



Vlaanderen
is wetenschap

Beheervoorstel voor de dijkvegetaties langs de Zeeschelde, Durme en Rupel (district 1 & 2)

Bart Vandevoorde, Pieter Dhaluin, Frederic Van Lierop, Ruben Elsen, Erika Van den Bergh

INSTITUUT
NATUUR- EN BOSONDERZOEK

Auteurs:

Bart Vandevoorde, Pieter Dhaluin, Frederic Van Lierop, Ruben Elsen, Erika Van den Bergh
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

Het INBO is het onafhankelijk onderzoeksinstituut van de Vlaamse overheid dat via toegepast wetenschappelijk onderzoek, data- en kennisontsluiting het biodiversiteits-beleid en -beheer onderbouwt en evalueert.

Vestiging:

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

e-mail:

Bart.Vandevoorde@inbo.be

Wijze van citeren:

Vandevoorde B., Dhaluin P., Van Lierop F., Elsen R., Van den Bergh E. (2019). Beheervoorstel voor de dijkvegetaties van de Zeeschelde, Durme en Rupel (district 1 & 2). Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2019 (45). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

DOI: doi.org/10.21436/inbor.7240339

D/2015/3241/059

Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2019 (45)

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Maurice Hoffmann

Foto cover:

Bloeiende kruidvlier (*Sambucus ebulus*) op de landzijde van de Scheldedijk in Kruikeke.

Dit onderzoek werd uitgevoerd in opdracht van:

De Vlaamse Waterweg nv afdeling Zeeschelde-Zeekanaal



**BEHEERVOORSTEL VOOR DE DIJKVEGETATIES
LANGS DE ZEESCHELDE, DURME EN RUPEL
(DISTRICT 1 & 2)**

**Bart Vandevoorde, Pieter Dhaluin, Frederic Van Lierop, Ruben Elsen, Erika Van
den Bergh**

doi.org/10.21436/inbor.7240339

Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2019 (45)

Dankwoord/Voorwoord

Deze opdracht werd uitgevoerd binnen het kader van de raamovereenkomst tussen De Vlaamse Waterweg nv (DVW) (voorheen Waterwegen en Zeekanaal nv (W&Z)) en het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO) als onderdeel van het project Bermbeheer binnen het thema Vallei.

We danken de vertegenwoordigers van DVW afd. Zeeschelde-Zeekanaal voor het opvolgen van dit project, in het bijzonder Piet Thys en Patrick Van Bockstal, en de districtshoofden Gert Huylebroeck, Henri Pot en Bart Anthuenis.

Speciale dank gaat uit naar Jo Laps (AWV) voor het beschikbaar stellen van de visietekst omtrent invasieve exoten.

Wouter Vannoppen (KULeuven) en Jean Poesen (KULeuven) willen we danken voor het bijwerken en aanleveren van de figuren omtrent de worteldensiteit en wortellengtedensiteit.

Patrik Peeters (Waterbouwkundig Laboratorium) verdient speciale dank voor het nalezen van het rapport. De geformuleerde suggesties leverden een belangrijke toegevoegde waarde, net als de verschillende discussiemomenten.

We konden rekenen op de inbreng van verschillende collega's. Tim Adriaens leverde belangrijke input omtrent de bestrijding van invasieve exoten en reviewde het hoofdstuk omtrent dit onderwerp. Wim Mertens bracht sprekende foto's aan over het succesvol bestrijden van Japanse duizendknoop. Thierry Onkelinx berekende de steekproefgrootte. Joost Vanoverbeke en Thierry lazen het hoofdstuk Opvolging na en suggereerden de te gebruiken statistische tests. Geert Spanoghe bezorgde advies om de impact van het beheer op broedvogels te minimaliseren. Frank Van de Meutter verwerkte de data en bracht mede orde in de chaos. Joris Everaert, Ralf Gyselings en Frank dachten mee over het beoordelen van ecologische verbindingen in de alternatieve toetsingsmethode 2.0. Met Andy Van Kerckvoorde en Jan Van Uytvanck zijn de typologieën afgestemd en beheervoorstellen bediscussieerd.

Bovendien dank aan al wie ik vergeten ben.

Samenvatting

Dijken hebben primair een waterkerende functie maar daarnaast hebben ze ook een ecologisch potentieel als leefgebied en corridor. Met een gezamenlijke oppervlakte van meer dan 1000 ha vormen de dijkgraslanden het grootste aaneengesloten grasland in Vlaanderen dat bovendien met de uitvoering van het Geactualiseerde Sigmaphan nog aanzienlijk zal uitbreiden. Momenteel vertoont dit netwerk een grote variatie in ecologische waarde, erosiebestendigheid en onderhoudskosten.

Hier wordt de variatie in de vegetatie op de dijken onderzocht en wordt nagegaan welke factoren daarmee samenhangen zodat richtlijnen voor inrichting en beheer van dijken kunnen voorgesteld worden die beide functies optimaal combineren met een aanvaardbare onderhoudskosten. Tenslotte worden deze richtlijnen ook ruimtelijk vertaald naar concrete omvormings- en onderhoudsbeheermaatregelen in een beheer voorstel voor de dijken van districten 1 en 2 van het Zeeschelde-estuarium.

Op basis van 219 vegetatieopnames worden vijf dijkgraslandvegetaties of vegetatietypes onderscheiden en beschreven. Van deze vijf vegetatietypes is de bedekking gemeten (als maat voor erosiebestendigheid), net als de bovengrondse biomassa (als maat voor onderhoudskosten) en de gehaltes aan stikstof en fosfor in de bodem (als maat voor voedselrijkdom). Op basis van de kenmerken zijn soortenrijk grasland en soortenrijk glanshavergrasland als doeltypen voor de kruin en landzijde van de Scheldedijken aangeduid omdat deze vegetatietypes de hoogste erosiebestendigheid garanderen, de laagste onderhoudskosten hebben en de hoogste ecologische waarde kennen. Richtlijnen voor onderhoudsbeheer van deze doeltypen zijn generiek beschreven, net als omvormingsbeheer van soortenarm en verruigd glanshavergrasland en van brandnetelruigte naar deze doeltypen.

Naast deze graslandtypen zijn ook rietvegetaties, variabele ruigtes, bomen en struiken en ruigtes van de invasieve exoot Japanse duizendknoop onderscheiden. Behalve deze laatste wordt voorgesteld om deze, indien momenteel aanwezig, aan de rivierzijde en aan de teen van de dijk te behouden door toepassen van een onderhoudsbeheer op maat van deze vegetaties, telkens op voorwaarde dat ze de primaire functie van de dijk (waterkering, veiligheid) niet hypothekeerders. Aan landzijde en op de kruin wordt een omvormingsbeheer tot het doelgraslandtype voorgesteld. Ruigtes van Japanse duizendknoop van minder dan 20 m² dienen omgevormd tot het doeltype, grotere populaties worden beheerd met als doel uitbreiding en verspreiding te voorkomen.

Een ontwikkelingstraject is uitgestippeld waarin drie types onderhoudsbeheer (kruidige vegetatie; riet/ruigte en bomen/struiken) en vier types omvormingsbeheer (kruidige vegetatie; bomen/struiken; riet en exoten) zijn opgenomen. Voorgestelde maatregelen zijn naast enkele algemene richtlijnen (met betrekking tot bemesting, pesticidengebruik, broedvogels, entomofauna en zeldzame plantensoorten), (gefaseerd) maai-beheer, gras-beheer, hakhout-beheer, cyclisch maai-beheer en exoten-beheer.

Om deze generiek geformuleerde beheerstrategie ruimtelijk te vertalen naar een concreet beheer voorstel werden de dijklichamen in districten 1 en 2 van het Zeeschelde-estuarium gekarteerd. De onderscheiden zones van het dijklichaam (teen, landzijde, kruin aan landzijde, kruin aan rivierzijde en rivierzijde) worden als 5 parallelle lijnen gekarteerd met 10 m als kleinste karteereenheid. Kleinere belangrijke elementen werden als punt gekarteerd. Elk lijnstuk (punt) van deze vegetatiekaart bestaat uit een homogene vegetatie waaraan een vegetatietype is toegekend.



Met behulp van de voorgestelde beheerstrategie werd de vegetatiekaart vertaald naar een beheervoorstel. Voor elk lijnstuk (punt) van deze vegetatiekaart wordt een type omvorming- of onderhoudsbeheer geadviseerd. Tenslotte wordt een opvolgingsplan voorgesteld zodat het beheer periodiek kan geactualiseerd worden naargelang de evolutie van de afstand tot de doelvegetaties.

Ook zijn nog enkel specifieke inrichtings- en beheermaatregelen geformuleerd met betrekking tot het inzaaien van pas aangelegde dijken en het initiële ontwikkelingsbeheer van deze nieuwe dijken. Ook is extra aandacht gegeven aan het beheer van invasieve plantenexoten zoals Japanse duizendknoop, reuzenbalsemien en reuzenberenklauw.

Tot slot is de alternatieve toetsingsmethode 2.0 uitgewerkt. Deze toetsingsmethode beoordeelt de landschappelijke, natuurlijke en cultuurhistorische waarden van een boom tot een score. Op gelijkaardige manier worden aspecten van beheer, onderhoud en beleid omgezet tot een score. Beide scores worden vervolgens op basis van een algoritme verrekend tot een eindscore. Deze toetsingsmethode is een hulpmiddel die de waterbeheerder kan bijstaan bij het beslissen of een boom (of struik) al dan niet gekapt of omgevormd moet worden.

English abstract

Rationale

Dikes are constructed as a flood control measure. However, if thoughtfully designed they represent at the same time considerable ecological potential as habitat and corridor. Grasslands on the dense network of dikes in Flanders constitute a continuous grassland of more than 1000 ha. With the implementation of the updated Sigmapijn this will expand even more. At present this network of dikes shows a wide range of ecological merits, erosion resistance and maintenance costs. In this report we investigate the relation between vegetation patterns and abiotic conditions. From there we propose design and management guidelines to optimize the combined flood control and ecological functions of the dikes under acceptable maintenance costs. These guidelines are then spatially specified in a management proposal for the dikes in districts 1 and 2 of the Zeeschelde.

Target vegetation types

Based on 219 vegetation relevés five types of grassland vegetation are distinguished and described. In each of these percentage of cover (as a measure of erosion resistance), above ground biomass (as a measure of maintenance cost) and soil nitrogen and phosphorus contents (as a measure of trophic condition) were measured. Species-rich grassland and species-rich *Arrhenatherum*-grassland are proposed as target vegetation types for the top- and landsides of the dikes. They combine the best erosion resistance with low maintenance cost and high ecological value.

Besides grassland vegetation types also reed, tall herb vegetation, trees/shrub and Japanese Knotweed vegetation were distinguished. Except for the Japanese Knotweed it is proposed to maintain these vegetation types on the riverside and the base of the dike if they are already established there.

Guidelines for management measures

Guidelines for maintenance management are described for the target grassland vegetation types and for reed/tall herbs and for trees/shrub.

Guidelines for restoration management are described towards development of the target vegetation types from the less interesting vegetation types species-poor *Arrhenatherum*-grasslands, deteriorated *Arrhenatherum*-grasslands and stinging nettle vegetations, from reed/tall herbs, from trees/shrub and from Japanese Knotweed vegetations smaller than 20 m². Control management guidelines for Japanese Knotweed vegetations with a surface area bigger than 20 m² are described to prevent expansion and dispersal.

The proposed management measures are general (concerning fertilization, use of pesticides, breeding birds, entomofauna and rare plant species) as well as vegetation specific (mowing, grazing, coppice, ...).

Management proposal for dikes in district 1 and 2 in the Zeeschelde

A vegetation map is made for districts 1 and 2 of the Zeeschelde. Five transversal zones are distinguished on the dikes: the base, landside, top on landside, top on riverside and riverside. These are mapped as 5 parallel lines with 10 m as the smallest unit. Shorter units of specific importance are mapped as a point. Each mapped unit has homogeneous vegetation and is designated to a certain vegetation type. The map is then converted into a management proposal: for every mapped unit management measures follow the implementation of the



general guidelines according to the specific situation. A monitoring plan to assess the evolution of the distance to target vegetation is proposed to allow for adaptive management accordingly.

For new dike constructions specific guidelines for sowing and initial vegetation management are proposed. Specific attention is also paid to IAS (Invasive Exotic Species) control such as Japanese Knotweed, Indian Balsam and Giant Hogweed.



Inhoudstafel

1	Inleiding.....	12
1.1	Algemeen kader	12
1.2	Specifiek kader dijkbeheer	14
1.3	Doelstellingen/te beantwoorden vragen	15
1.4	Aanpak en projectstructuur	16
1.4.1	Vegetatietypologie	16
1.4.2	Karakterisering van de vegetatietypes.....	16
1.4.2.1	Abiotiek en beheer	16
1.4.2.2	Productiviteit.....	17
1.4.2.3	Erosiebestendigheid	17
1.4.3	Kartering.....	18
1.4.4	Beheervoorstel.....	18
1.5	Afbakening projectgebied	19
2	Doelvegetatie	21
2.1	Voorwaarden.....	21
2.2	Dijkvegetaties	23
2.2.1	Vegetatietypologie	23
2.2.1.1	Type 1 Soortenrijk grasland.....	23
2.2.1.2	Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland	25
2.2.1.3	Type 3 Soortenarm glanshavergrasland.....	26
2.2.1.4	Type 4 Verruigd glanshavergrasland	28
2.2.1.5	Type 5 Brandnetelruigte.....	28
2.2.1.6	Type 6 Rietvegetatie.....	30
2.2.1.7	Type 7 Ruigte van Japanse duizendknoop (<i>Fallopia japonica</i>).....	30
2.2.1.8	Type 8 Variabele ruigte	31
2.2.1.9	Type 9 Bomen/struiken	32
2.2.1.10	Type 10 Andere	32
2.2.2	Dijkvegetatietypes van het Zeeschelde-estuarium in een ruimer kader	33
2.2.3	Kenmerken van de dijkvegetatietypes	35
2.3	Keuze en verantwoording doelvegetatie	37
2.3.1	Hoge erosiebestendigheid	37
2.3.2	Lage onderhoudskost	39
2.3.3	Hoge ecologische waarde.....	40
2.4	Conclusie doelvegetaties.....	42
2.5	Waar welke doelen?.....	42
3	Ontwikkelingstraject en beheermaatregelen	44

3.1	Ontwikkelingstraject	44
3.1.1	Relatie tussen bodemnutriënten, productiviteit, vegetatietype en aantal soorten	44
3.1.2	Van brandnetelruigte naar soortenrijk (glanshaver)grasland, de doelstelling ...	46
3.1.3	Onderhouds- of omvormingsbeheer? En welk type?	48
3.2	Beheermaatregelen.....	49
3.2.1	Algemene beheerrichtlijnen.....	49
3.2.2	Onderhoudsbeheer	53
3.2.2.1	Onderhoud kruidige vegetatie	53
3.2.2.1.1	Maaibeheer	53
3.2.2.1.1.1	Maaitijdstip, -frequentie en -hoogte	53
3.2.2.1.1.2	Machines	53
3.2.2.1.1.3	Afvoeren van het maaisel	54
3.2.2.1.2	Graasbeheer	60
3.2.2.1.2.1	Begrazingsmethode.....	60
3.2.2.1.2.2	Welke grazers?	60
3.2.2.1.2.3	Begrazingsoppervlaktes, -dichtheden, en -duur	61
3.2.2.1.2.4	Begrazingsperiode.....	61
3.2.2.1.2.5	Begrazing en haar beperkingen!	62
3.2.2.1.2.5.1	Beperkingen	62
3.2.2.1.2.5.2	Oplossingen.....	65
3.2.2.1.2.6	Overige richtlijnen graasbeheer.....	66
3.2.2.2	Onderhoud bomen/struiken	69
3.2.2.2.1	Hakhoutbeheer	69
3.2.2.2.2	Kapcyclus en fasering.....	70
3.2.2.2.3	Kapperperiode	73
3.2.2.2.4	Werkwijze.....	73
3.2.2.3	Onderhoud riet/ruigte.....	74
3.2.3	Omvormingsbeheer.....	75
3.2.3.1	Omvorming kruidige vegetatie.....	75
3.2.3.2	Omvorming bomen/struiken.....	75
3.2.3.3	Omvorming riet	76
3.2.3.4	Omvorming exoten	77
4	Dijkkartering.....	78
4.1	Methode dijkkartering	78
4.1.1	Algemene werkwijze	78
4.1.2	Digitale verwerking	81
4.2	Resultaten dijkkartering	83

