een functionele rol als oeverbescherming. In deze paragraaf zullen enkele trajecten toegelicht worden, een overzicht van alle trajecten is terug te vinden in Bijlage 2.

3.2.2.1 Traject Coudenbormbrug- Sinaaibrug c LO

Het traject “Coudenbormbrug- Sinaaibrug c LO” is een traject met palen en wiepen zonder plasbermen. Aanvankelijk gebeurt de ontwikkeling van oevervegetaties moeizaam bij constructies met palen en wiepen zonder plasbermen. Deze verticale constructies beletten substraataccumulatie waardoor planten of vegetatiefragmenten zich niet kunnen vasthechten en zaden niet kunnen kiemen (Figuur 21). In de loop van de tijd ontwikkelt zich een gradiënt, enkel door het vermogen van bepaalde moerassoorten om uitlopers te vormen, zoals rietgras, liesgras en wolfspoot. Afhankelijk van het oeverprofiel en de hoogte van de watertafel, zullen deze soorten zich succesvol kunnen ontwikkelen en al dan niet hoge densiteiten kunnen bereiken (Figuur 22). Eens een plateau van maximale densiteit wordt bereikt, treedt er de volgende jaren weinig verandering op in de verhouding van de verschillende ecologische groepen (Figuur 23).

Figuur 21: Percentuele weergave van de soortengroepen op het traject Coudenbormbrug- Sinaaibrug c LO voor opnameperiode 2005-2006.

Figuur 22: Percentuele weergave van de soortengroepen op het traject Coudenbormbrug- Sinaaibrug c LO voor opnameperiode 2007-2008.

Figuur 23: Percentuele weergave van de soortengroepen op het traject Coudenbormbrug- Sinaaibrug c LO voor opnameperiode 2015.

3.2.2.2 Traject Dambrug- spoorbrug b LO

Het traject "Dambrug- spoorbrug b LO" vormt een uitzondering op de trage oevervegetatieontwikkeling bij de aanwezigheid van palen en wiepen zonder plasbermen. Omdat moerasplanten zoals riet reeds in de oever aanwezig waren, heeft er zich snel een oevergradiënt kunnen ontwikkelen. Figuur 24 geeft aan dat bij aanvang van de inventarisatie reeds 30% van de

vegetatie aan de waterlijn uit typische soorten bestond. Ook de verdere uitbreiding van o.a. liesgras, harig wilgenroosje, koninginnenkruid en watermunt hebben hiertoe bijgedragen. Op dit traject heeft zich echter de invasieve exoot grote waternavel ontwikkeld (Figuur 25). Door het bestrijden van deze exoot valt er ook een tijdelijke terugval van de oevervegetatie op te merken in 2010 (Figuur 26). In 2015 is deze evenwel opnieuw hersteld. (Figuur 27). Verder is er ook een daling van het aantal soorten op te merken bovenaan het talud dat waarschijnlijk veroorzaakt werd door mechanische stress van rupsbanden en verkeer in het algemeen (Foto 19).

Figuur 24: Percentuele weergave van de soortengroepen op het traject Dambrug- spoorbrug b LO voor opnameperiode 2005-2006; de waterkant bestaat reeds uit 30% typische soorten.

Figuur 25: Percentuele weergave van de soortengroepen op het traject Dambrug- spoorbrug b LO voor opnameperiode 2007-2008. De oeevervegetatie ontwikkelt verder en het aandeel typische oeversoorten neemt toe. De invasieve exoot grote waternavel heeft zich op het traject gevestigd.

Figuur 26: Percentuele weergave van de soortengroepen op het traject Dambrug- spoorbrug b LO voor opnameperiode 2010-2011; door machinale en handmatige bestrijding is de populatie grote waternavel sterk teruggedrongen. Deze bestrijding heeft ook een negatief effect op de andere oeversoorten; het aandeel typische soorten daalt met 20% langsheen de waterlijn.

Figuur 27: Percentuele weergave van de soortengroepen op het traject Dambrug- spoorbrug b LO voor opnameperiode 2015; de oeervegetatie heeft zich hersteld en het typische soortenaantal is vergelijkbaar met de situatie voor de bestrijding.

Foto 19: Door rupsbanden beschadigde taluds.

3.2.2.3 Traject Terwestbrug- Kalvebrug c LO

Palen met wiepen en plasbermen, al dan niet met de plaatsing van kokosrollen, vertonen, door de ruimte die hen geboden wordt, doorgaans een beter ontwikkelde oevervegetatie met een hoger relatief aandeel van typische oeversoorten. Een voorbeeld hiervan vormt het traject Terwestbrug- Kalvebrug c (LO). De typische soorten die waargenomen werden gedurende de verschillende inventarisatieronden zijn veerdelig tandzaad, moeraszegge, liesgras, gele lis, riet, rietgras, waterpeper en gele waterkers. Koninginnenkruid en wolfspoot hebben zich sterk uitgebreid. Uiteindelijk heeft ook hoge cyperzegge zich in de plasberm ontwikkeld. Andere soorten die oorspronkelijk aanwezig waren zoals kransvederkruid, grote waterweegbree, moerasmuur en blaartrekkende boterbloem zijn bij de inventarisatie van 2013-2014 niet meer waargenomen. Vermoedelijk is de belangrijkste factor hierbij de massale ontwikkeling van grote waternavel, die de andere minder robuuste soorten wegconcurrert. Het aandeel grote waternavel dat in opnameperiode 2005-2006 minimaal was (Figuur 28) breidde uit in de periode 2007-2008 met bedekkingen tot 15% (Figuur 29). In 2015 heeft blaartrekkende boterbloem zich opnieuw in de plasberm ontwikkeld en werd brede orchis (*Dactylorhiza majalis* subsp. *Majalis*) waargenomen. Grote waternavel werd in 2015 niet meer in grote getalen waargenomen (Figuur 30).

Figuur 28: Percentuele weergave van de soortengroepen op het traject Terwestbrug- Kalvebrug c LO voor opnameperiode 2005-2006.

Figuur 29: Percentuele weergave van de soortengroepen op het traject Terwestbrug- Kalvebrug c LO voor opnameperiode 2007-2008.

Figuur 30: Percentuele weergave van de soortengroepen op het traject Terwestbrug- Kalvebrug c LO voor opnameperiode 2015.

3.2.3 Voortplanting en verspreidingsstrategie

Studies werden uitgevoerd waarbij de verspreidingskarakteristieken van ca. 900 soorten van verschillende gemeenschappen geklasseerd werden. Hierbij werden hoog significante correlaties gevonden tussen de ligging van een gemeenschap op een vochtgradiënt en de frequentie van morfologische aanpassingen aan hydrochorie (van den Broeck *et al.* 2005; Ozinga *et al.* 2004). De bevindingen op niveau van de vestiging van soorten langs de oevers van de Moervaart komen overeen met de trends die deze studies aangeven, zowel voor plasbermen met kokosrollen (Figuur 35- Figuur 38), plasbermen zonder kokosrollen (Figuur 31- Figuur 34) als voor palen met wiepen zonder plasbermen (Figuur 40- Figuur 43). Soorten die gekenmerkt worden door het vormen van een zaadbank hebben het moeilijk om zich te kunnen handhaven langsheen de gradiënt van een plasberm (Figuur 31), wat enigszins wel lukt ter hoogte van een oeververdediging met palen en wiepen maar zonder plasbermen (Figuur 39). Voorbeelden van dergelijke soorten zijn beklierde duizendknoop, spiesmelde, ridderzuring, perzikkruid, akkerdistel en blaartrekkende boterbloem. Ze koloniseren de open en omgewoelde terreinen. De pas aangelegde oevers vormen in deze omstandigheden een gunstig milieu om zich te ontwikkelen, maar deze soorten worden in een later stadium door blijvende planten weggeconcentreerd. Het zijn hoedanook steeds terrestrische soorten die niet stand houden in natte milieus. Bij verstoring van de oever kan het echter zijn dat de zaadbank vormende soorten opnieuw verschijnen in de nattere milieus zoals op het traject “Coudenbormbrug- sinaaibrug deel 2” waar grote waternavel werd bestreden (Figuur 33, Figuur 34). Een overzicht van alle figuren is terug te vinden in Bijlage 3.

3.2.3.1 Traject “Coudenbormbrug- Sinaaibrug deel 2” (plasbermen zonder kokosrollen)

Figuur 31: Procentueel aandeel van de verschillende verspreidingsstrategieën op het traject Coudenbormbrug- Sinaaibrug deel 2 voor inventarisatieperiode 2005-2006.

Figuur 32: Procentueel aandeel van de verschillende verspreidingsstrategieën op het traject Coudenbormbrug- Sinaaibrug deel 2 voor inventarisatieperiode 2007-2008

Figuur 33: Procentueel aandeel van de verschillende verspreidingsstrategieën op het traject Coudenbormbrug- Sinaaibrug deel 2 voor inventarisatieperiode 2010-2011

Figuur 34: Procentueel aandeel van de verschillende verspreidingsstrategieën op het traject Coudenbormbrug- Sinaaibrug deel 2 voor inventarisatieperiode 2015

3.2.3.2 Traject "Sinaaibrug- Kanaal van Stekene RO" (plasbermen met kokosrollen)

Figuur 35: Procentueel aandeel van de verschillende verspreidingsstrategieën op het traject Sinaaibrug- Kanaal van Stekene RO voor inventarisatieperiode 2007-2008.

Figuur 36: Procentueel aandeel van de verschillende verspreidingsstrategieën op het traject Sinaaibrug- Kanaal van Stekene RO voor inventarisatieperiode 2010-2011.

Figuur 37: Procentueel aandeel van de verschillende verspreidingsstrategieën op het traject Sinaaibrug- Kanaal van Stekene RO voor inventarisatieperiode 2013-2014.

Figuur 38: Procentueel aandeel van de verschillende verspreidingsstrategieën op het traject Sinaaibrug- Kanaal van Stekene RO voor inventarisatieperiode 2015.

3.2.3.3 Traject "Dambrug- Spoorbrug b" (palen en wiepen zonder plasbermen)

Figuur 39: Procentueel aandeel van de verschillende verspreidingsstrategieën op het traject Dambrug- Spoorbrug b voor inventarisatieperiode 2005-2006.

Figuur 40: Procentueel aandeel van de verschillende verspreidingsstrategieën op het traject Dambrug- Spoorbrug b voor inventarisatieperiode 2007-2008

Figuur 41: Procentueel aandeel van de verschillende verspreidingsstrategieën op het traject Dambrug- Spoorbrug b voor inventarisatieperiode 2010-2011.

Figuur 42: Procentueel aandeel van de verschillende verspreidingsstrategieën op het traject Dambrug- Spoorbrug b voor inventarisatieperiode 2013-2014.

Figuur 43: Procentueel aandeel van de verschillende verspreidingsstrategieën op het traject Dambrug- Spoorbrug b voor inventarisatieperiode 2015.

Bij de aanleg van nieuwe plasbermen en de herprofilering van de oevers zal de ontwikkeling van soortenrijke oevergemeenschappen en welke soorten er zich zullen vestigen afhankelijk zijn van onder meer de abiotische eigenschappen van de oevers (hellinggraad), de beschikbaarheid van getransporteerde of aanwezige propagulen in aantal en soortensamenstelling inclusief zaadbank (Boedeltjes *et al.* 2003) en van de samenstelling en abundantie van de nabijgelegen populaties (Zobel *et al.* 1998). In een breder perspectief geeft deze analyse ook het belang aan van een continu riviersysteem voor het behoud van de regionale biodiversiteit, zoals dit nu grotendeels voor de Moervaart geldt. Sluizen en stuwen beletten lange afstandsverspreiding en isoleren individuele riviersegmenten. Zo is de Moervaart immers gescheiden van de benedenloop door de aanwezigheid van een dam in Lokeren en van de Zuidlede door de aanwezigheid van stuwen.

3.2.4 Diversiteit aan groeivormen

Zoals eerder vermeld vormt de diversiteit aan groeivormen een maatstaf voor het ecologisch functioneren van oeverecosystemen. Deze analyse is gebaseerd op verschillende steekproeven over 100m-trajecten van diverse aaneengesloten en homogene vegetatietypen. Bij een aantal steekproeftrajecten was het niet meer mogelijk om de exacte locatie te bepalen. Om geen vertekend beeld te krijgen werden deze trajecten niet meegenomen in de analyse. Tabel 16 geeft een overzicht van het ecologisch functioneren van de verschillende trajecten. De bijhorende diagrammen zijn terug te vinden in Bijlage 4.

Tabel 16: Evaluatie van het goed ecologisch functioneren ter hoogte van de verschillende proeftrajecten volgens criteria van ecologisch functioneren:

4	zeer goed ecologisch functioneren
3	goed ecologisch functioneren
2	matig ecologisch functioneren
1	ontoereikend ecologisch functioneren
0	slecht ecologisch functioneren

Code	Traject	Veg. Type	Evaluatie			
			2005-2006	2007-2008	2010-2011	2015
Dr1	Terwestbrug– Kalvebrug c	ruigte	1	2	-	3
Dr2		ruigte	3	3	-	3
Dg1		grasland	3	3	-	1
Dri1		rietvegetatie	1	2	-	0
Lg1	Dambrug– Spoorbrug b	grasland	1	1	1	2
Og1	Coudenbormbrug- Sinaaibrug LO (deel 2) a	grasland	1	2	-	1
Ori1		rietvegetatie	1	2	-	1
Pg1	Coudenbormbrug- SinaaibrugLO (deel 1) b	grasland	1	1	2	2
Pg2		grasland	1	1	2	1
Pg3		grasland	1	1	2	1
Pg4		grasland	1	1	1	1
Pri1		rietvegetatie	1	1	1	1
Pri2		rietvegetatie	1	1	1	1
Rn1	Sinaaibrug- Kanaal van Stekene RO	nitrofiële zomen	1	1	1	1
Rn2		nitrofiële zomen	2	2	2	2
Rn3		nitrofiële zomen	1	2	2	1
Rn4		nitrofiële zomen	1	1	1	2
Rn5		nitrofiële zomen	1	2	2	1
Xm1	Pieter Heydensveer- Daknambrug LO	moerasvegetatie	2	1	1	1
Xm2		moerasvegetatie	1	1	1	1
Xri1		rietvegetatie	1	1	1	2
Xri2		rietvegetatie	1	1	1	1
Zm1	Pieter Heydensveer- Daknambrug- RO	moerasvegetatie	1	2	1	1
Zm2		moerasvegetatie	1	1	1	1
Zri1		rietvegetatie	1	0	1	1
Zri2		rietvegetatie	1	1	1	0

Globaal gezien is het ecologisch functioneren van de verschillende trajecten niet verbeterd ten opzichte van eerdere inventarisaties. Sommige trajecten gaan er op vooruit, zoals de grazige oevers ter hoogte van “Dambrug- Suikerfabriek d”. Andere trajecten gaan er op achteruit zoals de grazige oevers van het traject “Coudenbormbrug- Sinaaibrug LO”. Op het traject “Terwestbrug- Kalvebrug c” is er een verbetering van de ruige oevers maar gaan de grazige- en rietoevers achteruit. De ruige oevers van dit traject krijgen de beste score (3, goed ecologisch functioneren) met soorten zoals zwarte els, sterrekroos, koninginnenkruid, hoge cyperzegge en gele lis. Rekening houdende met de karakteristieken van de oevers, de oeververdediging en de breedte van de plasbermen zal men niet overal kunnen verwachten dat een goed ecologisch functioneren bereikt wordt. Andere NTMB-oevers zoals palen met wiepen zonder plasbermen bezitten onvoldoende gradiënten om een belangrijk deel van de groeivormen te bezitten. Het ontbreken van een geleidelijke overgang van land naar water vormt hierbij een belangrijk knelpunt. Bepaalde groeivormen zoals de riccieliden en vallisneriden bezitten een bijzonder klein aantal vertegenwoordigers waardoor het niet vanzelfsprekend is om tot het maximaal aantal groeivormen te komen in het bijzonder wanneer er geen populaties van deze soorten in de omgeving aanwezig zijn. De ecologische vereisten van bepaalde vertegenwoordigers uit deze groepen, zoals drijvende waterweegbree en drijvende egelskop, bezitten ecologische vereisten die niet verenigbaar zijn met de abiotische kenmerken van de Moervaart, zoals respectievelijk de zuurtegraad van het water en de voedselrijkdom.

3.3 Evolutie van vegetatie op kokosrollen zonder vooroeverconstructie

De trajecten met kokosrollen kunnen onderverdeeld worden in twee verschillende types (Tabel 17). Enerzijds zijn er de kokosrollen met breuksteen en schanskorfmatrassen (Tabel 18) en anderzijds de kokosrollen op schanskorven (Tabel 19). Voor ieder traject werd het bedekkingspercentage van de planten langs de kokosrol/waterlijn berekend en het aandeel typische soorten bepaald.

Tabel 17: Overzicht van de NTMB-oever met kokosrollen op schanskorven en oevers met kokosrollen, breuksteen en schanskorven.

Traject	Type	Realisatie (jaar)
Overledebrug- Gent	breuksteen, schanskorfmatrassen en kokosrollen	2001
Terwestbrug- Kalvebrug b LO	breuksteen, schanskorfmatrassen en kokosrollen	2005
Zwaaikom- Terwestbrug a	breuksteen, schanskorfmatrassen en kokosrollen	2005
Zwaaikom- Terwestbrug b	kokosrollen op schanskorven	2005
Sinaaibrug- Kanaal van Stekene b LO	breuksteen, schanskorfmatrassen en kokosrollen	2004
Sinaaibrug- Pieter Heydensveer RO	breuksteen, schanskorfmatrassen en kokosrollen	2000
Sinaaibrug- Pieter Heydensveer a LO	breuksteen, schanskorfmatrassen en kokosrollen	2002
Sinaaibrug- Pieter Heydensveer b LO	breuksteen, schanskorfmatrassen en kokosrollen	2002
Overledebrug- Kalvebrug LO	kokosrollen op schanskorven	2001
Spoorbrug- zwaaikom b LO	kokosrollen op schanskorven	2005
Spletterenbrug-Zuidlede	kokosrollen op schanskorven	2002

Tabel 18: Bedekking en aandeel typische soorten van NTMB-oeveren met breuksteen, schanskorfmatrassen en kokosrollen.

<i>Traject</i>	<i>Bedekking (%)</i>					<i>Aandeel typische soorten (%)</i>				
	2005-2006	2007-2008	2010-2011	2013-2014	2015	2005-2006	2007-2008	2010-2011	2013-2014	2015
Overledebrug- Gent	100	100	100	-	100	87	86	85	-	87
Terwestbrug- Kalvebrug b LO	49	57	64	67	100	41	49	60	61	78
Zwaaiikom- Terwestbrug a	31	45	49	63	78	27	42	47	57	77
Sinaaibrug- Kanaal van Stekene LO	91	97	99	-	97	84	70	77	-	96
Sinaaibrug- Pieter Heydensveer RO	100	99	99	-	99	93	96	99	-	92
Sinaaibrug- Pieter Heydensveer a LO	52	100	100	-	100	94	100	100	-	100
Sinaaibrug- Pieter Heydensveer b LO	100	100	100	-	100	98	99	100	-	84

Tabel 19: Bedekking en aandeel typische soorten van NTMB-oeveren met kokosrollen op schanskorven.

<i>Traject</i>	<i>Bedekking (%)</i>					<i>Aandeel typische soorten (%)</i>				
	2005-2006	2007-2008	2010-2011	2013-2014	2015	2005-2006	2007-2008	2010-2011	2013-2014	2015
Overledebrug- Kalvebrug LO	30	44	38	-	91	28	43	37	-	78
Zwaaiikom- Terwestbrug b	33	6	4	14	24	33	6	4	12	14
Spoorbrug- zwaaiikom b LO	86	80	67	-	32	76	78	64	-	31
Spletterenbrug-Zuidlede	51	48	39	34	40	49	45	38	31	24

De trajecten waar het NTMB-type “oever met kokosrollen, breuksteen en schanskorfmatrassen” werd aangelegd zijn op vlak van bedekking en aandeel typische soorten zeer succesvol. De bedekking neemt toe bij iedere inventarisatieperiode en op verschillende trajecten wordt een bedekking van 100% bereikt. Ook het aandeel typische soorten neemt toe of stabiliseert, met uitzondering van het traject “Sinaaibrug- Pieter Heydensveer b LO” waar een terugval is. Bij het traject “Terwestbrug- Kalvebrug b LO” zijn in 2015 de (intussen gedegradeerde) kokosrollen 100 percent bedekt, met een aandeel van 78 % typische soorten (Foto 20). Over alle trajecten heen varieert de bedekking tussen 78 % tot 100%. Het aandeel typische soorten varieert tussen 77 % en 100 %.