4.2.1	Algemeen	83
4.2.2	Gebiedsdekkende resultaten	84
4.2.2.1	Aandeel vegetatietypes.....	84
4.2.2.2	Preferentiële dijkzone van de verschillende vegetatietypes	84
4.2.2.3	Vegetatiesamenstelling van de verschillende dijkzones.....	85
4.2.3	Resultaten per district.....	86
4.2.3.1	District 1	86
4.2.3.1.1	Zeeschelde (district 1).....	89
4.2.3.1.2	Durme.....	90
4.2.3.2	District 2	91
4.2.3.2.1	Zeeschelde (district 2).....	94
4.2.3.2.2	Rupel	95
4.2.4	Basisvegetatiekaart	96
5	Beheervoorstel.....	99
5.1	Van kartering tot beheervoorstel.....	99
5.2	Districten	101
5.2.1	District 1	101
5.2.2	District 2	104
6	Opvolging	106
6.1	Wat zijn de gestelde doelen en bijgevolg informatiebehoefte?.....	106
6.2	Dataverzameling.....	107
6.2.1	Gebiedsniveau.....	107
6.2.2	Puntniveau	107
6.2.2.1	Uitbouw meetnet	107
6.2.2.1.1	Bepaling steekproefgrootte en -ontwerp	107
6.2.2.1.2	Steekproeftrekking en installatie meetnet	108
6.2.2.2	Methodiek meetobjecten	111
6.2.2.2.1	Bedekking/holheid	111
6.2.2.2.2	Biomassabepaling	111
6.2.2.2.3	Ecologische kwaliteit vegetatie.....	112
6.2.2.3	Procedure	112
6.3	Dataopslag en -verwerking.....	112
6.3.1	Dataopslag.....	112
6.3.2	Gegevensverwerking.....	113
6.3.2.1	Gebiedsniveau	113
6.3.2.2	Puntniveau	113
6.4	Rapportage.....	114



7	Specifieke inrichtings- en beheermaatregelen	115
7.1	Inrichting en ontwikkelingsbeheer van nieuwe dijken	115
7.1.1	Inrichting	115
7.1.1.1	Graszaadmengsel	115
7.1.1.2	Zaaiwijze en -periode	116
7.1.1.3	Zaadichtheid	116
7.1.1.4	Inrichtingsalternatieven	117
7.1.2	Ontwikkelingsbeheer	117
7.2	Bestrijding invasieve exoten (vaatplanten).....	117
7.2.1	Wat zijn invasieve exoten?.....	117
7.2.2	Aanpak.....	120
7.2.2.1	Stap 1. Preventie van nieuwe introducties	120
7.2.2.2	Stap 2. Vroege detectie en snelle respons (early detection and rapid response).....	121
7.2.2.3	Stap 3. Beheren, bestrijden en terugdringen (controle).....	122
7.2.3	Maatregelen op maat.....	123
7.2.3.1	Japane duizendknoop (<i>Fallopia japonica</i>)	123
7.2.3.1.1	Van probleem tot strategie.....	123
7.2.3.1.2	Maatregelen.....	127
7.2.3.1.2.1	Van preventie tot vroege detectie en snelle respons	127
7.2.3.1.2.2	Controle.....	128
7.2.3.1.2.2.1	Kleine populaties.....	128
7.2.3.1.2.2.2	Grote populaties	132
7.2.3.2	Reuzenbalsemien (<i>Impatiens glandulifera</i>).....	135
7.2.3.3	Reuzenberenklauw (<i>Heracleum mantegazzianum</i>)	136
7.2.3.4	Andere exoten.....	136
7.2.4	Opvolgen van maatregelen en registratie.....	137
8	Aanbevelingen en verder onderzoek	139
9	Alternatieve toetsingsmethode 2.0 (naar STOWA 2001).....	142
9.1	Aanleiding.....	142
9.2	Bomen op dijken?.....	143
9.3	Alternatieve toetsingsmethode 2.0	146
9.3.1	Methode.....	146
9.3.2	Toepassing en werkwijze alternatieve toetsingsmethode 2.0.....	147
9.3.3	Beoordeling	149
9.3.3.1	LNC-waarden (Landschap, Natuur, Cultuurhistorie)	149
9.3.3.1.1	LNC-beoordelingscriteria	149
9.3.3.1.1.1	Leeftijd (formaat)	150

9.3.3.1.1.2	Conditie/toestand	151
9.3.3.1.1.3	Toekomstwaarde	152
9.3.3.1.1.4	Zeldzaamheid	153
9.3.3.1.1.5	Biotoop.....	153
9.3.3.1.1.6	Genenbron	154
9.3.3.1.1.7	Markeringsboom, geschiedenis, symboliek	154
9.3.3.1.1.8	Invasieve exoten	157
9.3.3.1.1.9	Staat de boom bij een ander element (subcrit. 1) en is de boomsoort kenmerkend (subcrit. 2)?	157
9.3.3.1.1.10	Overstromingstolerantie	158
9.3.3.1.1.11	Landschapselement	159
9.3.3.1.1.12	Ecologische verbinding in de lengterichting	159
9.3.3.1.1.13	Breedte ecologische verbinding.....	160
9.3.3.1.1.14	Dwarse ecologische verbinding.....	161
9.3.3.1.2	Bepaling LNC-score	162
9.3.3.2	BOB-waarden (Beheer, Onderhoud, Beleid)	162
9.3.3.2.1	BOB-beoordelingscriteria.....	162
9.3.3.2.1.1	Zichtbaarheid voor inspectie en bereikbaarheid voor beheer en onderhoud	163
9.3.3.2.1.2	Beheer- en onderhoudskost van de boom	163
9.3.3.2.2	Bepaling BOB-score.....	164
9.3.3.3	Eindscore	164



1 INLEIDING

De missie van De Vlaamse Waterweg (DVW) is duidelijk: beheren en ontwikkelen van waterwegen als een krachtig netwerk dat bijdraagt aan de economie, de welvaart en de leefbaarheid van Vlaanderen en schuift als ambities onder andere naar voor (www.vlaamsewaterweg.be d.d. 12/03/2019):

- “Waterbeheersing voor een veilig Vlaanderen: we investeren verder in de duurzame beveiliging tegen overstromingen en bieden ook bij watertekorten oplossingen voor scheepvaart, drinkwaterproductie en proces- of koelwater.”
- “Water(wegen), bron van leven én beleving: we zetten volop in op de multifunctionaliteit van onze waterwegen. We produceren energie uit waterkracht, bieden ruimte aan recreatie en toerisme en hebben bij onze projecten voortdurend aandacht voor ecologie en landschappelijke impact.”

Deze ambities worden vertaald in de aanleg van gecontroleerde overstromingsgebieden en van dijken die het achterland beveiligen tegen overstromingen. Dit beheervoorstel voor de dijkvegetaties draagt bij aan de gestelde ambities door beheervoorstellen te formuleren die de veiligheidsfunctie van de dijken verder verhogen door erosiebestendige dijkvegetaties te behouden of te ontwikkelen, telkens met de nodige aandacht voor ecologie en landschap.

1.1 ALGEMEEN KADER

De Zeeschelde is niet alleen een uniek ecosysteem maar ook een belangrijke vaarroute doorheen dicht bevolkte gebieden in Vlaanderen. Daartoe moeten de dimensies van de vaargeul onderhouden worden. Om haar vallei te beschermen tegen overstromingen wordt het Geactualiseerde Sigmapijn geïmplementeerd. De sigmadijken, die de rivier van de vallei scheiden, en de extra omdijkte gecontroleerde overstromingsgebieden, zijn daar belangrijke onderdelen van.

Van de thalweg tot de teen van de dijk onderscheiden we, naargelang het overspoelingsregime, een subtidale of permanent onderwaterzone, een onbegroeide intertidale zone die bij elk getij overspoelt (slikken), een intertidale zone die met hogere planten begroeid is en die enkel bij hogere hoogwaters overspoelt (schorren) en de dijkvegetaties die niet aan getijdewerking onderhevig zijn. Elk van deze zones herbergt kenmerkende habitatten en daaraan gekoppelde levensgemeenschappen. Op basis daarvan is duurzaam beheer van het Schelde-estuarium en haar oevers en waterkeringen in vier operationele onderdelen opgevat (Figuur 1):

- **Duurzame bathymetrie**, zowel ten behoeve van het vaargeulonderhoud als van zandwinning. Dit aspect behandelt de noodzaak en de ecologische randvoorwaarden voor baggeren, storten en sedimentonttrekking. Speciale aandacht gaat naar de kansen die zich aandienen om werk met werk te maken én naar de grenzen die het systeem zelf stelt. Dit aspect van het duurzaam beheerplan wordt voor de Boven-Zeeschelde beschreven in het deelrapport Duurzame bathymetrie Boven-Zeeschelde (IMDC 2014).
- **Oeverbeheer** in al zijn aspecten: onder welke omstandigheden moet een oever(deel) verstevigd worden en welke verdedigingsmethode is aan te bevelen onder welke omstandigheden? We onderscheiden drie motieven om oevers te verdedigen of in te grijpen:



- Veiligheid: de stevigheid van de dijk komt in het gedrang door erosie. Dit behandelt ook bijvoorbeeld het aspect risicobomen op de schorrand: wanneer zijn ze toegestaan en welk beheer is aangewezen?
- Ecologie: een ecologisch interessant ecotoop is onderhevig aan erosie, wanneer ingrijpen om het te behouden en wanneer de schorcyclus zijn gang laten gaan?
- Scheepvaart: bomen aan de schorrand dreigen in het water te vallen waardoor ze een gevaar kunnen betekenen wanneer ze tussen scheepschroeven geraken.

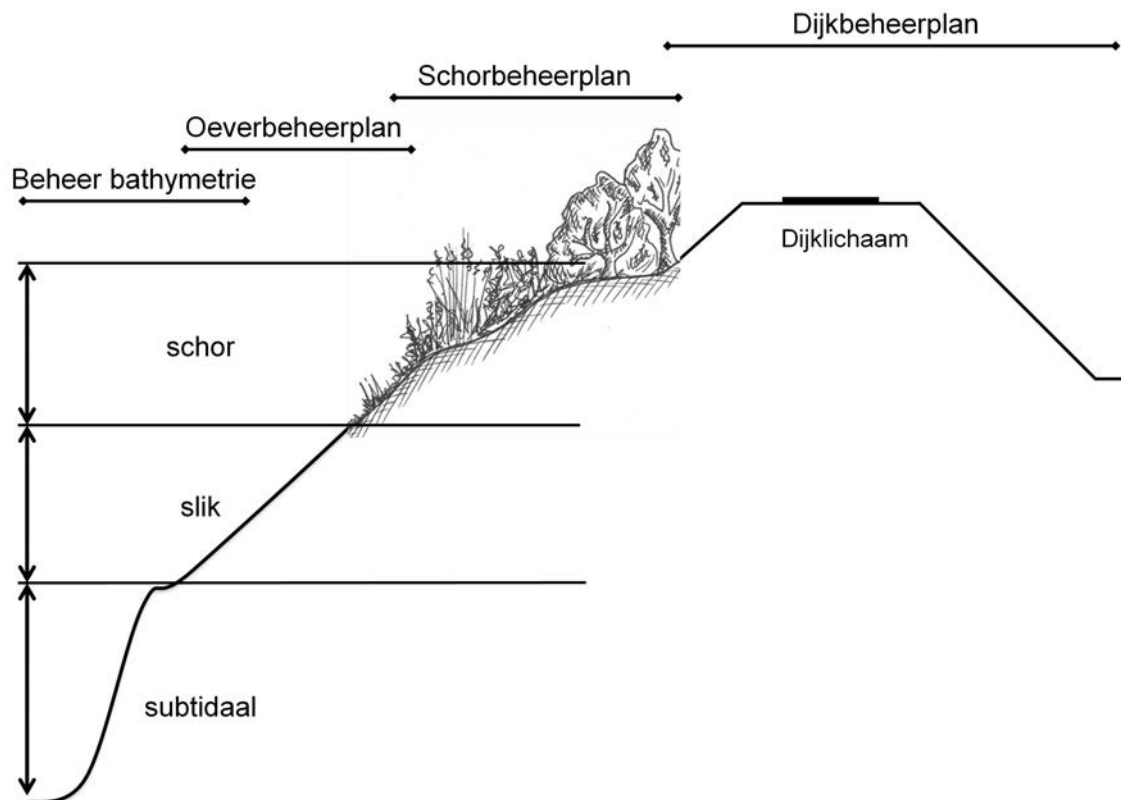
Duurzaam oeverbeheer wordt beschreven in Van Ryckegem et al. (2015).

- **Schorbeheer** met het oog op de gunstige staat van instandhouding en het halen van de instandhoudingsdoelen (IHD). Momenteel is het beheer van deze getijdennatuur gelokaliseerd en verdeeld naargelang de terreinbeheerder: DVW, ANB en terreinbeherende verenigingen. ANB en vooral de terreinbeherende verenigingen doen aan actief schorbeheer, elk naar eigen inzicht en vermogen in de gebieden onder hun hoede. Ze zijn ook vragende partij om de schorren die onder verantwoordelijkheid van DVW vallen te beheren. Al deze gebieden zijn echter onderdeel van één ecosysteem en er moet over gewaakt worden dat de som van alle beheerwerken maximaal bijdraagt aan de IHD en de realisatie van de LTV-doelstelling: een robuust ecosysteem waarvan wij duurzaam de vruchten en diensten kunnen plukken. Daarom is er nood aan 1 beheerplan voor de getijdennatuur van de Zeeschelde.
- **Dijkbeheer:** Dijkgraslanden en bermen vormen het grootste min of meer aaneengesloten grasland in Vlaanderen. Niet enkel vormen ze op zich het leefgebied van tal van plant- en diersoorten ook fungeren ze als corridor waarlangs deze kunnen migreren. De ecologische waarde van de dijk- en bermvegetaties kan sterk wisselen, naargelang het vegetatiebeheer en een aantal omgevingsfactoren. Van Kerckvoorde et al. (2015) en Van Kerckvoorde (2016) beschrijven de typische berm- en dijkvegetaties met hun standplaatsfactoren langs DVW-waterlopen, waaronder ook de dijken van de Zeeschelde, Durme en Rupel.

Specifiek in de Zeeschelde breidt de oppervlakte dijkvegetaties zich nog verder uit door de uitvoering van het Geactualiseerde Sigmaplan. De primaire functie van deze dijken is echter waterkering, welke afhangt van de civieltechnische opbouw van het dijklichaam bestaande uit een (zandige) kern en (kleiige) afdeklaag. Deze afdeklaag moet samen met de aanwezige begroeiing zorgen voor voldoende erosiebestendigheid bij golfoverslag (en/of overloop). Voor de beheerder is ook de onderhoudskost een belangrijk aspect en die is rechtstreeks evenredig met de productiviteit van de vegetatie. Een duurzaam dijkbeheerplan is dus gericht op de ontwikkeling van vegetaties die de erosiebestendigheid van de dijk bevorderen, beperkte onderhoudskosten vergen en een ecologische meerwaarde bieden.

Dit rapport behandelt het beheervoorstel voor de dijkvegetaties van district 1 en 2 van het Schelde-estuarium (Zeeschelde, Durme, Rupel). District 3 (Grote Nete, Kleine Nete) en district 4 (Dijle, Zenne, Demer) komen in volgende rapportages aan bod.



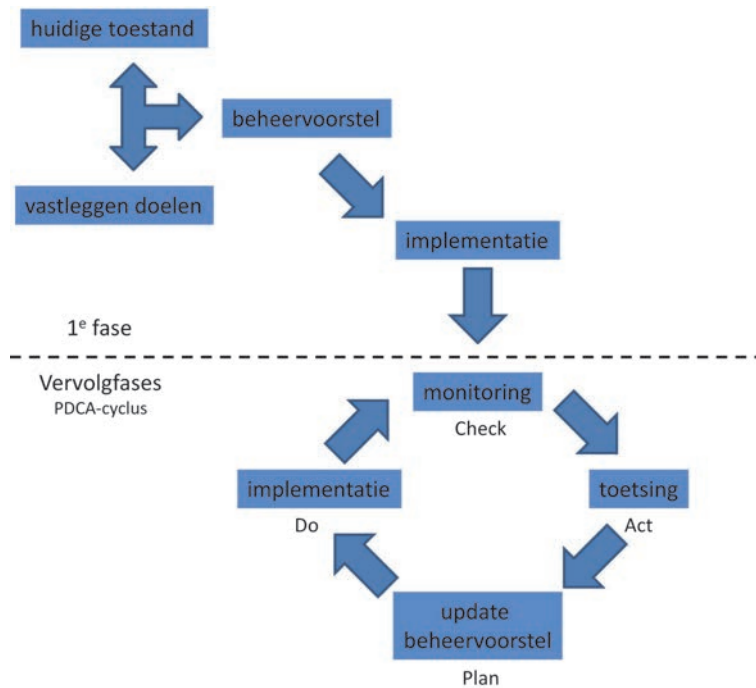


Figuur 1 Situering van de operationele beheereenheden en hun bijhorende habitatten voor het Schelde-estuarium.

1.2 SPECIFIEK KADER DIJKBEHEER

Het opstellen van een beheervoorstel voor de dijkvegetaties vormt een eerste fase in de beheercyclus van de dijken. Nadat de huidige toestand van de dijkvegetaties in kaart is gebracht en de gewenste doelen zijn vastgelegd, wordt een beheervoorstel geformuleerd om de vastgelegde doelen te bereiken. De uitvoering van dit beheervoorstel gebeurt door de dijkbeheerder (DVW) (1e fase in Figuur 2) die het beheervoorstel vertaalt naar een concreet beheerplan.

De vervolgfases van het dijkbeheer kennen het verloop van een Plan-Do-Check-Act-cyclus (PDCA-cyclus) met een frequentie van 4 jaar. Een monitoringsprogramma wordt uitgevoerd (Check) zodat getoetst kan worden of de vastgelegde doelen zijn bereikt (Act). Afhankelijk van het al dan niet behalen van de doelen wordt het beheervoorstel geactualiseerd (Plan), waarna de dijkbeheerder instaat voor de implementatie van het al dan niet vernieuwde beheervoorstel (Do). Vervolgens start de cyclus opnieuw door het uitvoeren van het monitoringsprogramma (Vervolgfases in Figuur 2).



Figuur 2 Fases en onderdelen van de PDCA-cyclus van het dijkbeheer.

1.3 DOELSTELLINGEN/TE BEANTWOORDEN VRAGEN

De hoofdfunctie van dijken is waterkering. De erosiebestendigheid van de dijk en dan in het bijzonder van de dijkvegetatie of (gras)zone, is hierbij een belangrijke voorwaarde. Het hoofddoel van dit project is dan ook een beheervoorstel te formuleren voor de dijkvegetaties langs de Zeeschelde, Durme en Rupel opdat zich zo veel mogelijk erosiebestendige vegetaties ontwikkelen en handhaven onder een realistisch haalbare onderhoudskost.

Hiertoe moeten volgende onderliggende vragen beantwoord worden:

1. Welke dijkvegetaties bieden de hoogste erosiebestendigheid, hebben de laagste onderhoudskost en de hoogste ecologische waarde? Of wat zijn met andere woorden de doelvegetaties op de dijken?
2. Welke omgevingsfactoren zijn bepalend voor dijkvegetaties met een hoge erosiebestendigheid, lage onderhoudskost (of lage productiviteit) en hoge ecologische waarde?
3. Welk beheer is nodig om deze doelvegetaties te ontwikkelen en/of te handhaven?
4. Hoe kunnen we nagaan of de vastgelegde doelen bereikt zijn? Of hoe kunnen we de toestand en de veranderingen in de dijkvegetaties efficiënt opvolgen?

In eerste instantie wordt dan ook de erosiebestendigheid van de verschillende dijkvegetaties geduid en dan in het bijzonder van de graslandtypes. De onderhoudskost kan in verband worden gebracht met de productiviteit van de vegetatietypes.

De omgevingsfactoren en het beheer bepalen waar welke vegetatie zich ontwikkelt. Het beheervoorstel zal deze omgevingsfactoren dienen bij te sturen zodat de doelvegetaties zich ontwikkelen en/of handhaven.

Bovendien wordt de nodige aandacht besteed aan de ecologische waarde van de dijkvegetaties. Het beheervoorstel moet de ecologische waarde verder maximaliseren met minimale negatieve impact op de aanwezige fauna en flora.

Voor de aanleg en het beheer van nieuwe dijken worden specifieke inrichtings- en beheermaatregelen geformuleerd alsook voor het omgaan met houtige gewassen, riet en invasieve exoten zoals Japanse duizendknoop, reuzenbalsemien en reuzenberenklauw.

1.4 AANPAK EN PROJECTSTRUCTUUR

Het einddoel van deze studie is een beheervoorstel voor de dijkvegetaties langs de Zeeschelde en haar getijgebonden zijrivieren zodat ze evolueren naar ecologisch waardevolle graslanden die bijdragen aan de erosiebestendigheid van de dijken en bovendien zo weinig mogelijk onderhoudskosten vergen. Daartoe werd een vegetatietypologie opgemaakt die abiotisch gekarakteriseerd werd. Daaruit werd een doelvegetatietype geselecteerd dat het beste beantwoordt aan de vooropgestelde criteria. De huidige dijkvegetatie werd gebiedsdekkend in kaart gebracht en vervolgens werd een beheervoorstel geformuleerd om vanuit de huidige toestand zoveel mogelijk naar de doelsituatie te evolueren.

1.4.1 Vegetatietypologie

Om een beeld te krijgen van de variatie aan dijkvegetaties zijn in het vegetatie seizoen van 2009 219 vegetatieopnames gemaakt op de landzijde van de dijken langs de Zeeschelde en Durme. De proefvlakken kenden een standaardoppervlakte van 2 x 2 m. Binnen elk proefvlak zijn per vegetatielaag alle terrestrische hogere planten, mossen en lichenen genoteerd. Vervolgens is hun bedekking ingeschat met behulp van de decimale schaal van Londo (1976). Deze vegetatieopnames zijn geclusterd tot 5 herkenbare vegetatietypes (vegetatietypologie):

- Type 1 Soortenrijk grasland
- Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland
- Type 3 Soortenarm glanshavergrasland
- Type 4 Verruigd glanshavergrasland
- Type 5 Brandnetelruigte

1.4.2 Karakterisering van de vegetatietypes

1.4.2.1 Abiotiek en beheer

Abiotische omgevingsfactoren en het gevoerde beheer bepalen de samenstelling van de aanwezige vegetatie. Om de relatie tussen de afgebakende vegetatietypes en deze omgevingsfactoren te bepalen zijn op de dijken bodemstalen verzameld. Voor elk van de 5 vegetatietypes zijn random 20 proefvlakken geselecteerd.

In de tweede helft van april 2010 zijn in deze geselecteerde proefvlakken bodemstalen genomen van de bovenste 20 cm. Telkens is een mengstaal gemaakt van 5 deelmonsters. Na drogen en vermalen is van elk bodemstaal de textuur bepaald door middel van laserdiffractie. Van alle stalen is ook de zuurtegraad (pH water), de conductiviteit (EGV), het kalkgehalte en de kationenuitwisselingscapaciteit (CEC) gemeten net als de gehalten aan calcium, kalium, magnesium, natrium, zwavel, ijzer en aluminium. Bovendien is zowel het totaal als plantbeschikbaar stikstof- en fosforgehalte gekwantificeerd.

Daarnaast is ook van alle proefvlakken de expositie, hellingsgraad, XYZ-coördinaten en mate van beschaduwning ingemeten en is het vastgestelde beheer genoteerd. De verzamelde gegevens zijn exploratief geanalyseerd.

1.4.2.2 Productiviteit

Om de productiviteit van de vegetatietypes te bepalen zijn per vegetatietypes 20 proefvlakken geselecteerd. In juni 2010 is in elk proefvlak in een meetpunt van 0.5 x 0.5 m de bovengrondse biomassa weggeknipt tot op ca. 2 cm hoogte en verzameld. Strooisel, gedefinieerd als liggend afgestorven plantenmateriaal niet vasthangend aan de moederplant, is niet verzameld. Ook terrestrische mossen en korstmossen zijn niet verzameld, tenzij ze doorgroeien tot tussen de hogere planten (> 2 cm hoog). Het verzamelde plantenmateriaal is droog bewaard en zo snel mogelijk overgebracht naar het labo, waar het gedroogd is in een droogstoof bij 105 °C tot er geen gewichtsverlies meer was (Moore & Chapman 1986). Het gewogen drooggewicht is verrekend naar ton drooggewicht (DS) per hectare (zie ook 6.2.2.2.2).

Deze staalname van de bovengrondse biomassa is uitgevoerd in dezelfde proefvlakken als waar bodemstalen zijn genomen (zie 1.4.2.1) tenzij in deze proefvlakken reeds beheer (maaien, begrazen) had plaatsgevonden. Indien dit het geval was, is een andere proefvlak geselecteerd tot 20 proefvlakken per vegetatietype waren bemonsterd.

1.4.2.3 Erosiebestendigheid

Omdat dijken in de eerste plaats een waterkerende functie hebben, is aandacht besteed aan de erosiebestendigheid van de verschillende vegetatietypes. Als maat voor de erosiebestendigheid is enerzijds de bedekking van de vegetatie gemeten aan de hand van de raammethode (Sýkora & Liebrand 1987).

In dezelfde proefvlakken als waar de bodemstalen zijn genomen is de bedekking, of omgekeerd de holheid, ingemeten in de tweede helft van april 2010 (20 proefvlakken per vegetatietype). Per proefvlak zijn 4 meetpunten van 0.5 x 0.5 m afgebakend. Nadat de bovengrondse biomassa is weggeknipt tot op ca. 2 cm hoogte is de bedekking ingemeten met behulp van een raster van 0.5 x 0.5 m met rastercellen van 0.05 x 0.05 m. Elk snijpunt binnen dit raster, in totaal 81, stelt een datapunt voor. Ter hoogte van elk snijpunt is een pin of staafje neergelaten en werd genoteerd of dit een hogere plant (V), mos (M), strooisel (S) of kale bodem (K) raakte. Het procentueel aandeel hogere plant, uitgemiddeld voor de 4 meetpunten, geeft een waarde voor de bedekking binnen het proefvlak (zie ook 6.2.2.2.1).

Anderzijds zijn ook wortelstalen verzameld in dezelfde proefvlakken (20 per vegetatietype) waar de bodemstalen zijn genomen, om de hoeveelheid wortels per volume-eenheid te bepalen (worteldensiteit). Hiervoor is met behulp van Kopecky-ringen of monsterringen (vast volume van 100 ml) een staal genomen op 4 verschillende dieptes: 0-10, 10-20, 20-30 en 30-40 cm onder het maaiveld. Telkens is per diepte een mengstaal van 3 deelmonsters gemaakt; verzameld onderaan, in het midden en bovenaan het proefvlak. Het uitspoelen van de bodemdeeltjes uit deze stalen vergde evenwel zodanig veel middelen dat overgeschakeld is op het bepalen van het gloeiverlies (LOI, loss on ignition). Het gloeiverlies, als maat van de hoeveelheid organische stof, is gebruikt als proxy voor de hoeveelheid wortels. Dit leidde evenwel tot een groot kwaliteitsverlies in de data waardoor geen eenduidige besluiten konden afgeleid worden uit de gegevens.

In deze proefvlakken is ook het bodemprofiel beschreven (20 per vegetatietype) tot een diepte van 100 cm. Met behulp van een gutsboor (diameter 2.5 cm) is een ongestoord bodemonster gestoken. In elke te onderscheiden bodemhorizont is de wortelabundantie per



diameterklasse (very fine (< 0.5 mm), fine (0.5-2 mm), medium (2-5 mm), coarse (> 5 mm)) ingeschat aan de hand van aantalsklassen conform de richtlijnen van FAO (2006).

Een doelvegetatie werd geselecteerd op basis van de bevindingen van de kenmerkenanalyse, aangevuld met literatuurgegevens. Hierbij is aan de erosiebestendigheid het meest gewicht gegeven, gevolgd door de productiviteit en tenslotte de ecologische waarde (zie 2).

1.4.3 Kartering

Om de huidige toestand (anno 2014) te toetsen aan de doelsituatie werd de vegetatie op de dijklichamen in districten 1 en 2 van de Zeeschelde gekarteerd. Gezien het lineaire karakter van de dijken bestaan de karteringseenheden niet uit vlakken maar uit lijnen. Elk onderscheiden lijnstuk bestaat uit een homogene vegetatie-eenheid waaraan een vegetatietype is toegekend.

Bovendien zijn verschillende zones onderscheiden op het dijklichaam (teen, landzijde, kruin aan landzijde, kruin aan rivierzijde en rivierzijde) (i.e. dijkzones) die telkens apart zijn gekarteerd. Hierdoor bestaat de vegetatiekaart uit 5 parallelle lijnen met 10 m als kleinste karteereenheid. Kleinere belangrijke elementen zijn als punt gekarteerd.

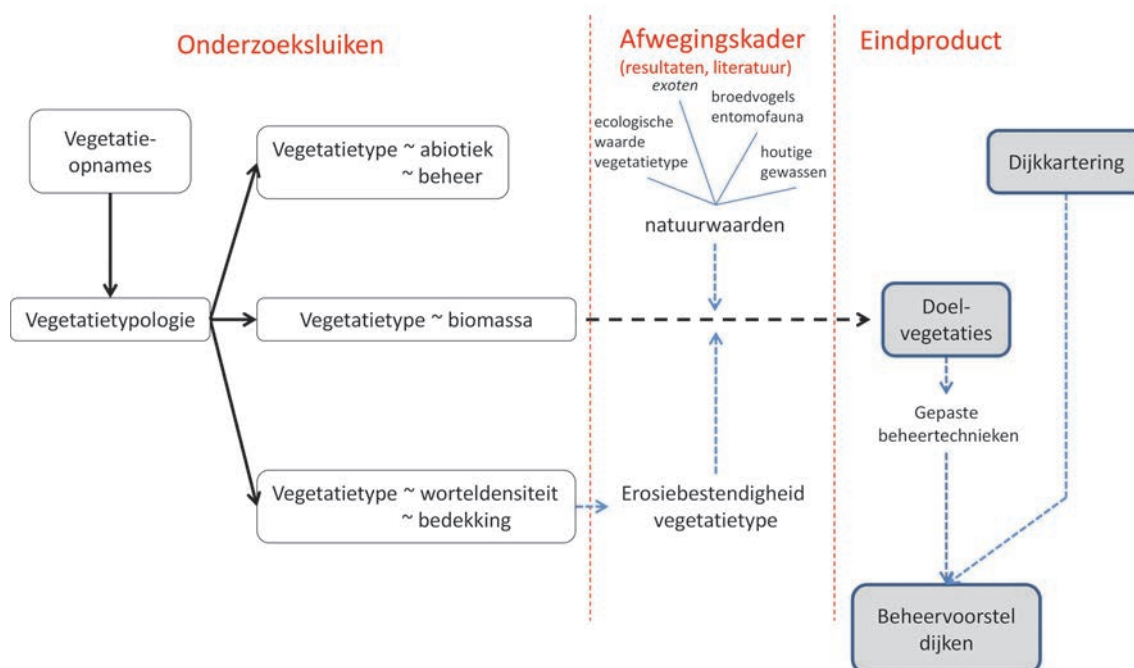
Het resultaat van deze kartering is een vegetatiekaart bestaande uit 5 parallelle lijnen waarbij elke onderscheiden lijnstuk uit een homogeen vegetatietype bestaat waaraan een vegetatietype is gekoppeld (zie ook 4.1).

1.4.4 Beheervoorstel

Op basis van de kenmerkenanalyse en literatuurgegevens werd per dijktraject de meest gepaste beheertechniek voorgesteld om de huidige vegetatie om te vormen tot de doelvegetatie of om de doelvegetatie te handhaven indien die reeds aanwezig is.

Bij de selectie van de doelvegetatie en het formuleren van het beheervoorstel is ook rekening gehouden met andere natuurwaarden. Het beheervoorstel dient de impact op broedvogels en entomofauna te minimaliseren en een alternatief beheervoorstel is uitgewerkt voor invasieve exoten en houtige gewassen in zoverre dit de hoofdoelen niet hypothekeert.