Foto 20: Traject Terwestbrug- Kalvebrug b LO met kokosrollen, breuksteen en schanskorfmatrassen. De linkeroever (rechts op foto) is volledig bedekt met vegetatie, waarvan 78 % typische oeversoorten. Foto genomen april 2016.

Het NTMB-type “kokosrollen op schanskorven” is minder succesvol en op sommige locaties zelfs volledig mislukt. De oorzaken voor het falen heeft onder andere te maken met de stabiliteit van de constructie. Op sommige plaatsen zijn de kokosrollen gekanteld of zijn ze weggespoeld zoals op het traject “Spletterenbrug-Zuidlede”. Op het traject “Zwaaiikom- Terwestbrug b” zijn de stenen in de schanskorven verzakt (Foto 21). Vanwege de steile overgang (90°) van de rivier naar de oever is het moeilijk voor propagulen om zich te vestigen op de oever. De ontwikkeling van een natuurlijke oeververdediging is hier dan ook sterk afhankelijk van de vegetatie die zich vanuit de kokosrollen ontwikkelt. De typische oeversoorten die zich op de overgebleven kokosrollen hebben gevestigd zijn voornamelijk moeraszegge, kleine lisdodde en grote egelskop. Er zijn enkele locaties waar het NTMB-type zich goed ontwikkeld heeft (Foto 22) zoals op het traject “Kalvebrug- Overledebrug (LO)”.

Foto 21: Minder succesvol deel van het NTMB-type “kokosrollen op schanskorven” op het traject “Zwaaikom- Terwestbrug b”. De stenen in de schanskorven lijken verzakt. Foto genomen april 2016.

Foto 22: Succesvolle NTMB-oever met kokosrollen op schanskorven. Rechts: oeverzegge op het traject “Zwaaikom- Terwestbrug b”. Opmerkelijk is de abrupte overgang naar de NTMB met palen, wiepen en plasbermen. Links: moeraszegge op het traject “Overledebrug- Kalvebrug LO”. Foto’s genomen april 2016.

3.4 Evolutie van vegetatie op trajecten met kokosvezelmatten

Door een andere manier van inventarisatie kunnen de gegevens van de trajecten met kokosvezelmatten (22 en 23) niet weergegeven worden volgens een bepaalde afstand ten opzichte van de waterlijn. Om toch inzicht te verkrijgen in de evolutie van de verschillende trajecten werd per traject en per opnameperiode (2006-2014) het totaal aantal geïnventariseerde soorten ingedeeld volgens de drie verschillende ecologische groepen. In 2015 werden opnames uitgevoerd om de meter langsheen de waterlijn. Hierdoor kan er ook een actueel beeld gevormd worden van de bedekking en het aandeel typische soorten langsheen de waterlijn.

Figuur 44: Traject 22 (kort, helling 8/4), aantal waargenomen soorten over het hele traject.

Figuur 45: Traject 22 (lang, helling 4/4), aantal waargenomen soorten over het hele traject.

Figuur 46: Traject 23 (kort, helling 4/4), aantal waargenomen soorten over het hele traject.

Figuur 47 : Traject 23 (lang, helling 4/4 en 8/4), aantal waargenomen soorten over het hele traject.

Tabel 20: Bedekking en ecologische soortengroepen van de trajecten met kokosvezelmatten in 2015.

Traject	Bedekking (%)	Typische soorten (%)	Facultatieve soorten (%)	Andere soorten (%)
22_kort (8/4)	79	32	3	44
22_lang (4/4)	68	34	0	34
23_kort (8/4)	88	47	4	37
23_lang (8/4 en 4/4)	88	47	4	37

Op traject 22 (zowel kort als lang) is er een gestage toename of zelfs afname van het aandeel typische soorten (Figuur 44 en Figuur 45). Tijdens de inventarisatie van 2015 (Tabel 20) werd langsheen de oever op het korte traject een bedekking van 79 % waargenomen waarvan 32 % typische soorten. Op het lange traject werd een bedekking van 68 % waargenomen met een aandeel van 34 % typische soorten. Facultatieve oeversoorten komen op beide trajecten zeer weinig voor (resp. 3 % en 0 %).

Op traject 23 is er een toename van het aantal typische oeversoorten met de tijd (Figuur 46 en Figuur 47). Enkel op het korte traject is er geen verandering meer in 2010 ten opzichte van 2008 (Figuur 46). In de inventarisatieperiode 2015 werd langsheen de oever zowel op het korte als op het lange traject een bedekking van 88 % waargenomen waarvan 47 % typische soorten (Tabel 20). Ook hier zijn bijna geen facultatieve soorten aanwezig (4 % voor beide trajecten). In tegenstelling tot traject 22 is de ecologische soortengroep van typische soorten hier wel de grootste vertegenwoordiger van de vegetatie langsheen de waterlijn.

3.5 Broedvogels

Het overgrote deel van broedvogels behoort tot de groep van de watervogels of moeras- en rietvogels. Tabel 21 geeft een overzicht van de waargenomen broedvogels tijdens de tellingen.

Tabel 21: Inventarisatie van de broedvogels langs de NTMB-oever gedurende het broedseizoen 2015. Van de soorten uit 2010 werden enkel degenen vermeld die ook in 2015 zijn waargenomen.

Soortgroep	Soort	Locatie	Aantal 2010	Aantal 2015
Watervogels	fuut	Kalvebrug-Terwestbrug, Pieter Heydensveer-Daknambrug	8	2
	meerkooit	Overledebrug- Gent, Kalvebrug-Terwestbrug, Terwestbrug-Dambrug, Kanaal van Stekene-Sinaaibrug, Sinaaibrug-Pieter Heydensveer, Pieter Heydensveer-Daknambrug, Daknambrug-Heirbaanbrug, Heirbaanbrug-Lokeren	42	27
	waterhoen	Overledebrug- Gent, Terwestbrug -Kalvebrug, Kanaal van Stekene-Sinaaibrug, Sinaaibrug-Pieter Heydensveer, Pieter Heydensveer-Daknambrug, Daknambrug-Heirbaanbrug	31	18
	wilde eend	Overledebrug- Gent, Kanaal van Stekene-Sinaaibrug Sinaaibrug-Pieter Heydensveer, Pieter Heydensveer-Daknambrug, Heirbaanbrug-Lokeren	34	14
	Canadese gans	Sinaaibrug-Pieter Heydensveer	/	2
Moerasvogels	kleine karekiet	Kalvebrug-Terwestbrug, Coudenbormbrug-Kanaal van Stekene, Sinaaibrug-Pieter Heydensveer, Pieter Heydensveer-Daknambrug, Daknambrug-Heirbaanbrug	28	20
	rietzanger	Pieter Heydensveer-Daknambrug	/	2

ijsvogel	Kanaal van Stekene-Sinaaibrug, Pieter Heydensveer- / Daknambrug, Daknambrug-Heirbaanbrug	2	
blauwborst	Coudenbormbrug-Kanaal van Stekene, Kanaal van Stekene-Sinaaibrug, Sinaaibrug-Pieter Heydensveer	2	3
Struweelvogels	winterkoning Coudenbormbrug-Kanaal van Stekene	8	1

Watervogels zijn direct afhankelijk van het water. Ze broeden aan de waterkant, in de oevervegetatie van rivieren, beken of kleinere waterlopen en vijvers. Langs de Moervaart worden voornamelijk meerkoet, waterhoen en wilde eend aangetroffen. Ze hebben zich aangepast aan de structuur van de smalle oevers en maken handig gebruik van kunstmatige hulpmiddelen om hun nest te bouwen (Foto 23). Canadese gans en fuut komen in kleinere aantallen voor. In vergelijking met de inventarisatie van 2010 is er een terugval in watervogels. Een mogelijk oorzaak is de drastische wijziging van de terreinen ten zuiden van de voormalige suikerfabriek. Na de stopzetting van de suikerproductie werden onder meer twee grote waterreservoirs (26 ha) genivelleerd waardoor deze niet meer geschikt zijn voor watervogels (Verstraeten *et al.* 2011). Door het verdwijnen dit broedgebied is de kans op waarnemingen langsheen de Moervaart mogelijks afgenomen. Volgende in 2010 waargenomen broedparen langs de Moervaart werden tijdens de inventarisatie van 2015 niet waargenomen: slobbeend (2), krakeend (4) en bergeend (1)

Een andere categorie broedvogels zijn de moerasvogels langsheen de Moervaart. De meest voorkomende van deze categorie is heden de kleine karekiet. Dit is een typische soort van zowel zoet als brakke rietmoerassen op voorwaarde dat er stevig overjaars riet aanwezig is. In mindere mate werden blauwborst, rietzanger en ijsvogel aangetroffen. De twee laatstgenoemde soorten werden tijdens de inventarisatierondes van 2005, 2006 en 2010 niet waargenomen. Bosrietzanger (9) werd in 2010 waargenomen maar niet meer in 2015.

Wanneer het broedvogelbestand over de gehele inventarisatieperiode bekeken wordt, is er geen noemenswaardige evolutie terug te vinden. De aanwezigheid van moerasvogels lijkt wel toe te nemen in de inventarisatierondes van 2010 en 2015. Vanwege het grote interval tussen de opnameperiodes is echter het niet mogelijk om deze trend te bevestigen.

Foto 23: Nest van meerkoet ter hoogte van het traject Terwestbrug- Kalvebrug.