Projectstructuur: Beheervoorstel dijken

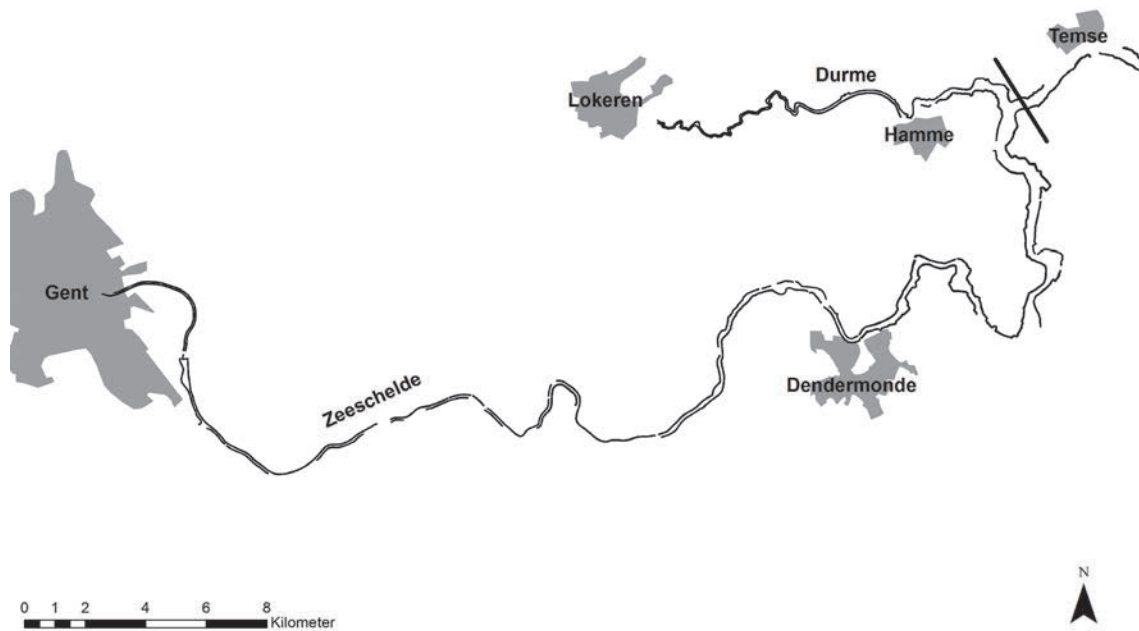


Figuur 3 Opbouw van de verschillende projectonderdelen die tot het beheervoorstel voor de dijken leiden (1e fase).

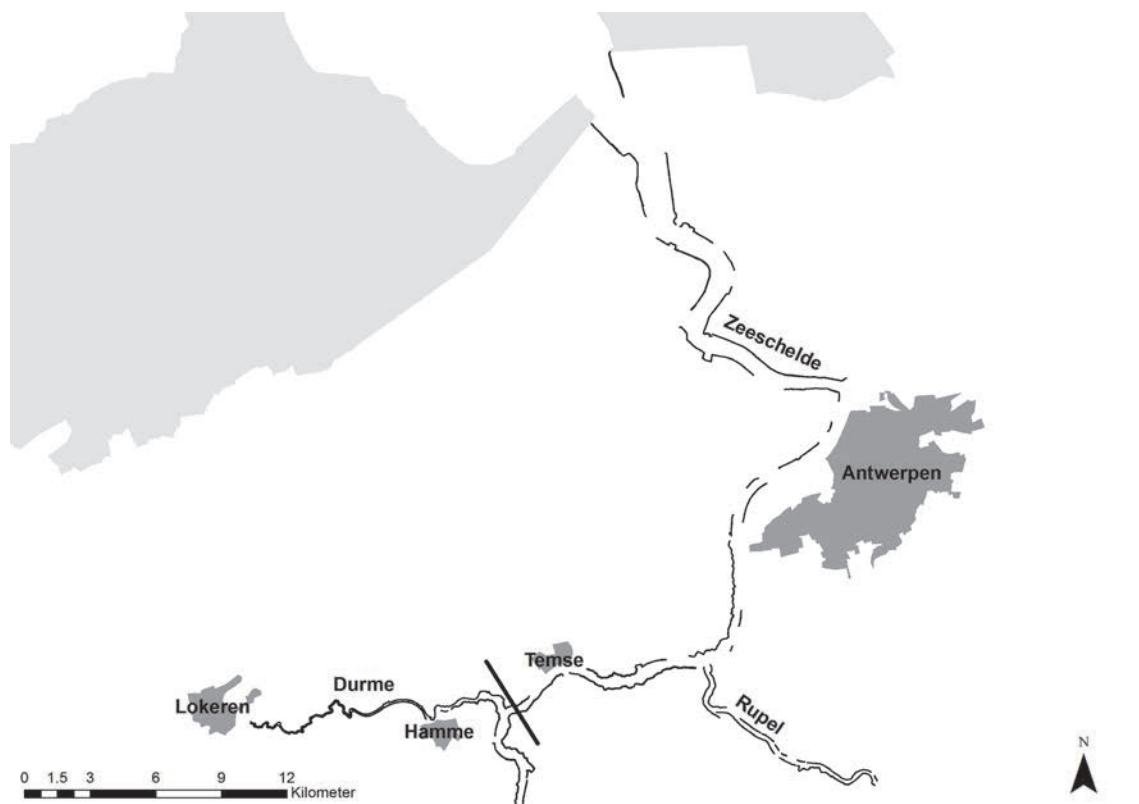
1.5 AFBAKENING PROJECTGEBIED

Voor het volledige werkingsgebied van DVW afdeling Zeeschelde-Zeekanaal worden beheervoorstellen opgemaakt voor het onderhoud en beheer van waterkerende grondconstructies of dijken langs de getijdenafhankelijke rivieren (Zeeschelde, Durme, Rupel).

Dit wordt gefaseerd aangepakt. Voorliggend is het beheervoorstel voor district 1 (Zeeschelde stroomopwaarts Durmemonding, Durme) (Figuur 4) en district 2 (Zeeschelde stroomafwaarts Durmemonding, Rupel) (Figuur 5). De volgende jaren worden district 3 (Grote Nete, Kleine Nete) en district 4 (Zenne, Dijle, Demer) behandeld.



Figuur 4 District 1 omvat het deel van de Zeeschelde tussen Gent en de monding van de Durme, alsook de volledige getijdenafhankelijke Durme.



Figuur 5 District 2 bestaat uit het deel van de Zeeschelde tussen de monding van de Durme en de Belgisch-Nederlandse grens, alsook de volledige getijdenafhankelijke Rupel.



2 DOELVEGETATIE

2.1 VOORWAARDEN

De primaire functie van dijken is waterkering. Om hieraan te beantwoorden moet een dijk in de eerste plaats aan verschillende technische en bouwkundige vereisten voldoen. De helling en hoogte van de dijk zijn van belang maar ook dient de zandige kern te worden afgedekt met een kleilaag. De samenstelling van deze kleilaag alsook de dikte moeten beantwoorden aan vastgelegde criteria om de geringe doorlatendheid van de dijk te garanderen. Daarnaast draagt de afdeklaag bij tot de erosiebestendigheid bij golfoverslag en/of overloop.

De erosiebestendigheid van een dijk is evenwel niet enkel afhankelijk van de kleiige afdeklaag maar ook de aanwezige grasbekleding of vegetatie heeft een belangrijke impact (TAW 1999). Zowel de bovengrondse als ondergrondse biomassa hebben een gunstig effect op de erosiebestendigheid doordat het de kans op uitspoeling van bodemdeeltjes vermindert (Gyssels et al. 2005; Hewlett et al. 1987).

De bovengrondse vegetatie verhoogt de erosiebestendigheid door de directe bescherming van de afdeklaag. Hoe hoger de bedekking van de vegetatie, hoe kleiner het contactoppervlak tussen het overspoelend water en de afdeklaag en hoe hoger dus de erosiebestendigheid (Gyssels et al. 2005; Hewlett et al. 1987; Sýkora & Liebrand 1987; VTV 2007). Als deze vegetatie bovendien voornamelijk uit buigbare soorten bestaat zoals grassen, reduceert dit ook de stroomsnelheid en bijgevolg de eroderende kracht van het overstromende water (Hewlett et al. 1987; Peeters et al. 2012, 2013).

VTV (2007) en TAW (1998) stellen 70% als minimaal vereiste bedekking voor dijkvegetaties waar een maaibeheer wordt toegepast, en 85% waar een begrazingsbeheer wordt toegepast. Sýkora & Liebrand (1987) hanteren strengere criteria waarbij een bedekking tussen de 80% en 85% als goed wordt beschouwd en boven de 85% als zeer goed.

Berendse et al. (2015) stelden experimenteel vast dat een hogere soortendiversiteit zorgt voor minder erosie. Door toevallige gebeurtenissen (vorst, hitte, droogte, ziekte, enz.) kan een soort verdwijnen uit een grasland, waardoor open plekken of ruimtes ontstaan in het grasland, wat niet gewenst is in dijkgraslanden omwille van de verhoogde kans op erosie. In soortenrijke graslanden is echter de kans hoog of zelfs gegarandeerd dat deze open ruimtes snel worden ingenomen door een andere plantensoort (Berendse et al. 2015).

Niet enkel de bovengrondse maar ook de ondergrondse biomassa van planten (wortels), heeft een beschermende impact op de afdeklaag. De wortels van de aanwezige plantensoorten houden de bodemdeeltjes samen en voorkomen uitspoeling. Hoe intensiever de doorworteling, hoe sterker de bodemdeeltjes worden vastgehouden en dus hoe hoger de erosiebestendigheid (De Baets et al. 2006; Gyssels et al. 2005; Sýkora & Liebrand 1987; TAW 1999).

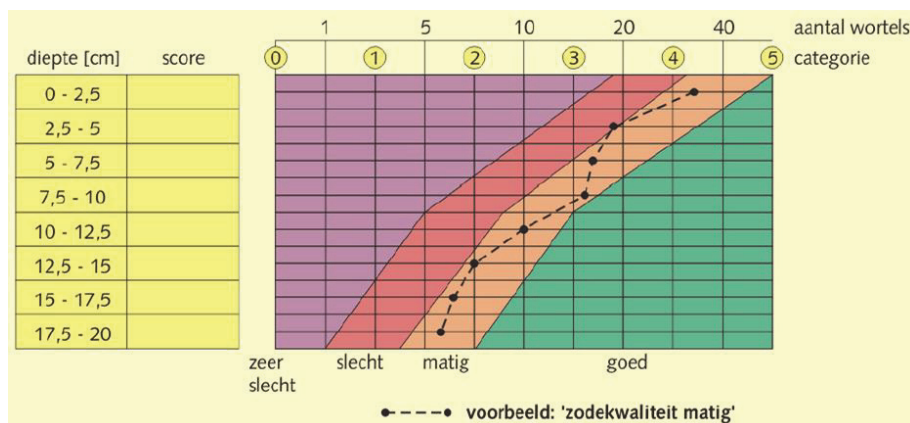
Voor de wortellengtedensiteit (*worteldichtheid*) (totale wortellengte per volume-eenheid) speelt hierin een cruciale rol en in mindere mate de worteldensiteit (*wortelmasa*) (totaal gewicht per volume-eenheid), al zijn beide veelal sterk gecorreleerd. Een dicht pakket van talrijke dunne wortels heeft een gunstiger effect op de erosiebestendigheid van de toplaag dan weinig maar dikke wortels. Een dicht pakket van talrijke dunne wortels houdt de bodemdeeltjes namelijk beter vast en behoedt tegen uitspoelen. Dit impliceert dat de



wortelarchitectuur van de aanwezige plantensoorten sterk bepalend is voor de erosiebestendigheid. Soorten met een wortelstelsel bestaande uit vele dunne bijwortels dragen meer bij aan de erosiebestendigheid of -weerstand dan soorten met een dikke penwortel (De Baets et al. 2007, 2011). Bijgevolg zorgen vegetaties die vooral bestaan uit plantensoorten met een dicht netwerk aan dunne bijwortels voor een hogere erosiebestendigheid dan vegetatietypes die bestaan uit plantensoorten met kenmerkend dikke wortels.

De mate van doorworteling is dus afhankelijk van het vegetatietype. Zo toonden Sýkora & Liebrand (1987) en Vannoppen et al. (2016) aan dat voornamelijk soortenrijkere vegetatietypes een beter doorworteling of hogere wortellengtedensiteit (worteldichtheid) en bijgevolg hogere erosieweerstand hebben dan soortenarmere vegetatietypes. Dit geldt in het bijzonder voor vegetaties met grote brandnetel die een lage wortellengtedensiteit (*worteldichtheid*) hebben.

Om de doorworteling te evalueren hanteert VTV (2007) een beoordelingsschema waarbij de worteldichtheid (aantal wortels per volume-eenheid) wordt uitgezet in functie van de diepte (Figuur 6). Hiervoor worden in de winter per locatie 4 cilindrische bodemonsters genomen van de bovenste 20 cm met een diameter van 3 cm. Elk bodemonster wordt opgedeeld in 8 deelmonsters van 2.5 cm waarin alle levende wortels worden geteld van minstens 1 cm lang. Het gemiddeld aantal wortels per deelmonster wordt uitgezet in het beoordelingsschema waaruit een kwaliteitsoordeel kan worden afgeleid (goed, matig, slecht, zeer slecht).



Figuur 6 Beoordelingsschema van de grasmat op basis van de doorworteling (uit VTV 2007).

In het (recente) Nederlands Wettelijk Beoordelingsinstrumentarium (WBI 2017) stoelt de beoordeling van de grasbekleding op een (globale) visuele inspectie en de plagmethode. Uit Ministerie van Infrastructuur en Milieu (2016), de “Schematiseringshandleiding grasbekleding WBI2017 d.d. 1 dec 2016” (<https://www.helpdeskwater.nl/onderwerpen/waterveiligheid/primaire/beoordelen-wbi/>), volgt dat 3 kwaliteitsklassen worden onderscheiden bij visuele inspectie: gesloten, open en fragmentarische (gras)zode. Een gesloten graszode duidt op een continue grasmat (> 90% van oppervlak heeft plantafstanden < 0.1 m) wat een indicatie is voor de aanwezigheid van een dichte doorworteling. Een open graszode is nog steeds een continue grasmat, maar kent tot 25% van het oppervlak plantafstanden tussen 0.1 m en 0.25 m en/of kleine ondiepe beschadigingen. Een fragmentarische zode bestaat uit individuele, losstaande planten. Ingeval van een open graszode (of bij twijfel over de doorworteling) biedt de plagmethode soelaas. Ook bij de beoordeling van de gestoken plaggen worden 3 kwaliteitsklassen onderscheiden: dichte, open en fragmentarische doorworteling. Bij alle kwaliteitsklassen gaat het om het (met

moeite of de nodige voorzichtigheid) steken van de plag, losmaken van de ondergrond, vervolgens opnemen en eventueel uittrekken.

Tot slot moet het duidelijk zijn dat een beoordeling van de kwaliteit van de grasmat geen toetsing van de dijk inhoudt, doch input vormt voor het veiligheidsoordeel.

2.2 DIJKVEGETATIES

2.2.1 Vegetatietynologie

Op basis van vegetatieopnames (zie 1.4.1) worden 5 grasland- en ruigtevegetatietyper onderscheiden waaraan eenvoudige, bevattelijke namen zijn gegeven: soortenrijk grasland, soortenrijk glanshavergrasland, soortenarm glanshavergrasland, verruigd glanshavergrasland en brandnetelruigte.

De focus voor dit beheervoorstel ligt vooral op de graslanden en ruigtes die voorkomen op de landzijde van de dijken langs de Zeeschelde en Durme. Voor niet-graslandtypes en ruigtes aan rivierzijde is geen kenmerkenanalyse uitgevoerd maar ze komen wel voor, vooral aan de rivierzijde en de teen van de dijk. Daarom werden extra vegetatietyper (2.2.1.6 Type 6 tot 2.2.1.10 Type 10) toegevoegd aan de lijst, die als legende-eenheden worden gebruikt bij de vegetatiekartering (zie 4). Het betreffen rietvegetaties, ruigtes van Japanse duizendknoop, variabele ruigtes en bomen en struiken. Tot slot is nog een restgroep gedefinieerd als karteringseenheid, zonder vegetatiekenmerken.

2.2.1.1 Type 1 Soortenrijk grasland

Lage soortenrijke vegetatie van verschillende grassen en veel niet-grassoorten ('bloemplanten'). Glanshaver (*Arrhenatherum elatius*) is het meest voorkomend maar gestreepte witbol (*Holcus lanatus*) en rood zwenkgras (*Festuca rubra*) komen in vergelijkbare hoeveelheden voor in dit vegetatietype. Andere veelvuldig voorkomende grassen zijn ruw beemdgras (*Poa trivialis*), kropaar (*Dactylis glomerata*), zachte dravik (*Bromus hordeaceus*) en opvallend ook Engels raaigras (*Lolium perenne*).

Wat niet-grassoorten betreft zijn gewone hoornbloem (*Cerastium fontanum*), kleine klaver (*Trifolium dubium*), ringelwikke (*Vicia hirsuta*), kruipende boterbloem (*Ranunculus repens*), smalle weegbree (*Plantago lanceolata*), paardenbloem (*Taraxacum* sp.), witte klaver (*Trifolium repens*), scherpe boterbloem (*Ranunculus acris*), gewoon biggenkruid (*Hypochaeris radicata*), vergeten wikke (*Vicia sativa* subsp. *segetalis*) en veldereprijs (*Veronica arvensis*) de meest voorkomende soorten. Andere soorten voornamelijk voorkomend in dit vegetatietype zijn rode klaver (*Trifolium pratense*), margriet (*Leucanthemum vulgare*), knoopkruid (*Centaurea jacea*), groot streepzaad (*Crepis biennis*), peen (*Daucus carota*) en klein streepzaad (*Crepis capillaris*).



Figuur 7 Voorbeeld van Type 1 Soortenrijk grasland met veel heermoes (*Equisetum arvense*) en bloeiende witte klaver (*Trifolium repens*), rode klaver (*T. pratense*) en kleine klaver (*T. dubium*) op Scheldedijk in St.-Amands (RO) (BV09/054, 10/06/2009).



Figuur 8 Bloeiaspect van knoopkruid (*Centaurea jacea*), ringelwikke (*Vicia hirsuta*) en veldlathyrus (*Lathyrus pratensis*) in een Type 1 Soortenrijk grasland op Scheldedijk nabij Dendermonde (RO) (BV09/074, 16/06/2009).

////////////////////////////////////



Figuur 9 Korte vegetatie ontwikkeld na begrazen met bloeiende margriet (*Leucanthemum vulgare*) en groot streepzaad (*Crepis biennis*), een voorbeeld van Type 1 Soortenrijk grasland op Scheldedijk in Appels (RO) (BV09/083, 18/06/2009).

2.2.1.2 Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland

Vrij hoge, soortenrijke vegetatie met veel glanshaver (*Arrhenatherum elatius*) maar ook vele andere grassen als ruw beemdgras (*Poa trivialis*), kroppaar (*Dactylis glomerata*), gestreepte witbol (*Holcus lanatus*), rood zwenkgras (*Festuca rubra*), zachte dravik (*Bromus hordeaceus*) en kweek (*Elymus repens*). De soortenrijkdom schuilt niet enkel in de verschillende grassoorten maar ook tal van dicotylen kenmerken dit vegetatietype. De meest voorkomende zijn scherpe boterbloem (*Ranunculus acris*), kruipende boterbloem (*Ranunculus repens*), gewone hoornbloem (*Cerastium fontanum*), paardenbloem (*Taraxacum* sp.), gewone smeewortel (*Symphytum officinale*), akkerdistel (*Cirsium arvense*), ringelwikke (*Vicia hirsuta*), heermoes (*Equisetum arvense*) en grote brandnetel (*Urtica dioica*).

In vergelijking met Type 1 Soortenrijk grasland is naast de hogere bedekking van glanshaver en het minder voorkomen van Engels raaigras (*Lolium perenne*) de aanwezigheid van gewone berenklauw (*Heracleum sphondylium*) en fluitenkruid (*Anthriscus sylvestris*) typerend. Eveneens indicatief voor dit type zijn veldzuring (*Rumex acetosa*) en veenwortel (*Polygonum amphibium*).



Figuur 10 Voorbeeld van Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland op een Scheldedijk in Mariekerke (RO) met veel scherpe boterbloem (*Ranunculus acris*) en gestreepte witbol (*Holcus lanatus*) maar ook gewone berenklauw (*Heracleum sphondylium*), veldzuring (*Rumex acetosa*) en fluitenkruid (*Anthriscus sylvestris*). Beide laatste soorten zijn vruchtdragend (TT09/021, 09/06/2009).

2.2.1.3 Type 3 Soortenarm glanshavergrasland

Hoge soortenarme vegetatie die voornamelijk uit hoge grassen bestaat. Glanshaver (*Arrhenatherum elatius*) is de dominerende grassoort maar ook andere grassen zijn veelvuldig aanwezig zoals ruw beemdgras (*Poa trivialis*), kropaar (*Dactylis glomerata*), rood zwenkgras (*Festuca rubra*) en gestreepte witbol (*Holcus lanatus*). Niet grassoorten komen in dit soortenarm glanshavergrasland slechts beperkt voor (lage bedekking).

Gewone smeerwortel (*Symphytum officinale*), kruipende boterbloem (*Ranunculus repens*), gewone hoornbloem (*Cerastium fontanum*), grote brandnetel (*Urtica dioica*) en hondsdrif (*Glechoma hederacea*) zijn de meest voorkomende. Vermeldenswaardig is ook gevlekte rupsklaver (*Medicago arabica*). Voornamelijk in dit vegetatietype wordt deze niet-alledaagse soort aangetroffen op de dijken.



Figuur 11 Kenmerkend voor Type 3 Soortenarm glanshavergrasland is de uitgesproken dominantie van hoge grassen als glanshaver (*Arrhenatherum elatius*) waartussen weinig bloemen te bespeuren zijn. Het voorbeeld situeert zich op een Scheldedijk in Baasrode (RO) (BV09/056, 10/06/2009).



Figuur 12 Bloeiende glanshaver (*Arrhenatherum elatius*), kroppaar (*Dactylis glomerata*) en gestreepte witbol (*Holcus lanatus*) in een Type 3 Soortenarm glanshavergrasland op een Scheldedijk in Weert (RO). Het grasland is reeds begraasd (TT09/015, 09/06/2009).



2.2.1.4 Type 4 Verruigd glanshavergrasland

Het verruigd glanshavergrasland wordt gekenmerkt door een combinatie van hoog uitgroeiende grassen waarin glanshaver (*Arrhenatherum elatius*) aspectbepalend is. Andere typische grassen in deze hoge soortenarme vegetaties zijn ruw beemdgras (*Poa trivialis*) en kropbaar (*Dactylis glomerata*).

Kenmerkend is de aanwezigheid van grote brandnetel (*Urtica dioica*), zij het in geringere mate in vergelijking met Type 5 Brandnetelruigte. De soortensamenstelling komt sterk overeen met dit Type 5 Brandnetelruigte maar de verhoudingen zijn anders. Grassen domineren maar telkens is ook grote brandnetel aanwezig.



Figuur 13 Typerend voor graslanden van het Type 4 Verruigd glanshavergrasland is de dominantie van de naamgevende soort, glanshaver (*Arrhenatherum elatius*) waartussen grote brandnetel (*Urtica dioica*) staat. Dit typevoorbeeld heeft zich ontwikkeld op een Scheldedijk in Baasrode (RO) (BV09/062, 15/06/2009).

2.2.1.5 Type 5 Brandnetelruigte

Hoge soortenarme vegetatie of ruigte met een uitgesproken dominantie van grote brandnetel (*Urtica dioica*) waartussen kleeftkruid (*Galium aparine*) slingert. Andere constante soorten zijn gewone smeerwortel (*Symphytum officinale*) en grassen als glanshaver (*Arrhenatherum elatius*) en ruw beemdgras (*Poa trivialis*). Al deze soorten komen evenwel in lage bedekkingen voor. Laag in de kruidlaag groeit geregeld hondsdraf (*Glechoma hederacea*) en gewoon dikkopmos (*Brachythecium rutabulum*).



Figuur 14 Grote brandnetel (*Urtica dioica*) is typisch overheersend in Type 5 Brandnetelruigte. Tussen de grote brandnetel priemt wat glanshaver (*Arrhenatherum elatius*) en ertussen slingeren enkele exemplaren kleeftkruid (*Galium aparine*). Deze ruigte is vrij laag omdat deze Scheldedijk in Dendermonde (RO) reeds was geklepeld (BV09/076, 17/06/2009).



Figuur 15 Typisch voorbeeld van een Type 5 Brandnetelruigte. Hoge, dichte vegetatie met een uitgesproken dominantie van grote brandnetel (*Urtica dioica*), doorweven met kleeftkruid (*Galium aparine*), die zich heeft ontwikkeld op een Scheldedijk in Baasrode (RO) (BV09/066, 15/06/2009).





Figuur 16 Voorbeeld van Type 6 Rietvegetatie met naast de naamgevende soort riet (*Phragmites australis*) ook grote brandnetel (*Urtica dioica*) en glanshaver (*Arrhenatherum elatius*) die een hoge, dichte vegetatie vormen op een dijk langs de Durme in Waasmunster (LO) (TT09/090, 08/07/2009).

2.2.1.6 Type 6 Rietvegetatie

Tot dit vegetatietype behoren vegetaties die gedomineerd worden door riet (*Phragmites australis*). Naast zuivere rietvegetaties worden ook rietruigtes tot dit type gerekend. Dit zijn vegetaties waarin riet de aspectbepalende soort is maar waarin ook ruigtesoorten zoals braam (*Rubus* sp.), grote brandnetel (*Urtica dioica*), reuzenbalsemien (*Impatiens glandulifera*) of andere voorkomen (Figuur 16).

2.2.1.7 Type 7 Ruigte van Japanse duizendknoop (*Fallopia japonica*)

Dergelijke hoog uitgroeiende en dichte ruigtes worden gedomineerd door de invasieve exoot Japanse duizendknoop (*Fallopia japonica*). Deze vegetaties zijn meestal eensoortig, soms vergezeld door andere ruigtekruiden als grote brandnetel (*Urtica dioica*).

Vegetaties gedomineerd door Boheemse duizendknoop (*Fallopia x bohemica*), wat de kruising is van Japanse (*F. japonica*) en Sachalinse duizendknoop (*Fallopia sachalinensis*), worden ook tot dit vegetatietype gerekend. Het onderscheid tussen Japanse en Boheemse is niet altijd eenvoudig waardoor deze beide tot een vegetatietype zijn samengevoegd. Ook ruigtes van Sachalinse duizendknoop (*F. sachalinensis*) zijn tot dit type gerekend.

Door *Fallopia* gedomineerde vegetaties zijn nauwgezet gekarteerd. Als kleine vlekken van slechts enkele vierkante meter in een andere vegetatietype opduiken, zijn deze eveneens geïventariseerd. Deze kleine vlekken (< 10 m) zijn als punten genoteerd (zie 4).



2.2.1.8 Type 8 Variabele ruigte

Zoals de naam aangeeft, is dit type zeer divers wat samenstelling en vegetatiehoogte betreft. Dit type omvat voornamelijk hoger uitgroeiende (kruidenrijke) ruigtes langs de rivierzijde van de dijk. Deze ruigtes komen zowel op minerale bodem voor als op breukstenen. De ruigtes kunnen bestaan uit soorten zoals braam (*Rubus* sp.), gewoon struisriet (*Calamagrostis epigejos*), klimop (*Hedera helix*), bezemkruiskruid (*Senecio inaequidens*), klit (*Arctium* sp.), bijvoet (*Artemisia vulgaris*), grote brandnetel (*Urtica dioica*), gewone smeerwortel (*Symphytum officinale*), akkerdistel (*Cirsium arvense*), glanshaver (*Arrhenatherum elatius*), enz.

In deze ruigte staan trouwens geregeld solitaire bomen en struiken (zie 2.2.1.9).

Op open bodems kunnen zich pioniersvegetaties ontwikkelen. Deze bestaan vooral uit eenjarige of kortlevende plantensoorten die van de kale bodem weten te profiteren om zich te vestigen. Veelal betreft het diverse soorten melde (*Atriplex* sp.), duizendknoop (*Polygonum* sp.), amarant (*Amaranthus* sp.), zwarte nachtschade (*Solanum nigrum*), melkdistel (*Sonchus* sp.), zwarte mosterd (*Brassica nigra*), vogelmuur (*Stellaria media*), enz. Meerjarige en overblijvende plantensoorten vestigen zich eveneens of worden ingezaaid (zie 7.1) en ontwikkelen zich verder waardoor een meer gesloten vegetatie ontstaat. Pionierssoorten zijn dan niet langer in staat om te concurreren met deze soorten en verdwijnen systematisch. Ook deze pioniersvegetaties zijn tot dit type gerekend (zie ook 8).



Figuur 17 Pioniersvegetatie van zwarte mosterd (*Brassica nigra*) die zich heeft ontwikkeld op een pas aangelegde dijk in Uitbergen (LO) (28/09/2015).



Figuur 18 Op een pas aangelegde dijk in Uitbergen (LO) ontwikkelde zich een pioniersvegetatie met amarant (*Amaranthus* sp.) als aspectbepalende soort (28/09/2015).

2.2.1.9 Type 9 Bomen/struiken

Vooraf op het dijktalud langs de rivierzijde komen verschillende soorten bomen en struiken voor. Ofwel zijn ze er gekiemd en wortelen ze rechtstreeks in het dijktalud; ofwel zijn ze ingegroeid vanuit het belendend schor.

Enkel de bomen en struiken die op het dijktalud voorkomen worden tot dit type gerekend, zowel groeiend op breuksteen als op minerale bodem. Veelal zijn deze bomen en struiken uitgegroeid tot lijnvormige, aaneengesloten struwelen of bomenrijen.

Veel voorkomend zijn verschillende wilgensoorten. Dit zijn zowel struikvormende wilgen zoals grauwe wilg (*Salix cinerea*), boswilg (*Salix caprea*) of *Salix x mollissima* maar ook boomvormende wilgen zoals schietwilg (*Salix alba*), kraakwilg (*Salix fragilis*) of de hybride tussen beide (*Salix x rubens*). Andere voorkomende boom- en struiksoorten zijn gewone es (*Fraxinus excelsior*), gewone esdoorn (*Acer pseudoplatanus*), zomereik (*Quercus robur*), gewone vlier (*Sambucus nigra*), hazelaar (*Corylus avellana*), enz.

2.2.1.10 Type 10 Andere

Bovenstaande 9 types dekken niet de volledige dijkkoppervlakte. Om hieraan toch een legende-eenheid toe te kennen, is dit resttype beschreven.

Dit type is zeer divers en hiertoe worden onder andere gerekend (niet exhaustieve opsomming):

- verhardingen zoals asfaltbekledingen, keermuren en breuksteenbestortingen;
- huizen;
- tuinen die doorlopen tot op dijk;



- aanwezige slib- of zanddepots;
- recent aangelegde of in aanleg zijnde kale dijken;
- pas ingezaaide dijktafsluitingen waarop zich een ijle begroeiing heeft ontwikkeld.



Figuur 19 Pas ingezaaide dijktafsluiting in Uitbergen (LO) (28/09/2015).

2.2.2 Dijkvegetatietypes van het Zeeschelde-estuarium in een ruimer kader

Van Kerckvoorde et al. (2015) stelden een typologie op voor de kruidige vegetaties die voorkomen op de dijken en bermen langs de waterlopen beheerd door DVW. Deze typologie werd verder uitgebreid in Van Kerckvoorde (2016).

In Van Kerckvoorde (2016) is de typologie niet enkel uitgebreider en zijn de vegetatietypes uitvoeriger beschreven maar ook zijn verschillende richtwaarden gedefinieerd voor de gestelde doelvegetaties. Zo is bijvoorbeeld een richtwaarde bepaald voor het aantal hogere planten, voor de Shannon diversiteitsindex, voor het Ellenberggetal voor nutriënten, voor het aandeel stresstolerante plantensoorten, enzovoorts.

Bovendien is een rapport ontwikkeld (Van Uytvanck et al. 2017) die niet enkel een typologie beschrijft voor de vegetaties op de bermen en dijken langs waterlopen maar evengoed voor wegbermen. Dit rapport beperkt zich ook niet enkel tot kruidige vegetaties maar neemt ook houtige vegetaties, ruigtes en rietlanden op in de typologie. Naast het vaststellen van een typologie moet dit rapport (Van Uytvanck et al. 2017) ook een basis vormen voor enerzijds het inventariseren van bermen maar anderzijds ook voor het opstellen van beheerplannen.