3.6 Opvolging van aandachtsoorten

3.6.1 Grote waternavel

Op alle trajecten waar grote waternavel eerder werd waargenomen, neemt het aandeel van de soort af, soms zelfs op zeer drastische wijze (bv. de trajecten Dambrug- Spoorbrug b, Dambrug- Spoorbrug a, Coudenbormbrug-Sinaaibrug LO, Sinaaibrug- Kanaal van Stekene RO (Tabel 22)). Uit deze cijfers blijkt duidelijk dat de aanpak voor de bestrijding van grote waternavel uitgevoerd door W&Z, zijn vruchten afwerpt. In 2015 werd er tijdens de inventarisatie nog op twee trajecten grote waternavel waargenomen. Lange termijn monitoringsstudies hebben aangetoond dat veranderingen in de beschikbaarheid van nutriënten een sleutelrol speelt bij het onder controle houden van invasieve soorten (Davis *et al.* 2000). Indien de voedselrijkdom van het systeem wijzigt, zoals bv. het verbeteren van de waterkwaliteit, zal empirisch en op lange termijn kunnen vastgesteld worden dat ook dit een invloed heeft op de verspreiding en ontwikkeling van grote waternavel. Bij de VMM werden de waterkwaliteitsgegevens van twee meetpunten (ter hoogte van de Coudenbormbrug (figuren 48, 49, 50 en 51) en de Dambrug (figuren 52, 53, 54 en 55) opgevraagd. Er gebeurde een opvolging van nutriënten (stikstof-, en fosforcomponenten), O₂-gerelateerde analyses, zwevende stof, pH en conductiviteit (EC 20). Uit deze gegevens blijkt dat al van voor de opvolging van de NTMB-oever in 2005, de waterkwaliteit verbetert. Er treedt een vermindering van de voor de soort beschikbare nitraten en fosfaten, de opgeloste zuurstof neemt toe en de concentratie aan zwevende stoffen neemt af. Ter illustratie worden de grafieken voor een aantal locaties ter hoogte van de NTMB-oever weergegeven (Figuur 48 - Figuur 55). De verbetering van de waterkwaliteit in de Moervaart valt momenteel niet te relateren tot de ontwikkeling van grote waternavel omdat het (manueel) verwijderen van grote waternavel een dominantere rol speelt in het terugdringen van de populatie. In 2015 werd het nazorgtraject i.v.m. grote waternavel manueel uitgevoerd door de rattenvangers van de VMM. Hierbij werden over de gehele Moervaart 238 locaties met grote waternavel opgeruimd. In totaal werden hier 20,8 manuren aan besteed (schriftelijke mededeling W&Z 2016). De komende jaren is nazorg volgens dezelfde methodiek gepland (W&Z 2016).

Tabel 22: Trajecten waar tijdens minstens één inventarisatieperiode grote waternavel werd waargenomen.

Locatie	Aantal periode 2005/2006	transsecten	%	Aantal periode 2007/2008	transsecten	%	Aantal periode 2010/2011	transsecten	%	Aantal periode 2015	transsecten	%
Terwestbrug- Kalvebrug a LO	3	7		23	59		Geen inventarisatie	3	7			
Terwestbrug- Kalvebrug b LO	3	4		63	81		Geen inventarisatie	0	0			
Terwestbrug- Kalvebrug c LO	6	1		167	16		Geen inventarisatie	0	0			
Terwestbrug- Kalvebrug d LO	0	0		2	2		2	2	2			
Dambrug- Spoorbrug b	0	0		238	83		2	1	3		1	
Coudenbormbrug- Sinaaibrug deel 2	0	0		277	27		44	4	0		0	
Sinaaibrug- Kanaal van Stekene RO	23	2		178	12		75	5	0		0	
Pieter Heydensveer- Daknambrug LO	0	0		9	1		0	0	0		0	
Pieter Heydensveer- Daknambrug RO	0	0		2	0		2	0	0		0	
Sinaaibrug- Kanaal van Stekene a LO	0	0		27	2		0	0	0		0

Figuur 48: Concentratie nitrieten en nitraten ter hoogte van de Coudenbormbrug van 1989 tot 2015 (268 metingen, maandelijkse meting). (Geoloket water, VMM).

Figuur 49: Concentratie ammonium en plantbeschikbare stikstof (Kjeldall N) ter hoogte van de Coudenbormbrug van 1989 tot 2015 (resp. 279 en 206 metingen, ± maandelijkse meting). (Geoloket water, VMM).

Figuur 50: Conductiviteit en pH ter hoogte van de Coudenbormbrug van 1989 tot 2015 (291 metingen, maandelijkse meting). (Geoloket water, VMM)

Figuur 51: Concentratie zwevende stof (mg/l, rechteras) en zuurstof (mg/l, linkeras) ter hoogte van de Coudenbormbrug van 1989 tot 2015. (resp. 228 en 296 metingen, ± maandelijkse metingen, Geoloket water, VMM).

Figuur 52: Concentratie nitrieten en nitraten ter hoogte van de Dambrug van 1999 tot 2014 (149 metingen, maandelijkse meting). (Geoloket water, VMM)

Figuur 53: Concentratie ammonium en plantbeschikbare stikstof (Kjeldall N) ter hoogte van de Dambrug van 1999 tot 2014 (149 metingen, maandelijkse meting). (Geoloket water, VMM)

Figuur 54: Conductiviteit (µS/cm, linkeras) en pH (rechteras) ter hoogte van de Dambrug van 1999 tot 2014 (171 metingen, maandelijkse meting). (Geoloket water, VMM)

Figuur 55: Concentratie zwevende stof (mg/l, rechteras) en zuurstof (mg/l linker as) ter hoogte van de Dambrug van 1999 tot 2014 (171 metingen, maandelijkse meting). (Geoloket water, VMM)

3.6.2 Japanse duizendknoop

De populatie Japanse duizendknoop blijft in 2015 stabiel met uitzondering van de trajecten tussen de Terwestbrug en de Kalvebrug. Hier worden zowel positieve resultaten geboekt (Terwestbrug-Kalvebrug a LO) als negatieve resultaten (Terwestbrug-Kalvebrug e LO) (Tabel 23). Ook op de trajecten waar om de meter geïnventariseerd werd, werd Japanse duizendknoop hoger op de oever aangetroffen. Omdat de inventarisatie hier enkel langs de waterlijn gebeurd is dit echter niet op te merken in de dataset. Een verdere opvolging van deze trajecten is zeker aangewezen.

Foto 24: Jonge scheuten Japanse duizendknoop langs het traject "Terwestbrug- Kalvebrug c" in het voorjaar van 2016.

Tabel 23: Evolutie van het voorkomen van Japanse duizendknoop langs de NTMB-oeveren van de Moervaart. Op de locaties waar geen constructie gespecificeerd is, gaat het om palen en wiepen. *Bij deze trajecten werd in 2015 enkel de waterlijn opgenomen i.p.v. het hele transect. Hierdoor is het niet mogelijk om voor dit traject een uitspraak te doen.

Locatie	2005-2006		2007-2008		2010-2011		2015	
	Aantal transecten	%	Aantal transecten	%	Aantal transecten	%	Aantal transecten	%
Coudenbormbrug- Sinaaibrug deel 1	2	1	1	0	0	0	0	0
Coudenbormbrug- Sinaaibrug deel 2	3	0	7	1	8	1	2	0
Heirbaanbrug- Daknambrug RO	1	0	0	0	0	0	0	0
Heirbaanbrug- Lokeren LO	11	2	8	2	8	2	9*	2*
Terwestbrug- Kalvebrug e LO	0	0	67	6	28	3	104	10
Terwestbrug- Kalvebrug c LO	200	23	232	26	Geen inventarisatie		197	22
Terwestbrug- Kalvebrug d LO	38	63	41	68	43	72	5*	8*

4 Adviezen met betrekking tot inrichting en beheer

Om een optimale inrichting en ontwikkeling van ecologische oevers langs de Moervaart te garanderen, kunnen volgende aanbevelingen worden gegeven:

4.1 Inrichtingsmaatregelen

De meest gunstige ecologische condities in een riviersysteem worden bereikt wanneer er een natuurlijke dynamiek aanwezig is. Typische kenmerken zijn meandering, holle en bolle oevers, en sedimentatie- en erosieprocessen. Deze eigenschappen zorgen voor een hoge structuurvariatie en diversiteit. Waar nodig kan natuurtechnische milieubouw aangewend worden om de oever verschillende functies te laten vervullen (CUR 1999a);

- De oeverzones die beschermd worden tegen bodemcompactie, vertrapping en vraat door vee, zijn minder onderhevig aan degradatie. Dit kan worden gerealiseerd door de afrastering op enige meters landinwaarts te plaatsen. Hierdoor ontwikkelt zich een geleidelijke overgang in de oeverbegroeiing (de Kwaadsteniet 1990). De problematiek is het meest acuut tussen het Pieter Heydensveer en de Spletterenbrug (RO) en stroomafwaarts de Heirbaanbrug (RO);
- Indien in de oeverzones aanplantingen gebeuren is het aanbevolen om streekeigen materiaal te gebruiken. Deze zijn namelijk aangepast aan de lokale situatie en bovendien worden de erfelijke eigenschappen van de nog aanwezige soorten in de omgeving het minst verstoord. Als plantmateriaal van elders wordt gebruikt, ontstaat zelfs het gevaar dat het oorspronkelijk type wordt verdrongen (de Kwaadsteniet 1990);
- Om een verband te kunnen leggen tussen golfslag en de ontwikkeling van oevervegetaties is er nood aan modellering van de kenmerken van de aangebrachte wiepenconstructies waarbij men rekening houdt met verschillende abiotische parameters die dergelijke constructies kunnen beïnvloeden. Bij de aanleg van nieuwe plasbermen is het wenselijk om vooraf de optimale hoogte van de wiepen te bepalen d.m.v. modellering (Waterbouwkundig Laboratorium, MOW). Volgende gegevens zijn hierbij gewenst:
 - het dwarsprofiel van de Moervaart;
 - het debiet;
 - scheepstypen die de Moervaart bevaren;
 - scheepskarakteristieken (tonnenmaat, lengte, breedte, diepgang, motorvermogen, afmetingen schroef);
 - scheepvaartfrequentie.
- Bij heraanleg van plasbermen op plaatsen waar de verdedigingsconstructie beschadigd is, kan geopteerd worden voor de aanleg van rietkragen met een tijdelijke verdedigende constructie. Om te vermijden dat de wiepen binnen het jaar al kunnen verdwijnen door golfslag dienen de paalkoppen diep genoeg te worden geplaatst (ca. 3 m onder het waterbodemniveau) waarbij de staaldraden sterk genoeg aangespannen zijn om het loskomen van de wiepen te voorkomen (CUR 1999b);

- Bij tijdelijke verdedigende constructies tegen golfslag, zoals palen en wiepen, dienen de palen op langere termijn gehandhaafd te blijven. Ondanks het feit dat de oevervegetatie de bescherming tegen golfslag op termijn van de NTMB overneemt kunnen boten de oeverzone nog steeds invaren indien de palen worden verwijderd (Foto 25);

Foto 25: Palen dienen de oevervegetatie te beschermen tegen het invaren van boten.

Bij aanleg van nieuwe oevers kan er aandacht besteed worden aan een geleidelijke overgang tussen water en land door voldoende ruimte te creëren voor oevers. Een oever met een hoge ecologische waarde heeft een zeer flauw oplopend talud met een gradiënt van open water tot 1 à 1,5 m diep naar moerassige zones, struwelen en moerasbos. De oever kan al dan niet van de vaarroute afgescheiden worden door een verdedigingsconstructie. In een situatie met te weinig ruimte kan een plasberm een oplossing bieden. De natte strook dient wel minimaal 5 m te bedragen en plasbermen met een flauw talud tot 1 à 1,5 m diepte verdienen de voorkeur. Ze groeien minder snel dicht en kunnen meer ecologische functies vervullen (CUR 1999a). Een andere optie is een getrapt profiel waar een horizontaal banket ter hoogte van de waterlijn voorzien wordt. Deze oeverprofilering neemt minder ruimte in dan een flauw hellende oever en heeft toch ook potenties voor diversiteit van de natuur die zich ontwikkelt in deze natte milieus. Deze profilering is minder erosiegevoelig dan een flauw hellend profiel. Onderaan het profiel kan een teenversteviging voorzien worden (Claus & Janssens 1994).

Wanneer weinig ruimte beschikbaar is voor de aanleg van plasbermen zal dit leiden tot een minder waardevol ecologisch systeem. Voor de Moervaart zal de beschikbare ruimte voor de aanleg van een plasberm vaak het grote knelpunt zijn. Eventuele mogelijkheden kunnen

gezocht worden in het landinwaarts creëren van ruimte. Indien geen alternatieven voorhanden zijn, verdienen bij de aanleg doorgroeibare materialen steeds de voorkeur (CUR 1999a);

Riet- en biezenoevers hebben vaak een rijke vogelstand en zijn ook van belang voor diverse groepen insecten. Verhoute stengels en overjarige planten vormen waardevolle leefgebieden. Vanaf breedtes van twee meter neemt de ecologische waarde van rietkragen sterk toe (CUR 1999a). Er dient wel rekening mee gehouden dat het alleen toepassen van rietoevers op termijn kan leiden tot een beperkte ecologische meerwaarde ten opzichte van andere begroeide oevers, zoals bv. oevers met diverse moerasplanten zoals grote egelskop, liesgras, gele lis, grote waterweegbree, gele waterkers, grote kattenstaart en zeggen (CUR 1999a). De mogelijkheden van riet als oeverbescherming langs gekanaliseerde rivieren blijkt aan beperkingen onderhevig. Ontwikkelingen in de scheepvaart (toename vaarintensiteit en motorvermogen) hebben ertoe geleid dat rietbegroeiing in kwaliteit en kwantiteit achteruitgang of geheel verdween en zich alleen op de minst intensief bevaren trajecten kon handhaven. Naast de intensiteit van de scheepvaart speelt ook de vaarsnelheid en de hieraan gekoppelde waterbeweging een belangrijke rol bij de aantasting van de oever(vegetatie), met name in gebieden met veel recreatievaart. In deze gebieden kan ook het smalle vaarwegprofiel in combinatie met intensieve scheepvaart oorzaak zijn van aantasting van oevers (Bakker 1986);

Ondanks dat spontane kolonisatie de voorkeur geniet, dient bij aanplantingen de voorkeur gegeven te worden aan plantensoorten met oeverbeschermende kwaliteiten: riet, grote en kleine lisdodde, mattenbies, kalmoes, grote egelskop, gele lis, oeverzegge en moeraszegge (de Kwaadsteniet 1990; De Vlieger 1996).

4.2 Beheermaatregelen

Wat betreft oeverbeheer kunnen grazige bermen regelmatig gemaaid worden (1-maal per jaar na 15 juni). Een tweede maaibeurt wordt bij voorkeur uitgevoerd na 15 september. Het maaisel moet binnen de 10 dagen na het maaien worden verwijderd (cf. Bermbesluit, B.V.R. 27/06/84).

Natuurvriendelijke oevers kan men de eerste jaren best spontaan laten ontwikkelen (Besteman *et al.* 2001). Waterriet wordt best niet gemaaid. Voor landriet is het aangewezen om rietoevers eens in de 2-3 jaar te maaien en het maaisel af te voeren voor het behoud van een vitale populatie. Het verdient de voorkeur om gefaseerd in de ruimte te maaien, waarbij er ieder jaar schuilgelegenheid voor dieren behouden blijft. Het maaien wordt best over verschillende dagen gespreid in de periode van december tot maart, voor het broedseizoen. Het riet wordt zo laag mogelijk afgezet maar wel boven het maximaal verwachte waterpeil om te voorkomen dat de planten verrotten (CUR 1999a; De Vlieger 1996). Niet maaien is af te raden bij rietoevers die golfslag ondergaan en niet kunnen uitbreiden in de richting van het water. Door het opstapelen van slib en organisch materiaal tussen het riet zal er een geleidelijke verlanding en verruiging van de rietzone optreden. Vanaf de landzijde wordt de strook met een stevige begroeiing van riet steeds smaller. Afkalving is dan het gevolg. Indien het riet echter kan uitbreiden in de richting van het water dan kan er beter niet ingegrepen worden in het verlandingsproces (de Kwaadsteniet 1990).

Exotenbestrijding kan het best geschieden in overleg met andere waterbeheerders, in het bijzonder wat betreft de expansie van grote waternavel (Foto 26). Vanuit de oeverlijn ontwikkelt deze soort naar alle kanten uitlopers, die maximaal een meter het land opkruipen maar zich over het water vrijwel onbeperkt kunnen uitbreiden. Op deze manier kunnen zich snel “waternavel-matten” ontwikkelen, waarbij de inheemse vegetatie praktisch volledig wordt verdrongen. Grote waternavel kan zich ook heel gemakkelijk vegetatief vermeerderen. Dit betekent dat elk afgebroken stukje dat op de bodem terechtkomt een nieuwe plant vormt. Bovendien wordt de groei bevorderd door hoge gehalten aan voedingsstoffen, een situatie die zich in de meeste van de Vlaamse waterlopen voordoet. De explosieve ontwikkeling van grote waternavel kan de doorstroming van het water ernstig belemmeren en de gemalen verstopen, waardoor er lokaal wateroverlast zou kunnen optreden. Bij het verwijderen van deze “waternavel-matten” is het aangeraden om een machinale verwijdering te combineren met een manuele aanpak, waarbij kleinere pakketten eveneens uit het water gevestig kunnen worden. Grote waternavel zou hierdoor ook tussen de oever en de wiepenconstructie weggehaald kunnen worden. De combinatie van een machinale en manuele verwijdering laat echter niet toe om alle fragmenten te verwijderen. Deze methode heeft echter het voordeel om de populatie zodanig terug te dringen aangezien er voor de soort langere periodes vereist zijn om drijvende matten te vormen.

Foto 26: Waternavel-matten stroomafwaarts de Sinaaibrug (ondertussen verwijderd).

Het zwerfvuil dient regelmatig verwijderd te worden (Aanen *et al.* 1990). Golven slaan het drijfvuil telkens tegen oeverplanten aan, waardoor stengels kunnen omknikken. Het biedt tevens geen esthetische aanblik (de Kwaadsteniet 1990). Problemen met grote vrachten zwerfvuil werden tijdens de laatste inventarisatie niet meer waargenomen op de Moervaart.

Het aanmeren van boten buiten de aanlegsteigers veroorzaakt slijtage op het aangebrachte materiaal zoals op de kokosrollen die op schanskorven werden aangebracht. Deze praktijken zouden dus verboden moeten worden (Foto 27).

Foto 27: Aangemeerde boot tegen de kokosrollen ter hoogte van de Spletterenbrug

Het niet respecteren van de vaarsnelheid veroorzaakt een toename van de golfslag met het beschadigen van de oevers tot gevolg. Deze praktijken dienen eveneens verboden te worden.

Foto 28: Snelvaart op de Moervaart.