In dit rapport is echter een vegetatietypologie gebruikt die gebaseerd is op voorgaand specifiek vegetatie-onderzoek. In dit onderzoek zijn vegetatie-opnames gemaakt van de kruidige vegetatie op de landzijde van de dijken langs de Zeeschelde en Durme. Deze opnames zijn vervolgens geclusterd tot 5 vegetatietypes (zie 2.2.1), welke gebruikt zijn voor de dijkkartering in dit rapport (zie 4). Naast deze 5 types zijn nog 4 andere vegetatietypes toegevoegd als legende-eenheden bij de kartering van de dijkvegetaties met name

rietvegetatie, ruigte van Japanse duizendknoop, variabele ruigte en bomen en struiken (zie 2.2.1).

In functie van de vergelijkbaarheid is een afstemming tussen de verschillende typologieën essentieel. Hiervoor is een conversietabel opgesteld die de overeenkomsten tussen de types van de verschillende studies weergeeft, maar evengoed de discrepanties (Tabel 1). Als er een overeenkomst is tussen types van verschillende studies kunnen deze een-op-een worden omgezet. Als er geen overeenkomst is, kan dit logischerwijs niet.

In onderstaand overzicht worden de vegetatietypes die niet een-op-een overeenkomen toegelicht. Telkens is een vergelijking gemaakt tussen de vegetatietypes gebruikt in dit rapport (Vandevorde et al. 2019) en de vegetatietypes uit Van Kerckvoorde et al. (2015), Van Kerckvoorde (2016) en Van Uytvanck et al. (2017):

- Vandevorde et al. (2019) - Van Kerckvoorde et al. (2015):

Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland en Type 3 Soortenarm glanshavergrasland vallen beide onder *011: glanshaver - fluitenkruid groep. Bij verder opsplitsen van deze Twinspan-groep tot een paar hiërarchische niveaus lager, sleutelen beide types wel uit, resp. *01111 en *0110, maar die worden niet onderscheiden in Van Kerckvoorde et al. (2015).

De focus van Van Kerckvoorde et al. (2015) lag op kruidige vegetaties vandaar dat er geen overeenkomstig type is voor Type 6 Rietvegetatie, Type 7 Ruigte van Japanse duizendknoop, Type 8 Variabele ruigte en Type 9 Bomen/struiken.

- Vandevorde et al. (2019) - Van Kerckvoorde (2016):

Type 1 Soortenrijk grasland en Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland ressorteren beide onder gestreepte witbol-smalle weegbree (*010). Verder opdelen van deze Twinspan-groep tot een niveau lager levert wel beide types op, resp. *0100 en *0101, maar die worden niet onderscheiden in Van Kerckvoorde (2016).

Van Kerckvoorde (2016) brengt bepaalde gelijkaardige vegetatiegroepen samen tot doeltypes of beheertypes. Type 4 Verruigd glanshavergrasland en Type 5 Brandnetelruigte worden zo ondergebracht in het type verruigd grasland.

De studie spitste zich toe op kruidige vegetaties vandaar dat er geen overeenkomstig type is voor Type 6 Rietvegetatie, Type 7 Ruigte van Japanse duizendknoop, Type 8 Variabele ruigte en Type 9 Bomen/struiken.

- Vandevorde et al. (2019) - Van Uytvanck et al. (2017):

Voor alle kruidige vegetatietype (Type 1 – Type 5), alsook voor Type 6 Rietvegetatie en Type 7 Ruigte van Japanse duizendknoop is er een een-op-eenrelatie. Voor Type 8 Variabele ruigte evenwel niet. Van Uytvanck et al. (2017) verdeelt deze in R1: Verstoord grasland en S4: Bramen. Ook Type 9 Bomen/struiken wordt gespecificeerd in verschillende types struweel en opgaande houtige gewassen.

Uit bovenstaand overzicht blijkt dat de vegetatietypologie van dit rapport het best overeenkomt met de typologie uit Van Uytvanck et al. (2017). De enige uitzondering hierop zijn Type 8 Variabele ruigte en Type 9 Bomen/struiken.

Tijdens de kartering zijn echter veelal de aspectbepalende soorten genoteerd en dan in het bijzonder voor Type 8 Variabele ruigte en Type 9 Bomen/struiken (zie 4). Op basis van deze



extra informatie omtrent de soortensamenstelling, is het mogelijk om ook deze te vertalen naar een vegetatietype volgens Van Uytvanck et al. (2017).

Tabel 1 Conversietabel die de overeenkomstige vegetatietypes tussen de verschillende studies weergeeft. Discrepancies tussen deze studie (Vandevoorde et al. 2019) en andere studies zijn grijs gemarkeerd.

Vandevoorde et al. 2019	Van Kerckvoorde et al. 2015	Van Kerckvoorde 2016		Van Uytvanck et al. 2017
		Groep	Type	
1 Soortenrijk grasland	*010: duizendblad - knoepkruid groep	gestreepte witbol-smalle weegbree (*0100)	vrij soortenrijk grasland	G4: Graslandfase 4 - Bloemrijk grasland
2 Soortenrijk glanshavergrasland	*011: glanshaver - fluitenkruid groep (*01111)	gestreepte witbol-smalle weegbree (*0101)	vrij soortenrijk grasland	G3: Graslandfase 3 - Graskruidenmix
3 Soortenarm glanshavergrasland	*011: glanshaver - fluitenkruid groep (*0110)	glanshaver groep (011)	soortenarm grasland (matig voedselrijk grasland)	G2: Graslandfase 2 - Dominant stadium
4 Verruigd glanshavergrasland	*10: grote brandnetel - glanshaver groep	glanshaver - grote brandnetelgroep (*100)	verruigd grasland	R2: Verruigd grasland
5 Brandnetelruigte	*11: grote brandnetel groep	grote brandnetelgroep (*101)	verruigd grasland	R3: Brandnetelruigte
6 Rietvegetatie				R5: Riet
7 Ruigte van Japanse duizendknoop				E: Exoten
8 Variabele ruigte				R1: Verstoord grasland S4: Bramen
9 Bomen/struiken				S3: Doornstruwelen S5: Vlierstruwelen H1: Wilgenstruweel H2: Iepenstruweel H3: Loofhout H4: Uitheems loofhout

2.2.3 Kenmerken van de dijkvegetatietypes

In Figuur 20 wordt een overzicht gegeven van de belangrijkste resultaten van de kenmerkenanalyse van de 5 dijkvegetatietypes.

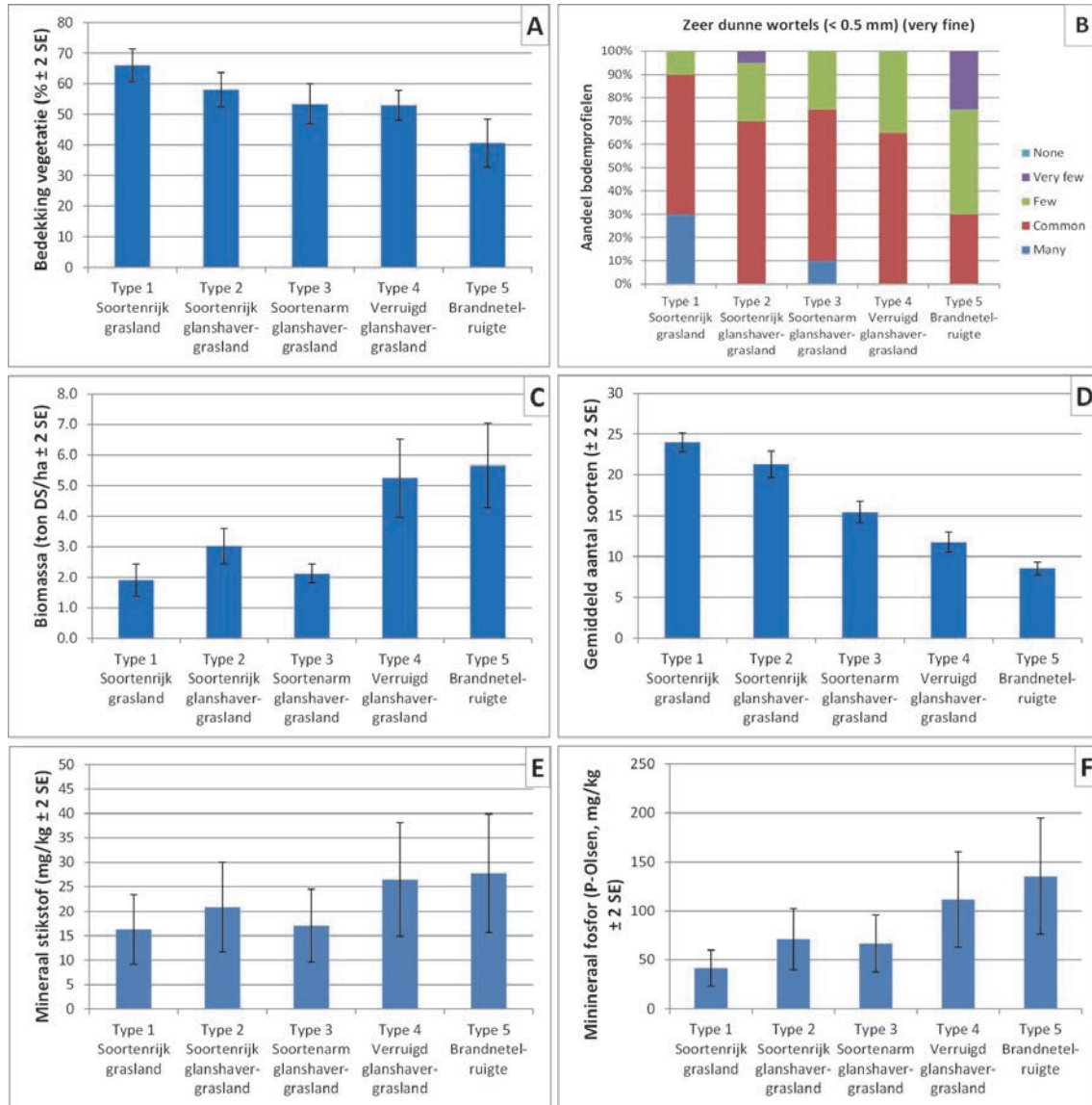
De bedekking van de vegetatie kan als proxy worden beschouwd voor de erosiebestendigheid. Hieruit blijkt dat Type 1 Soortenrijk grasland de grootste bedekking of de laagste holheid heeft en bijgevolg de hoogste erosiebestendigheid garandeert. Ook Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland kent een hoge erosiebestendigheid. Type 5 Brandnetelruigte daarentegen heeft de laagste bedekking (A in Figuur 20).

Ook de hoeveelheid zeer dunne wortels (i.e. very fine (< 0.5 mm)) is een indicator voor de erosiebestendigheid van de vegetatie. In de bodemprofielen zijn deze gekwantificeerd aan de hand van aantalsklassen. In de toplaag van de bodem onder Type 1 Soortenrijk grasland zijn overwegend de hogere aantalsklassen aangetroffen. Ook in Type 3 Soortenarm glanshavergrasland en Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland is dit het geval, evenwel in iets mindere mate. In Type 5 Brandnetelruigte zijn daarentegen vooral de lagere aantalsklassen vertegenwoordigd (B in Figuur 20).

De productiviteit of bovengrondse biomassa-productie is in Type 4 Verruigd glanshavergrasland en Type 5 Brandnetelruigte ongeveer tweemaal zo hoog in vergelijking met de andere vegetatietypes. Dit impliceert een hoger onderhoudskost gezien tweemaal zoveel maaisel moet afgevoerd en verwerkt worden (C in Figuur 20).

Een manier om de ecologische waarde van de verschillende vegetatietypes in te schatten, is de soortenrijkdom aan hogere planten. In Type 1 Soortenrijk grasland en Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland zijn gemiddeld het hoogste aantal soorten aangetroffen. In een proefvlak van 2 x 2 m zijn gemiddeld tussen de 20 en 25 soorten hogere planten aangetroffen. In vergelijking met Type 5 Brandnetelruigte is dit driemaal zoveel (D in Figuur 20).

De oorzaak van de verschillen in soortenrijkdom en productiviteit en bijgevolg erosiebestendigheid tussen de types schuilt in belangrijke mate in de voedselrijkdom van de bodem. In de bodems waar Type 4 Verruigd glanshavergrasland en Type 5 Brandnetelruigte voorkomen, zijn de gehaltes aan mineraal of plantbeschikbaar stikstof en fosfor bijna tweemaal zo hoog (stikstof E in Figuur 20; fosfor F in Figuur 20).



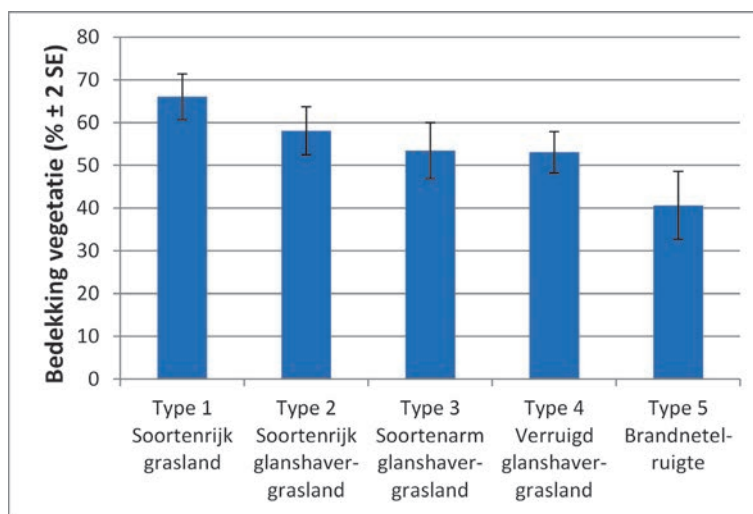
Figuur 20 Belangrijkste resultaten van de kenmerkenanalyse van de 5 graslandtypes: A) gemiddelde procentuele bedekking van de verschillende vegetatietypes; B) relatieve verdeling van de aantalklassen van zeer dunne (very fine, < 0.5 mm) wortels aangetroffen in de bovenste bodemhorizont bij de verschillende vegetatietypes; C) gemiddelde bovengrondse biomassa-productie van de verschillende vegetatietypes; D) gemiddeld aantal plantensoorten in een proefvlak van 2 x 2 m in elk type; E) per vegetatietype de gemeten bodemconcentraties aan mineraal stikstof; F) per vegetatietype de gemeten bodemconcentraties aan mineraal fosfor (P-Olsen).

2.3 KEUZE EN VERANTWOORDING DOELVEGETATIE

Gezien de primaire functie van dijken waterkering is, komt het er bij de keuze van de doelvegetatie op neer om prioritair te kiezen voor het vegetatietype dat de hoogste erosiebestendigheid kent. Dit is het vegetatietype dat de hoogste bedekking en hoogste wortellengtedensiteit heeft. Anderzijds dient ook rekening te worden gehouden met de onderhoudskost en de ecologische waarde van de dijkvegetatie.

2.3.1 Hoge erosiebestendigheid

De vegetatietypes met de hoogste bedekking¹ zijn Type 1 Soortenrijk grasland en Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland met een resp. bedekking van 66% en 58% (Figuur 21). Ook deze vegetatietypes halen niet de minimaal volgens de voorschriften voor de veiligheid van primaire waterkeringen in Nederland vereiste bedekking van 70% (VTV 2007) maar toch hebben ze een beduidend hogere bedekking dan de andere vegetatietypes.