Ondanks het feit dat er door W&Z geen bestrijdingsmiddelen gebruikt worden, is er een gebrek aan toezicht op het verbod van pesticidengebruik langs de oevers. Het handhaven van artikel 10§1 van het decreet integraal waterbeheer dringt zich dan ook op. Dit artikel bepaalt:

§ 1. Indien de oeverzone enkel de taluds omvat gelden ten minsten de volgende bepalingen:

1° elke vorm van bemesting is verboden, met uitzondering van bemesting door rechtstreekse uitscheiding bij begrazing. Indien de oeverzone enkel de taluds omvat, is elke vorm van bemesting, met uitzondering van bemesting door rechtstreekse uitscheiding bij begrazing verboden binnen:

- a) vijf meter landinwaarts vanaf de bovenste rand van het talud van het oppervlaktewaterlichaam;
- b) tien meter landinwaarts vanaf de bovenste rand van het talud van het oppervlaktewaterlichaam in het Vlaams Ecologisch Netwerk;
- c) tien meter landinwaarts vanaf de bovenste rand van het talud van het oppervlaktewaterlichaam indien een helling grenst aan het oppervlaktewaterlichaam;

2° het gebruik van pesticiden als vermeld in artikel 3, van het decreet van 8 februari 2013 houdende duurzaam gebruik van pesticiden in het Vlaamse Gewest, is verboden in de oeverzone en binnen een meter landinwaarts vanaf de bovenste rand van het talud van het oppervlaktewaterlichaam. Van dat verbod kan worden afgeweken in de gevallen, vermeld in artikel 7, eerste lid, 1°, van het voormelde decreet, en volgens de procedures, vastgesteld ter uitvoering van dat decreet;

3° grondbewerkingen zijn verboden binnen een meter landinwaarts vanaf de bovenste rand van het talud van een oppervlaktewaterlichaam. De grondbewerkingen, uitgevoerd vanaf een meter landinwaarts vanaf de bovenste

rand van het talud, moeten beantwoorden aan de code van goede landbouwpraktijken;

4° er mogen geen nieuwe bovengrondse constructies worden opgericht binnen vijf meter landinwaarts vanaf de bovenste rand van het talud van een oppervlaktewaterlichaam. Met uitzondering van herbouwen als vermeld in artikel 4.1.1, 6°, van de Vlaamse Codex Ruimtelijke Ordening van 15 mei 2009, is het uitvoeren van onderhoudswerken, stabiliteitswerken en het verbouwen van dergelijke constructies als vermeld in artikel 4.1.1, 9°, 11° en 12°, van de voormelde codex, toegestaan, voor zover die handelingen toelaatbaar zijn op basis van de regelgeving inzake ruimtelijke ordening. De voormelde verboden zijn niet van toepassing op constructies die noodzakelijk zijn voor het beheer van het oppervlaktewaterlichaam, voor werkzaamheden van algemeen belang, voor werkzaamheden en constructies die expliciet zijn toegelaten door een ruimtelijk uitvoeringsplan mits zij de functie of de functies van de oeverzone niet onmogelijk maken en voor de constructies die verenigbaar zijn met de functie of de functies van de oeverzone;

5° bij het uitvoeren van de werken, vermeld in punt 4°, andere dan degene die niet zijn gericht op het herstel van de natuurlijke werking van het desbetreffende oppervlaktewaterlichaam, worden bij voorkeur en waar mogelijk de technieken van natuurtechnische milieubouw gehanteerd.

Afwijkingen van het pesticidenverbod zijn dus mogelijk op basis van artikel 7, eerste lid, 1° van het “pesticidendecreet” van 2013. Dat artikel bepaalt dan weer:

§ 1. Van het verbod, vermeld in artikel 6, kan om de volgende redenen worden afgeweken :

1° als er geen afdoende niet-chemische bestrijdingswijzen voorhanden zijn bij :

- a) plagen die een gevaar inhouden voor de mens inzake volksgezondheid of hygiëne;
- b) plagen die een gevaar inhouden voor het milieu, de biodiversiteit of het vee;
- c) situaties die een ernstige bedreiging vormen of kunnen vormen voor de veiligheid van de mens;

Het aanbrengen van bestrijdingsmiddelen, met uitzondering van rodenticiden die worden aangewend in het kader van de rattenverdelging, is verboden. Indien de oeverzone enkel de taluds omvat, is het aanbrengen van bestrijdingsmiddelen verboden binnen een meter landinwaarts vanaf de bovenste rand van het talud van het oppervlaktewaterlichaam.

Niet alleen wordt door pesticidengebruik de chemische belasting in het water verhoogd maar worden de slaagkansen voor oeverontwikkeling en -bescherming beperkt (Vermeersch & Decler 2006; Foto 29).

Foto 29: Gebruik van bestrijdingsmiddelen langs de Moervaart op het traject Dambrug-Kalvebrug

5 Referenties

- Aanen, P., Alberts, W., Bekker, G.J., van Bohemen, H.D., Melman, P.J.M., van der Sluijs, J., Veenbaas, G., Verkaar, H.J. & van de Watering, .F. 1990. Natuurtechniek en waterstaatswerken. Wetenschappelijke mededeling KNNV 1990. Uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging in samenwerking met Dienst Weg- en Waterbouwkunde Rijkswaterstaat.
- Abernethy, B. & Rutherford, I.D. 2000. The effect of riparian tree roots on the mass stability of river banks. *Earth Surface Processes and Landforms*. 25:921-937.
- Administratie Waterwegen en Zeewezen. 2002a. De waterweg en de natuur. Natuurtechnische milieubouw bij AWZ. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap.
- Administratie Waterwegen en Zeewezen. 2002b. Beleidsplan Durme en Moervaart. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap.
- Andrew, M. 2005. Baseline vegetation monitoring for Williams River best practice demonstration project 2005. University of Newcastle. EMGT3090 Work Placement.
- Bakker, J.P., Poschlod, P., Sykstra, R.J., Bekker, R.M. & Thomson, K. 1996. Seed banks and seed dispersal: important topics in restoration ecology. *Acta Bot. Neerl.* 45: 461-490.
- Beeson, C.E. & Doyle, P.F. 1995. Comparison of bank erosion at vegetated and non-vegetated channel bends. *Water Resource Bulletin* 31(6): 983-990.
- Benda, L., Poff, N.L., Miller, D., Dunne, T., Reeves, G., Pess, G. & Pollock, M. 2004. The network dynamics hypothesis: How channel networks structure riverine habitats. *BioScience* 54:413-427.
- Benke, A.C. & Wallace, J.B. 1990. Wood dynamics in coastal plain blackwater streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 47:92-99.
- Besteman, B., Soesbergen, M., & Verhees, C. 2001. Tien jaar natuurvriendelijke oevers en wat is nu het resultaat? – Dienst Weg- en Waterbouwkunde, Delft
- Boedeltje, G., Smolders, A.J.P., Roelofs, J.G.M. & Van Groenendael, J.M. 2001. Constructed shallow zones along navigable canals: vegetation establishment and change in relation to habitat characteristics. *Aquat. Cons.: Mar. Freshwat. Ecosyst.* 11:453-471.
- Boedeltje, G., Bakker, J.P., Bekker, R.M., van Groenendael, J. & Soesbergen, M. 2003. Plant dispersal in a lowland stream in relation to occurrence and three specific life-history traits of the species in the species pool. *J. Ecol.* 91: 855-866.
- Bonnewel, V., Koukkari, W.L. & Pratt, D.C. 1983. Light, oxygen and temperature requirements for *Typha latifolia* seed germination. *Can. J. Bot.* 61: 1330-1336.
- Campbell, B.D., Grime, J.P., Mackey, J.M.L. & Jalili, A. 1991. The quest for a mechanistic understanding of resource competition in plant communities: the role of experiments. *Funct. Ecol.* 5: 241-253.
- Claus, K. & Janssens, L. 1994. Vademecum Natuurtechniek. Inrichting en beheer van waterlopen. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap. Departement Leefmilieu en Infrastructuur.
- Clevering, O.A. 1995. Germination and seedling emergence of *Scirpus lacustris* and *Scirpus maritimus* with special reference to the restoration of wetlands. *Aquatic Bot.* 50: 63-78.

Coops, H & Van der Velde, G. 1995. Seed dispersal, germination and seedling growth of six helophyte species in relation to water-level zonation. *Freshwater Biology* 34(1995):13-20.

Couper, P.R. 2004. Space and time in river bank erosion research: A review. *Area* 36:387-403.

Covich, A.P., Austen, M.C., Barlocher, F., Chauvet, E., Cardinale, B.J., Biles, C.L., Inchausti, P., Dangles, O., Solan, M., Gessner, M.O., Statzner, B. & Moss, B. 2004. The role of biodiversity in the functioning of freshwater and marine benthic ecosystems. *BioScience* 54: 767-775.

Croonquist, M.J. & Brooks, R.P. 1993. Effects of habitat disturbance on bird communities in riparian corridors. *Journal of Soil and Water Conservation* 48:65-70.

Cuperus, R. & Canters, K.J. 1992. Met oevers meer natuur: op zoek naar referentiebeelden en maatregelen voor aanleg, inrichting en beheer van natuurvriendelijke oevers. Centrum voor Milieukunde, Rijksuniversiteit, Leiden.

CUR. Civielttechnisch Centrum Uitvoering Research en Regelgeving. 1999a. Natuurvriendelijke oevers: aanpak en toepassingen. Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat.

CUR. Civielttechnisch Centrum Uitvoering Research en Regelgeving. 1999b. Natuurvriendelijke oevers: belasting en sterkte. Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat.

Davis, M. A., Grime, J. P., & Thompson, K. 2000. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *Journal of ecology*, 88(3), 528-534.

Décamps, H., Planty-Tabacchi, A.M. & Tabacchi, E. 1995. Changes in the hydrological regime and invasions by plant species along riparian systems of the Adour River, France. *Regulated Rivers. Research and Management*, 11:23–33.

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 Samenwerkingsverband 'Asjeblieft... niet in 't Riet!!'. Utrecht.

De Rycke, A. & Decler, K. 2004. Evaluatie van NTMB-projecten langs de Ijzer uitgevoerd door AWZ/WWK. Eindvoorstel monitoringsplan. IN.A.2004.101.

De Vlieger, V. 1996. Studie naar de efficiëntie van aanplantingen in het kader van de aanleg van milieuvriendelijke oevers, eindverslag, Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Instituut voor bosbouw en wildbeheer, Brussel.

Duijn, P. 1994. Meten aan oevervegetaties. Een onderzoek naar het meten van oevervegetaties langs smalle oevers van rijkswateren ten behoeve van het evalueren van natuurvriendelijke oevers. Dienst Weg- en Waterbouwkunde. W-DWW-93-728.

Dupré, C. & Diekmann, M. 1998. Prediction of occurrences of vascular plants in deciduous forests of South Sweden by means of Ellenberg indicator values. *Applied Vegetation Science* 1: 139-150.

Ehrlén, J. & van Groenendael, J.M. 1998. The trade-off between dispersability and longevity: An important aspect of plant species diversity. *Appl. Veg. Sci.* 1: 29-36.

Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulißen, D. 1991. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobot.* 18: 1-248.

Ertsen, A.C.D., Alkemade, J.R.M. & Wassen, M.J. 1998. Calibrating Ellenberg indicator values for moisture, acidity, nutrient availability and salinity in the Netherlands. *Plant Ecology* 135: 113-124.

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

Fischenich, J. C. 2000a. Impacts of Streambank Stabilization Structures. WRAP Report. U.S. Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg, Miss.

Florsheim, J.L., Mount, J.F. & Chin, A. 2008. Bank erosion as a desirable attribute of rivers. *BioScience* 58(6):519-527.

Fraser, L.H. & Keddy, P.A. 2005. Can competitive ability predict structure in experimental plant communities? *J. Veg. Sci.* 16: 571-578.

Giller, P.S. 2005. River restoration: seeking ecological standards. *Journal of Applied Ecology* 42(2):201-207.

Gillilan, S., Boyd, K., Hoitsma, T. & Kauffman, M. 2005. Challenges in developing and implementing ecological standards for geomorphic river restoration projects: a practitioner's response to Palmer *et al.* (2005). *Journal of Applied Ecology* 42(2):223-227.

Grace J.B. & Wetzel, R.G. 1981. Habitat partitioning and competitive displacement in cattails (*Typha*): experimental field studies. *American Naturalist* 118: 463-474.

Graf, W.L., Stromberg, J. & Valentine, B. 2002. The fluvial hydrologic and geomorphic context for the recovery of the endangered southwestern willow flycatcher. *Geomorphology* 47:169-188.

Grégory, S.V., Swanson, F.L., McKee, A. & Cummins, K.W. 1991. An ecosystem perspective of riparian zones. *BioScience* 41:540-551.

Grime, J.P. 1979. *Plant strategies and Vegetation Processes*. John Wiley & Sons.

Hansen, A. & di Castri, F. 1992. *Landscape Boundaries: Consequences for Biotic Diversity and Ecological Flows* (New York: Springer-Verlag).

Harper, J.L. 1977. *Propagule Biology of Plants*. Academic Press, London.

Hawkes, J.C., Pyatt, D.G. & White, I.M.S. 1997. Using Ellenberg indicator values to assess soil quality in British forests from ground vegetation: a pilot study. *J. Appl. Ecol.* 34: 375-387.

Hill, M.O. & Carey, P.D. 1997. Prediction of yield in the Rothamsted Park Grass Experiment by Ellenberg indicator values. *J. Veg. Sci.* 8: 579-586.

Holmes, N.T.H., & Hanbury, R.G. 1995. Rivers, canals and dykes. In: Sutherland, W.J. & Hill, D.A. (eds.), *Managing habitats for conservation*. Cambridge University Press, Cambridge.

Hölzel, N. & Otte, A. 2004. Assessing soil seed bank persistence in flood-meadows. The search for reliable traits. *J. Veg. Sci.* 15(1) :93-100.

Hupp, C.R., Osterkamp, W.R. & Howard, A.D. (Eds.), 1995. *Biogeomorphology-Terrestrial and Freshwater Systems*. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands.

Hustings, F., Kwak, R., Opdam, P. & Reijnen, M. 1985. *Natuurbeheer in Nederland, deel 3. Vogelinventarisatie: achtergronden, richtlijnen en verslaglegging*. Pudoc Wageningen, Nederlandse vereniging tot bescherming van vogels. Zeist, 495 pp.

Invexo, 2013. *Invasieve exoten in Vlaanderen en Zuid-Nederland (Invexo) Eindrapport Activiteit 2: Casus grote waternavel en andere invasieve (water)planten*. www.invexo.be.

- Jansson, R., Backx, H., Boulton, A.J., Dixon, M., Dudgeon, D., Hughes, F.M.R., Nakamura, K., Stanley, E.H. & Tockner, K. 2005. Stating mechanisms and refining criteria for ecologically successful river restoration: a comment on Palmer *et al.* (2005). *Journal of Applied Ecology* 42(2):218-222.
- Jeppesen, E. Sondergaard, M., Sondergaard, M. & Christoffersen, K. 1997. The structuring role of submerged macrophytes in lakes (Lange, O.L., Mooney, H.A., Caldwell, M.M., Heldmaier, G., Sommer, U., Schulze, E.D. (eds.), *Ecological Studies*, vol. 131. Springer-Verlag, New York.
- Johansson, M.E. & Nilsson, C. 1993. Hydrochory, poluation dynamics and distribution of the clonal aquatic plant *Ranunculus lingua*. 81: 81-91.
- Keddy, P.A. 1984. Plant zonation on lakeshores in Nova Scotia: a test of the resource specialization hypothesis. *J. Ecol.* 72: 797-807.
- Keddy, P.A. 1994. Introduction: why a special issue of Biological Conservation devoted to coastal plains wetlands? *Biol. Conserv.* 68: 199-200.
- Kent, M. & Coker, P. 1992. Vegetation description and analysis. A practical approach. John Wiley & Sons, 363 pp.
- Knighton, D. 1984. Fluvial forms and processes (Ed: Arnold, E.). London.
- Knopf, F. L. & F. B. Samson. 1994. Biological diversity—Science and action. *Conservation Biology* 8:909–911.
- Lachat, B. 1998. Conserver, aménager, revitaliser les cours d’eau avec une logique naturelle. *Annls Limnol.* 34(2):227-241.
- Lenssen, J.P.M, ten Dolle, G.E. & Blom, C.W.P.M. 1998. The effect of flooding on the recruitment of reed marsh and tall forb plant species. *Plant Ecology* 139:13-23.
- Lenssen, J., Menting, F., van der Putten, W. & Blom, K. 1999. Control of plant species richness and zonation of functional groups along a freshwater flooding gradient. *Oikos* 86: 523-534.
- Lodge D. M. 1993. Biological invasions: Lessons for ecology. *Trends Ecol. Evol.* 8:133-7.
- Malanson, G.P. 1993. Riparian landscapes. Cambridge University Press, Cambridge.
- Mac Dougall, A.S., Boucher, J., Turkington, R. & Bradfield, G.E. 2006. Patterns of plant invasion along an environmental stress gradient. *J. Veg. Sci.* 17: 47-56.
- Morgan, R.P.C. & Rickson, R.J. 1995. Slope stabilization and erosion control. A Bioengineering Approach. E& FN Spon. (Ed.).
- Murphy, K.J. & Eaton, J.W. 1983. Effects of pleasure-boat traffic on macrophyte growth in canals. *Journal of Applied Ecology* 20:713-729.
- Naiman, R.J., Decamps, H. & Pollock, M. 1993. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological Applications* 3 (2):209-12.
- Naiman, R. J., H. Décamps & McClain, M.E. 2005. Riparia: ecology, conservation, and management of streamside communities. Elsevier Academic Press, San Diego, California, USA.
- Ozinga, W.A., Bekker, R.M., Schaminée, J.H.J. & van Groenendael, J.M. 2004. Dispersal potential in plant communities depends on environmental conditions. *J. Ecol.* 92: 767-777.

Platts, W.S. & Nelson, R.L. 1985. Stram habitat and fisheries response to livestock grazing and instream improvement structures: Big Creek, Utah. *Journal of Soil and Water Conservation*. 40(4):374-379.

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

RStudio Team. 2015. RStudio: Integrated Development for R. RStudio, Inc., Boston, MA URL <http://www.rstudio.com/>

Risser, P.G. 1993. Ecotones. *Ecol. Appl.* 3: 369-445.

Robins, L. 2002. Managing riparian land for multiple uses. Union Offset Printing. Canberra.

Runhaar, J., Groen, C.L.G., van der Meijden, R. & Stevers, R.A.M. 1987. Een nieuwe indeling in ecologische groepen binnen de Nederlandse Flora. *Gorteria* 1987, nr. 13.

Sauer, J.D. 1988. Plant migration: The dynamics of geographic patterning in seed plant species. University of California Press.

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

Schaminée J.H.J., Stortelder A.H.F. & Westhoff V. 1995. De vegetatie van Nederland. Deel 1. Inleiding tot de plantensociologie: grondslagen, methoden en toepassingen. Opulus Press, Uppsala/Leiden. 296 pp.

Silvertown, J.W., Dodd, M.E., Gowing, D.J.G. & Mountford, J.O. 1999. Hydrologically defined niches reveal a basis for species richness in plant communities. *Nature* 400: 61-63.

Snow, A.A. & Vince, S.W. 1984. Plant zonation in an Alaskan salt marsh. II. An experimental study of the role of edaphic conditions. *Journal of Ecology* 72: 669-684.

Soresma-Haecon-Technum 2003. Actualisatie van het Sigmaplan: Planstudie rivierherstelproject Durme. Administratie Waterwegen en Zeewezen. Afd. Zeeschelde.

Stockey, A. & Hunt, R. 1994. Predicting secondary succession in wetland mesocosms on the basis of autoecological information on seeds and seedlings. *J. Appl. Ecol.* 31: 543-559.

Sykora, K.V., E. Scheper & F. van der Zee, 1988. Inundation and the distribution of plant communities on Dutch river dikes. *Acta Botanica Neerlandica* 37(2): 279-290.

Turnbull, L.A., Rees, M. & Crawley, M.J. 1999. Seed mass and the competition/colonisation trade-off: a sowing experiment. *J. Ecol.* 87: 899-912.

Twolan-Strutt, L. & Keddy, P.A. 1996. Above- and below-ground competition intensity in two contrasting wetland plant communities. *Ecology* 77: 259-270.

Van den Broeck, T., van Diggelen, R. & Bobbink, R. 2005. Variation in seed buoyancy of species in wetland ecosystems with different flooding dynamics. *J. Veg. Sci.* 16: 579-586.

Van der Valk, A.G. 1981. Succession in wetlands: A Gleasonian approach. *Ecology* 62: 688-696.

Van der Valk, A.G., Rhymer, J.M. & Murkin, H.R. 1991. Flooding and the decomposition of litter of four emergent plant species in a prairie wetland. *Wetlands* 11: 1-16.