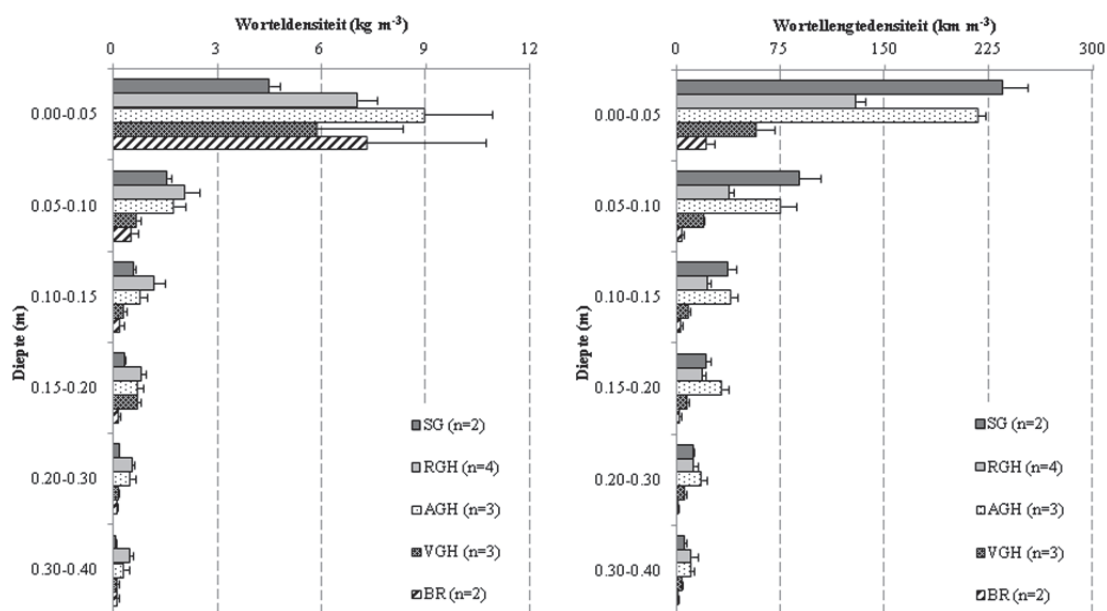
Figuur 21 Bedekking van de 5 vegetatietypes (de types komen overeen met de beschrijving onder 2.2.1).

Vannoppen et al. (2016) toonden aan dat de vegetatietypes met de hoogste wortellengtedensiteit (totale wortellengte per volume-eenheid) in de bovenste 5 cm Type 1 Soortenrijk grasland (235 km/m³), Type 3 Soortenarm glanshavergrasland (217 km/m³) en Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland (129 km/m³) zijn. Type 4 Verruigd glanshavergrasland en Type 5 Brandnetelruigte kennen een veel lagere wortellengtedensiteit (Figuur 22). In alle types neemt de wortellengtedensiteit af dieper in de bodem maar ze blijft beduidend hoger in Type 1, Type 3 en Type 2 in vergelijking met Type 4 Verruigd glanshavergrasland en Type 5 Brandnetelruigte.

De worteldensiteit (totaal wortelgewicht per volume-eenheid) van de verschillende vegetatietypes vertoont een ander patroon. Type 3 Soortenarm glanshavergrasland en Type 5 Brandnetelruigte hebben de hoogste worteldensiteit; Type 1 Soortenrijk grasland de laagste (Figuur 22). Wanneer de verdeling van deze worteldensiteiten over de verschillende diameterclassen van de wortels in beschouwing wordt genomen, bestaat 70% van deze worteldensiteit bij Type 5 Brandnetelruigte uit wortels met een diameter groter dan 3 mm, terwijl dit bij Type 1 Soortenrijk grasland slechts 18% is. De meerderheid van de worteldensiteit (74%) van dit type bestaan uit wortels met een diameter < 1 mm. Een dicht

¹ Voor de wijze waarop de bedekking of holheid is gemeten, verwijzen we naar 1.4.2.3 en 6.2.2.2.1.

netwerk van dunne bijwortels garandeert een hogere erosiebestendigheid dan enkele dikke wortels (De Baets et al. 2007, 2011).



Figuur 22 De gemiddelde worteldensiteit (kg/m³) (links) en gemiddelde wortellengtedensiteit (km/m³) (rechts) van vijf vegetatietypes op de dijken bij toenemende bodemdikte (SG: Type 1 Soortenrijk grasland; RGH: Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland; AGH: Type 3 Soortenarm glanshavergrasland; VGH: Type 4 Verruigd glanshavergrasland; BR: Type 5 Brandnetelruigte) (naar Vannoppen et al. 2016).

Voor de 5 vegetatietypes (Types 1 tot 5, zie 2.2.1) is in de bovenste horizont van het bodemprofiel de wortelabundantie per diameterklasse (very fine² (< 0.5 mm), fine (0.5-2 mm), medium (2-5 mm), coarse (> 5 mm)) ingeschat aan de hand van aantalsklassen conform de richtlijnen van FAO (2006) (zie 1.4.2.3).

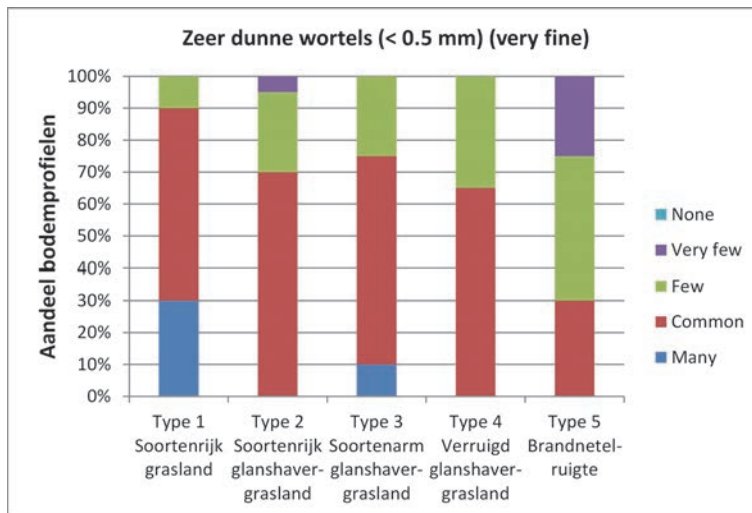
Wat zeer fijne wortels (very fine, < 0.5 mm) betreft, scoren Type 1 Soortenrijk grasland en Type 3 Soortenarm glanshavergrasland het hoogst. In 90% van de onderzochte bodemprofielen van Type 1 Soortenrijk grasland zijn in de bovenste horizont de aantallen zeer fijne wortels (very fine, < 0.5 mm) als 'many' of 'common' ingeschat. Voor Type 3 Soortenarm glanshavergrasland en Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland was dit resp. 75% en 70%. In Type 5 Brandnetelruigte zijn de laagste wortelaantallen of abundanties aangetroffen. In 70% van de onderzochte bodemprofielen zijn in de bovenste horizont 'few' tot 'very few' fijne wortels gevonden (Figuur 23).

Voor de fijne wortels (fine, 0.5-2 mm) zijn de verschillen minder uitgesproken, al scoort Type 5 Brandnetelruigte ook hier het slechtst (Figuur 24).

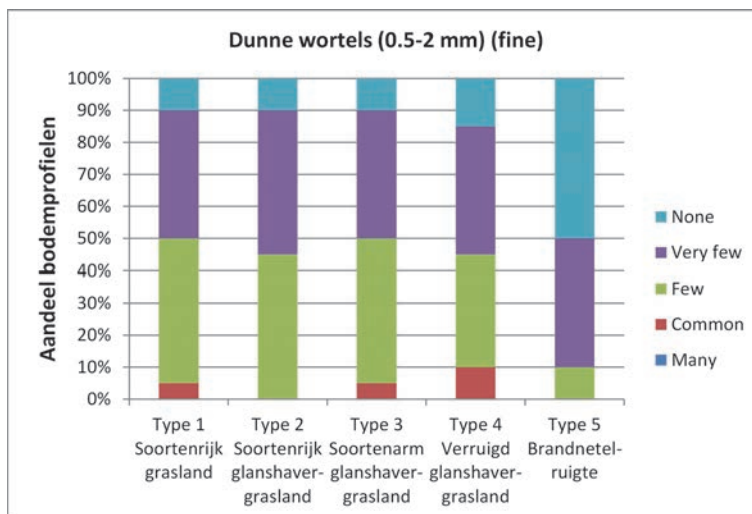
Type 1 Soortenrijk grasland en Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland hebben de hoogste bedekking (Figuur 21). De hoogste wortellengtedensiteiten zijn gemeten in Type 1 Soortenrijk grasland en in Type 3 Soortenarm glanshavergrasland, alsook in Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland, zij het in mindere mate (Figuur 22). Dit patroon is bevestigd in de

² Voor zowel de diameterklassen van de wortels, alsook voor de aantalsklassen of abundanties worden de Engelse termen gebruikt conform FAO (2006); dit om foutieve en misleidende vertalingen te vermijden.

bodemprofielen. De abundantie aan zeer fijne wortels is hoogst in Type 1 Soortenrijk grasland en Type 3 Soortenarm glanshavergrasland (Figuur 23). Op basis van de bedekking en wortellengtedensiteit garanderen Type 1 Soortenrijk grasland en Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland de hoogste erosiebestendigheid. Type 3 Soortenarm glanshavergrasland scoort goed wat wortellengtedensiteit en wortelabundantie betreft, maar heeft een lagere bedekking.



Figuur 23 Verdeling van de aantalklassen van de zeer dunne wortels (very fine, < 0.5 mm) aangetroffen in de bovenste bodemhorizont bij de verschillende vegetatietypes.



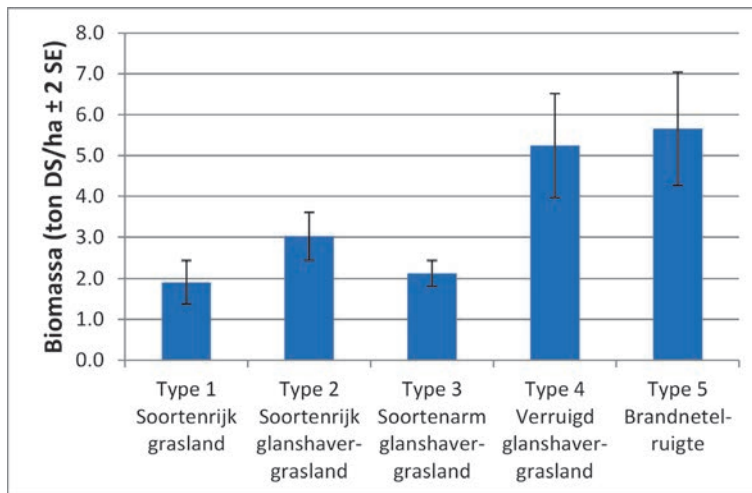
Figuur 24 Verdeling van de aantalklassen van de dunne wortels (fine, 0.5-2 mm) aangetroffen in de bovenste bodemhorizont bij de verschillende vegetatietypes.

2.3.2 Lage onderhoudskost

Bij het ecologisch beheer van graslanden en dan in het bijzonder van bermen neemt het maaien ongeveer 1/3 van de totaalkost in. De resterende 2/3 gaat naar het oprapen, afvoeren en verwerken van het maaisel (Zwaenepoel 1998). Om de onderhoudskosten te drukken moet het beheerproces dus gericht worden op het minimaliseren van het af te voeren en te verwerken maaisel, of met andere woorden op het verminderen van de bovengrondse biomassa-productie van de vegetatie.



Vergelijking van de bovengrondse biomassaproductie³ van de verschillende vegetatietypes toont aan dat Type 4 Verruigd glanshavergrasland en Type 5 Brandnetelruigte ongeveer tweemaal zoveel biomassa produceren in vergelijking met de drie andere types (Figuur 25). Om de onderhoudskosten te verlagen komt het er dus op aan om de zo weinig mogelijk dijkvegetaties te hebben die bestaan uit Type 4 Verruigd glanshavergrasland of Type 5 Brandnetelruigte.



Figuur 25 Productiviteit (bovengrondse biomassa) van de verschillende vegetatietypes uitgedrukt in ton droge stof per hectare (ton DS/ha).

2.3.3 Hoge ecologische waarde

Bij de keuze van de doelvegetatie weegt ook de ecologische waarde of belang van het vegetatietype. De waarde die aan een vegetatietype wordt gehecht, kan op verschillende manieren worden uitgedrukt. Het vegetatietype met de hoogste soortenrijkdom of met het hoogste aantal zeldzame plantensoorten of Rode Lijstsoorten kan als belangrijkste worden beschouwd. Of de zeldzaamheid van het vegetatietype op internationale, regionale of zelfs lokale schaal kan als doorslaggevend worden aanzien

In het toekennen van een ecologische waarde aan een bepaald vegetatietype kan evenwel een zekere subjectiviteit sluipen (Gaston & Spicer 2004; Hurford & Schneider 2006). Om deze keuze te objectiveren, ontwikkelden Hurford & Schneider (2006) een gewogen scoresysteem waarin een kwalitatieve en kwantitatieve component is vervat. Dit systeem geeft aan vegetatietypes en soorten van internationaal belang een hogere score dan aan deze van lokaal belang (kwalitatieve component). Hoe hoger het aandeel dat een vegetatietype inneemt op de voorliggende locatie, ten opzichte van het landelijk oppervlakte, hoe hoger de score die aan het vegetatietype wordt toegekend (kwantitatieve component). Dezelfde regels worden toegepast voor soorten. Op basis van de totaalscore kan vervolgens een objectieve keuze of prioritering worden gemaakt.

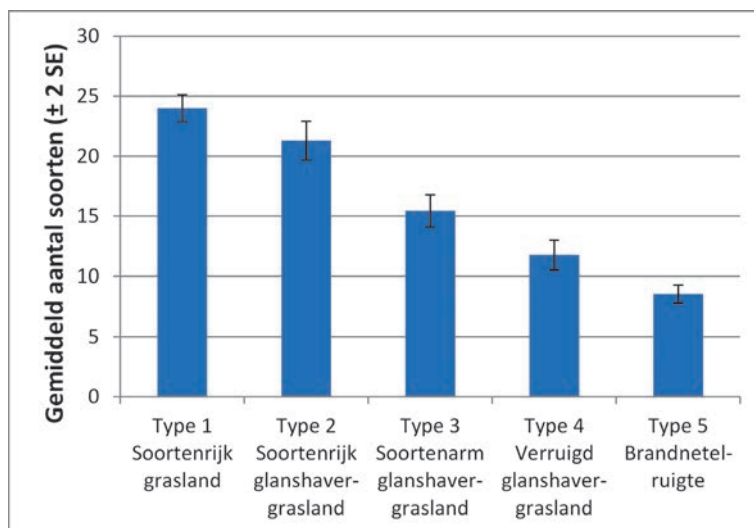
Type 1 Soortenrijk grasland en Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland hebben affiniteiten met het syntaxon *Arrhenatherion* of Glanshavergrasland (Vandevoorde et al. in prep.), een vrij zeldzaam vegetatietype in Vlaanderen ("hu" in Vriens et al. 2011). Type 4 Verruigd glanshavergrasland en vooral Type 5 Brandnetelruigte leunen syntaxonomisch aan bij de rompgemeenschap RG *Urtica dioica*-[*Gallio-Urticetea*], een vrij algemeen vegetatietype ("hr" in Vriens et al. 2011). Type 3 Soortenarm glanshavergrasland situeert zich ergens tussen beide.

³ Voor de wijze waarop de biomassaproductie is gemeten, verwijzen we naar 1.4.2.2 en 6.2.2.2.2.

Tijdens het onderzoek naar de variatie in de dijkvegetaties (zie 1.4.1 en 2.2.1) zijn in de vegetatieopnames 2 Rode Lijstsoorten aangetroffen (Van Landuyt et al. 2006b) met name groot streepzaad (*Crepis biennis*) (achteruitgaand) en kattendoorn (*Ononis spinosa*) (kwetsbaar). Groot streepzaad is een occasionele en zeldzame soort in het resp. Type 1 Soortenrijk grasland en Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland. Kattendoorn is eenmalig aangetroffen in Type 3 Soortenarm glanshavergrasland.

Op basis van bovenstaande criteria scoren Type 1 Soortenrijk grasland en Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland hoogst en hebben dus de hoogst ecologische waarde, zeker als ook in rekening wordt gebracht dat deze beide types overeenkomsten vertonen met het habitatype 6510 Laaggelegen schraal hooiland (*Alopecurus pratensis*, *Sanguisorba officinalis*) (cf. infra). Ook wat soortenrijkdom betreft, worden gemiddeld het meest plantensoorten aangetroffen in Type 1 Soortenrijk grasland (gemiddeld 24.0) en Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland (gemiddeld 21.3). Dit is beduidend meer dan Type 4 Verruigd glanshavergrasland waar gemiddeld slechts 11.8 soorten zijn aangetroffen. Type 5 Brandnetelruigte kent de laagste soortenrijkdom (gemiddeld 8.6) (Figuur 26).

Overigens ervaart het publiek soortenrijkere graslanden als esthetisch het meest attractief, zeker als de soorten ook nog in gelijkaardige hoeveelheden (hoge evenness) voorkomen (Lindemann-Matthies et al. 2010).



Figuur 26 Het gemiddeld aantal plantensoorten per vegetatietype (proefvlak 2 x 2 m).