- van der Welle, J. & Decler, K. 2001. Bufferzones: natuurlijke oeverzones en bufferstroken voor herstel van onbevaarbare waterlopen in Vlaanderen. Rapport Instituut voor Natuurbehoud 2001.07, Brussel.
- van Eck, W.H.J.M., van de Steeg, H.M., Blom, C.W.P.M. & de Kroon, H. 2004. Is tolerance to summer flooding correlated with distribution patterns in river floodplains? A comparative study of 20 terrestrial grassland species. *Oikos* 107: 393-405.
- Van Looy, K., Vanacker, S. & De Blust, G. 2002. Biologische monitoring in het integraal monitoringsplan Grensmaas. Rapport IN.2002.01.
- Van Uytvanck, J., De Blust, G. (reds.) 2012. Handboek voor beheerders: Europese natuurdoelstellingen op het terrein. Deel I. Habitats. Leuven, Lannoo Uitgeverij.
- Vermaat, J.E. & De Bruyne, R.J. 1993. Factors limiting the distribution of submerged waterplants in the lowland River Vecht (The Netherlands). *Freshwat. Biol.* 30:147-157.
- Vermeersch, S. & Decler, K. 2006. Ontwerp van monitoringsplan ten behoeve van de toekomstgerichte opvolging van de natuurvriendelijke oevers van de Moervaart. INBO.A.2006.70.
- Vermeersch, S. & Cueppens, B. 2012. Optimalisatie van de inventarisatiebehoeften van lijntransecten per vegetatietype. Case studie voor de Moervaart. INBO.R.2012.71.
- Vermeersch, S. & Dhaluin, P. 2012. Toekomstgerichte opvolging van de verschillende natuurvriendelijke oeververdedigingstechnieken langs de Moervaart (3^e inventarisatie). INBO.R.2012.64.
- Vermeersch, S. & Decler, K. 2006. Ontwerp van monitoringsplan ten behoeve van de toekomstgerichte opvolging van de natuurvriendelijke oevers van de Moervaart. INBO.A. 2006.70.
- Verstraeten, A., Vermeersch, S., Everaert, J., Vanderhaeghe, F. & Spanoghe, G. 2011. Advies betreffende de natuurontwikkelingsmogelijkheden op de gronden van de voormalige suikerfabriek van Moerbeke-Waas. INBO.A.2011.85.
- Voesenek, L.A.C.J., De Graaf, M.C.C. & Blom, C.W.P.M. 1992. Germination and emergence of *Rumex* in river flood plains. II. The role of perianth, temperature, light and hypoxia. *Acta Bot. Neerl.* 41: 331-343.
- Voesenek, L.A.C.J., Rijnders, J.H.G.M., Peeters, A.J.M., van de Steeg, H.M. & de Kroon, H. 2004. Plant hormones regulate fast shoot elongation under water: from genet o community. *Ecology* 85: 16-27.
- Wamelink, G.W.W., Joosten, V., van Dobben, H.F. & Berendse, F. 2002. Validity of Ellenberg indicator values judged from physico-chemical field measurements. *J. Veg. Sci.* 13: 269-278.
- Ward, J.V. & Trockner, K. 2001. Biodiversity: towards a unifying theme for river ecology. *Freshwater Biology* 46(6):807-819.
- Wassen, M. J. and A. P. Grootjans 1996. "Ecohydrology: an interdisciplinary approach for wetland management and restoration." *Vegetatio* 126(1): 1-4.
- Wilby, N.J. & Eaton, J.W. 1996. Backwater habitats and their role in nature conservation in navigable canals. *Hydrobiologia* 340:333-338.
- Zobel, M., van der Maarel, E. & Dupré, C. 1998. Species pool: the concept, its determination and its significance for community restoration. *Appl. Veg. Sci.* 1: 55-66.

Bijlage 1: Ellenbergwaarden

Geef opdrachtnummer in

1 Plasbermen zonder kokosrollen

1.1 Sinaaibrug- Pieter Heydensveer LO

1.2 Coudenbormbrug- Sinaaibrug deel 1 b LO

1.3 Coudenbormbrug- Sinaaibrug deel 2 a LO

1.4 Dambrug- spoorbrug a LO

1.5 Spoorbrug- zwaaiikom a LO

1.6 Terwestbrug- Kalvebrug a LO

1.7 Terwestbrug- Kalvebrug b LO

1.8 Terwestbrug- Kalvebrug c LO

1.9 Heirbaanbrug- Daknambrug RO plasberm

1.10 Heirbaanbrug- Lokeren LO plasberm

2 Plasberm met kokosrollen

2.1 Pieter Heydensveer- Daknambrug RO (bevat ook enkele delen zonder kokosrollen)

2.2 Pieter Heydensveer- Daknambrug LO

2.3 Sinaaibrug- Kanaal van Stekene RO

3 Palen & wiepen zonder plasbermen

3.1 Dambrug- spoorbrug b LO

3.2 Coudenbormbrug- Sinaaibrug c LO

Bijlage 2: Ecologische groepen

Geef opdrachtnummer in

1 Plasbermen zonder kokosrollen

1.1 OSinaaibrug- Pieter Heydensveer LO

1.1.1 2005-2006

1.1.2 2007-2008

1.1.3 2015

1.2 Coudenbormbrug- Sinaaibrug deel 1 b LO

1.2.1 2005-2006

1.2.2 2007-2008

1.2.3 2010-2011

1.2.4 2015

1.3 Coudenbormbrug- Sinaaibrug deel 2 a LO

1.3.1 2005-2006

1.3.2 2007-2008

1.3.3 2010-2011

1.3.4 2015

1.4 Dambrug- Spoorbrug a LO

1.4.1 2005-2006

1.4.2 2007-2008

1.4.3 2015

1.5 Spoorbrug- zwaaiikom a LO

1.5.1 2005-2006

1.5.2 2007-2008

1.5.3 2015

1.6 Terwestbrug- Kalvebrug a LO

1.6.1 2005-2006

1.6.2 2007-2008

1.6.3 2015

1.7 Terwestbrug- Kalvebrug b LO

1.7.1 2005-2006

1.7.2 2007-2008

1.7.3 2015

1.8 Terwestbrug- Kalvebrug c LO

1.8.1 2005-2006

1.8.2 2007-2008

1.8.3 2015

1.9 Heirbaanbrug- Daknambrug RO plasberm

1.9.1 2007-2008

1.9.2 2010-2011

1.9.3 2013-2014

1.9.4 2015

1.10 Heirbaanbrug- Lokeren LO plasberm

1.10.1 2007-2008

1.10.2 2010-2011

1.10.3 2015

2 Plasberm met kokosrollen

2.1 Sinaaibrug- Kanaal van Stekene RO

2.1.1 2005-2006

2.1.2 2007-2008

2.1.3 2010-2011

2.1.4 2015

2.2 Pieter Heydensveer- Daknambrug RO (bevat ook delen zonder kokosrollen)

2.2.1 2005-2006

2.2.2 2007-2008

2.2.3 2010-2011

2.2.4 2015

2.3 Pieter Heydensveer- Daknambrug LO

2.3.1 2005-2006

2.3.2 2007-2008

2.3.3 2010-2011

2.3.4 2015

3 Palen & wiepen zonder plasbermen

3.1 Dambrug- Spoorbrug b LO

3.1.1 2005-2006

3.1.2 2007-2008

3.1.3 2010-2011

3.1.4 2015

3.2 Coudenbormbrug- Sinaaibrug c LO

3.2.1 2005-2006

3.2.2 2007-2008

3.2.3 2015

3.3 Terwestbrug- Kalvebrug d LO

3.3.1 2005-2006

3.3.2 2007-2008

3.3.3 2010-2011

3.3.4 2015

Opname enkels om de meter langs waterlijn uitgevoerd.

Bijlage 3: Verspreidingsstrategiën

Geef opdrachtnummer in

1 Plasbermen zonder kokosrollen

1.1 Sinaaibrug- Pieter Heydensveer LO

1.1.1 2005-2006

1.1.2 2007-2008

1.1.3 2013-2014

1.1.4 2015

1.2 Coudenbormbrug- Sinaaibrug deel 2 a LO

1.2.1 2005-2006

1.2.2 2007-2008

1.2.3 2010-2011

1.2.4 2015

1.3 Coudenbormbrug- Sinaaibrug deel 1 b LO

1.3.1 2005-2006

1.3.2 2007-2008

1.3.3 2010-2011

1.3.4 2015

1.4 Dambrug- spoorbrug a LO

1.4.1 2005-2006

1.4.2 2007-2008

1.4.3 2013-2014

1.4.4 2015

1.5 Spoorbrug- zwaai kom a LO

1.5.1 2005-2006

1.5.2 2007-2008

1.5.3 2013-2014

1.5.4 2015

1.6 Terwestbrug- Kalvebrug a LO

1.6.1 2005-2006

1.6.2 2007-2008

1.6.3 2013-2014

1.6.4 2015

1.7 Terwestbrug- Kalvebrug b LO

1.7.1 2005-2006

1.7.2 2007-2008

1.7.3 2013-2014

1.7.4 2015

1.8 Terwestbrug- Kalvebrug c LO

1.8.1 2005-2006

1.8.2 2007-2008

1.8.3 2013-2014

1.8.4 2015

1.9 Heirbaanbrug- Daknambrug RO plasberm

1.9.1 2007-2008

1.9.2 2010-2011

1.9.3 2013-2014

1.9.4 2015

1.10 Heirbaanbrug- Lokeren LO plasberm

1.10.1 2007-2008

1.10.2 2010-2011

1.10.3 2013-2014

1.10.4 2015

2 Plasberm met kokosrollen

2.1 Sinaaibrug- Kanaal van Stekene RO

2.1.1 2005-2006

2.1.2 2007-2008

2.1.3 2010-2011

2.1.4 2015

2.2 Pieter Heydensveer- Daknambrug LO

2.2.1 2005-2006

2.2.2 2007-2008

2.2.3 2010-2011

2.2.4 2015

2.3 Pieter Heydensveer- Daknambrug RO (bevat ook delen zonder kokosrollen)

2.3.1 2005-2006

2.3.2 2007-2008

2.3.3 2010-2011

2.3.4 2015

3 Palen & wiepen zonder plasbermen

3.1 Dambrug- spoorbrug b LO

3.1.1 2005-2006

3.1.2 2007-2008

3.1.3 2010-2011

3.1.4 2013-2014

3.1.5 2015

3.2 Coudenbormbrug- Sinaaibrug c LO

3.2.1 2005-2006

3.2.2 2007-2008

3.2.3 2015

3.3 Terwestbrug- Kalvebrug d LO

3.3.1 2005-2006

3.3.2 2007-2008

3.3.3 2010-2011

3.3.4 2015

enkel waterlijn opgenomen

Bijlage 4: Groeivormen

Geef opdracht nummer in