Bovendien leunen Type 1 Soortenrijk grasland en Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland nauw aan bij het habitatype 6510 Laaggelegen schraal hooiland (*Alopecurus pratensis*, *Sanguisorba officinalis*) en dan in het bijzonder aan het subtype glanshavergrasland (6510_hu) (Decler 2007). Onder andere omwille van het hoog aandeel aan glanshaver (*Arrhenatherum elatius*), rode klaver (*Trifolium pratense*), smalle weegbree (*Plantago lanceolata*), rood zwenkgras (*Festuca rubra*) en reukgras (*Anthoxanthum odoratum*) en de aanwezigheid van typerende soorten als margriet (*Leucanthemum vulgare*), groot streepzaad (*Crepis biennis*), knooppkruid (*Centaurea jacea*), kraailook (*Allium vineale*), veldlathyrus (*Lathyrus pratensis*), gele morgenster (*Tragopogon pratensis*), enz. kunnen deze vegetatietypes onder dit habitatype worden gecategoriseerd (De Saeger & Wouters 2017). Voor dit habitatype zijn binnen het habitatrichtlijngebied 'Schelde- en Durmeëstuarium van de Nederlandse grens tot Gent' instandhoudingsdoelen (IHD) geformuleerd maar deze dienen niet gerealiseerd te worden op de dijken van het Schelde-estuarium (Adriaensen et al. 2005). Desalniettemin is dit een extra

argument om op de dijken te kiezen voor Type 1 Soortenrijk grasland en Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland als doelvegetatie.

2.4 CONCLUSIE DOELVEGETATIES

Als **doelvegetatie** op de dijken worden **Type 1 Soortenrijk grasland** en **Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland** naar voor geschoven omwille van de volgende argumenten:

- Deze types hebben de hoogste erosiebestendigheid omdat ze bovengronds de hoogste bedekking hebben en ondergronds de hoogste wortellengtedensiteit. Vooral zeer dunne wortels houden de bodemdeeltjes samen en deze zijn zeer abundant in beide types;
- Ze kennen de laagste onderhoudskost omdat de bovengrondse biomassa productie het laagst is. Hoe lager de hoeveelheid biomassa of maaisel dat moet opgeraapt, vervoerd en verwerkt worden, hoe lager de kosten;
- Type 1 en Type 2 hebben de hoogste ecologische waarde omdat:
 - ze aanleunen bij het syntaxon *Arrhenatherion* of Glanshavergrasland, een vrij zeldzaam vegetatietype in Vlaanderen;
 - de evenwel geringe aantallen Rode Lijstsoorten worden vooral in deze types aangetroffen;
 - ze hebben de hoogste soortenrijkdom;
 - ze vertonen affiniteiten met het Europees habitatype 6510 Laaggelegen schraal hooiland (*Alopecurus pratensis*, *Sanguisorba officinalis*) subtype glanshavergrasland (6510_hu)
- Het publiek vindt soortenrijkere graslanden esthetisch het meest attractief.

2.5 WAAR WELKE DOELEN?

Zoals in voorgaand hoofdstuk beargumenteerd is het de bedoeling om het aandeel van Type 1 Soortenrijk grasland en Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland op de dijken van district 1 en 2 te maximaliseren omdat deze vegetatietypes de hoogste erosiebestendigheid, laagste onderhoudskost en hoogste ecologische waarde hebben. Deze doelvegetaties worden beoogd op alle dijkzones, maar er wordt ook rekening gehouden met de huidige aanwezige vegetatie (Tabel 2).

Indien momenteel rietvegetaties (Type 6) of variabele ruigtes (Type 8) aanwezig zijn aan de rivierzijde of op de teen van de dijk worden deze bestendig. Ook bomen/struiken worden op deze zones gedoogd, telkens op voorwaarde dat ze de primaire functie van de dijk (waterkering, veiligheid) niet hypothekeren.

Van rietvegetaties, variabele ruigtes en bomen/struiken kan vermoed worden dat ze een geringere erosiebestendigheid hebben. De aanwezigheid van breuksteen, open steenasfalt, asfaltbeton of andere vergelijkbare harde bekledingen langs de rivierzijde van de dijken van district 1 en 2 garanderen echter in belangrijke mate de bescherming tegen allerlei belastingen (golfslag, stroming, enz.) (Anonymus 2008).

Op dijkzones waar momenteel ruigtes van Japanse duizendknoop (Type 7) aanwezig zijn, wordt het beoogde doel afgestemd op de populatiegrootte van deze Japanse duizendknoop. Omvorming van grote populaties naar de doelvegetaties Type 1 Soortenrijk grasland of Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland is zo goed als onmogelijk daarom wordt het beheer van grote

populaties, zolang geen goede bestrijdingsmethodiek beschikbaar is, gericht op het verhinderen van uitbreiding en verspreiding. Daar waar kleine populaties aanwezig zijn, zal wel gepoogd worden deze om te vormen tot de doelvegetaties (Type 1 Soortenrijk grasland of Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland).

Als de veiligheid in het gedrang komt, worden bomen/struiken die momenteel aanwezig zijn op de kruin of landzijde van de dijk, omgevormd naar Type 1 Soortenrijk grasland of Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland. Indien ze geen impact hebben op de veiligheid kunnen ze blijven staan. Om te oordelen of deze bomen/struiken al dan niet moeten worden omgevormd, kan de alternatieve toetsingsmethode 2.0 (naar STOWA 2001) (zie 9), worden gevolgd. Deze methode is opgenomen in de beoordeling van niet-waterkerende objecten in VTV (2007) en houdt niet alleen rekening met het veiligheidsaspect maar eveneens met LNC-waarden (Landschap, Natuur, Cultuur) en aspecten van beheer, onderhoud en controle (zie ook 3.2.2.2 en 3.2.3.2).

Het maximaliseren van de doeltypes zal trouwens tijd vergen, zeker als momenteel Type 5 Brandnetelruigte of Type 4 Verruigd glanshavergrasland aanwezig is (zie ook 3.1.2 en 3.1.3).

Tabel 2 Doelvegetatie op de verschillende dijkzones in relatie tot de huidige vegetatie (¹kleine populatie van Japanse duizendknoop worden omgevormd tot de doelvegetaties, grote populatie worden gedoogd. ²Bomen/struiken (Type 9) worden gedoogd aan rivierzijde en op de teen. Op de overige dijkzones worden ze al dan niet omgevormd na toetsing volgens de alternatieve toetsingsmethode 2.0 (naar STOWA 2001).

Huidige vegetatie	Doelvegetatie				
	Rivier	Kruin Rivier	Kruin Land	Land	Teen
1 Soortenrijk grasland	Soortenrijk grasland/Soortenrijk glanshavergrasland				
2 Soortenrijk glanshavergrasland					
3 Soortenarm glanshavergrasland					
4 Verruigd glanshavergrasland					
5 Brandnetelruigte					
6 Rietvegetatie	riet	Soortenrijk grasland/Soortenrijk glanshavergrasland			riet
7 Ruigte van Japanse duizendknoop	Soortenrijk grasland/Soortenrijk glanshavergrasland ¹				
8 Variabele ruigte	ruigte	Soortenrijk grasland/Soortenrijk glanshavergrasland			ruigte
9 Bomen/struiken	bomen/struiken ²	Soortenrijk grasland/Soortenrijk glanshavergrasland ²			bomen/struiken ²

3 ONTWIKKELINGSTRAJECT EN BEHEERMAATREGELEN

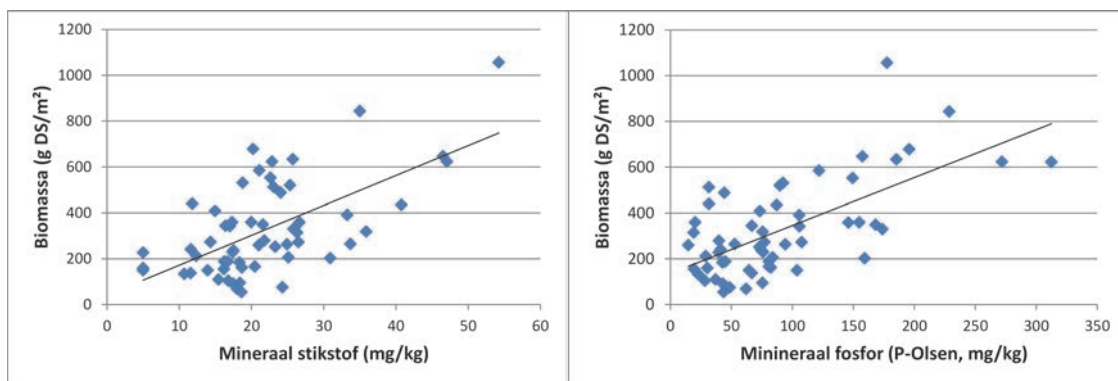
3.1 ONTWIKKELINGSTRAJECT

3.1.1 Relatie tussen bodemnutriënten, productiviteit, vegetatietype en aantal soorten

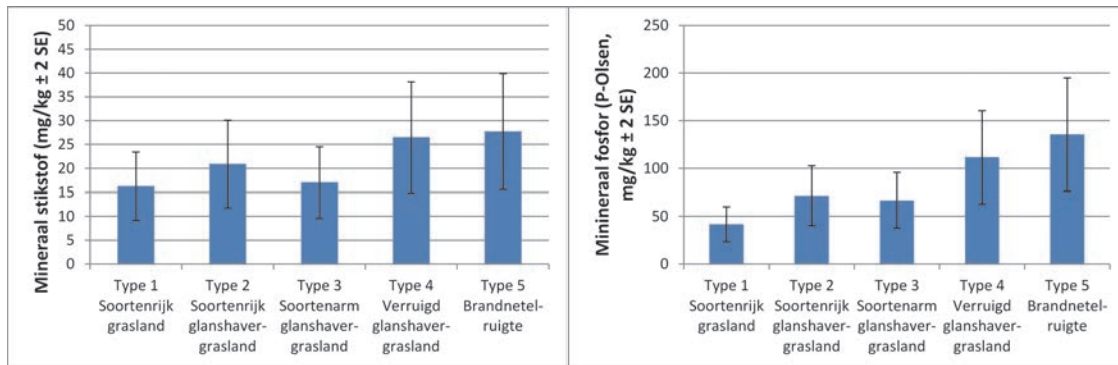
Er is een duidelijk verband vastgesteld tussen de concentraties aan bodemnutriënten en de productiviteit van de vegetatie (biomassaproductie). De bovengrondse biomassaproductie neemt toe bij stijgende concentraties aan mineraal of plantbeschikbaar stikstof in de bodem (Figuur 27). Een vergelijkbare relatie is gevonden voor mineraal fosfor (Figuur 27). Hoe hoger de concentraties of beschikbaarheid van deze nutriënten in de bodem, hoe hoger de bovengrondse biomassaproductie of productiviteit.

Wanneer de gemeten bodemconcentraties aan mineraal stikstof en mineraal fosfor worden ingedeeld per vegetatietype, valt een verschil op tussen de vegetatietypes onderling. In de bodems waar Type 4 Verruigd glanshavergrasland en Type 5 Brandnetelruigte voorkomen, zijn hogere concentraties aan mineraal stikstof en mineraal fosfor gemeten in vergelijking met de drie andere vegetatietypes. De laagste concentraties aan bodemnutriënten zijn gemeten in Type 1 Soortenrijk grasland, de hoogste in Type 5 Brandnetelruigte (Figuur 28).

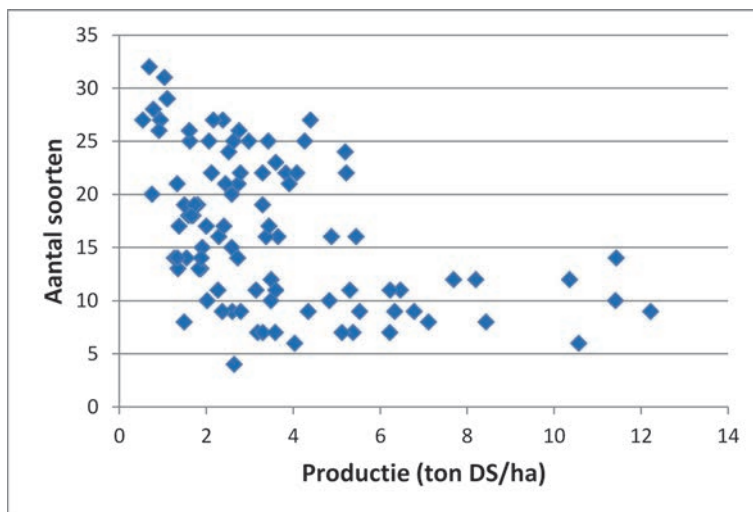
Bovendien is er een significant negatief verband aangetoond tussen de productiviteit (bovengrondse biomassaproductie) en het aantal soorten. Hoe hoger de productiviteit, hoe lager het aantal plantensoorten (Figuur 29).



Figuur 27 Verband tussen de bodemconcentraties aan mineraal stikstof (links) en mineraal fosfor (rechts) en de biomassaproductie op de dijken langs de Schelde en Durme.



Figuur 28 Gemeten bodemconcentraties aan mineraal stikstof (links) en mineraal fosfor (rechts) in de verschillende vegetatietypes op de dijken van de Zeeschelde en Durme.



Figuur 29 Negatief verband tussen de productiviteit in ton droge stof per hectare (ton DS/ha) en het aantal plantensoorten per proefvlak (2 x 2 m).

Naast water en licht hebben planten anorganische nutriënten nodig om te groeien, in het bijzonder stikstof en fosfor. De bron of het nutriënt dat het meest limiterend is, bepaalt de groeisnelheid en de biomassa-productie (De Schrijver 2013a; Tilman 1997). Als echter geen nutriënt limiterend is, weten snelgroeiende plantensoorten, veelal grassen, hiervan optimaal te profiteren door sterk uit te groeien. Zelfs in die mate dat ze traaggroeiende of minder productieve soorten letterlijk overschaduwen, waardoor deze door lichtgebrek worden weggeconcentreerd (Hautier et al. 2009). Het resultaat zijn hoogproductieve maar soortenarme graslanden.

Doordat nutriënten bepalend zijn voor de productiviteit hebben ze onrechtstreeks dus een negatieve impact op de soortendiversiteit. Dit geldt voor stikstof (Ceulemans et al. 2013; De Schrijver et al. 2011, 2013a) en zeker ook voor fosfor (Ceulemans et al. 2013; De Schrijver et al. 2013b; Gilbert et al. 2009; Janssens et al. 1998), of voor een combinatie van beide.



3.1.2 Van brandnetelruigte naar soortenrijk (glanshaver)grasland, de doelstelling

Als doelvegetaties op de dijken is gekozen voor Type 1 Soortenrijk grasland en Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland (zie 2.3 en 2.4). Dit zijn vegetatietypes die op de dijken voorkomen op plaatsen met de laagste gehalten aan bodemnutriënten (stikstof en fosfor) (Figuur 28).

Uit Figuur 28 blijkt dat de vegetatietypes een gradiënt in bodemnutriënten of voedselrijkdom weerspiegelen. Dit is zeker het geval wanneer ingezoomd wordt op mineraal fosfor. Type 5 Brandnetelruigte komt voor bij de hoogste concentraties, Type 4 Verruigd glanshavergrasland bij iets lagere waarden, Type 3 Soortenarm glanshavergrasland en Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland bij nog lagere waarden en Type 1 Soortenrijk grasland bij de laagste gehalten. Bij mineraal stikstof is deze gradiënt eveneens herkenbaar, maar minder uitgesproken (Figuur 28).

Daar waar deze doelvegetaties (Type 1 en Type 2) reeds voorkomen zal het beheer er moeten voor instaan deze bodemnutriënten voldoende laag te houden zodat de doelvegetatie bestendig wordt. Hier wordt een onderhoudsbeheer voorgesteld, waarbij kan gekozen worden voor maai-beheer en/of begrazingsbeheer (zie 3.2.2). Op dijken waar deze doelvegetaties nog niet aanwezig zijn, door de te hoge gehalten aan bodemnutriënten, wordt een omvormingsbeheer toegepast. Dit beheer is gericht op het verminderen van de gehalten aan bodemnutriënten (zie 3.2.3). De enige geschikte beheervorm om nutriënten uit de bodem te onttrekken en zo de productiviteit van de graslanden te reduceren, is maai-beheer met afvoer van het maaisel. De voedingsstoffen worden door de planten uit de bodem opgenomen, door deze planten vervolgens te maaien en te verwijderen worden de voedingsstoffen (stikstof, fosfor) aan het systeem onttrokken (Berendse et al. 1992; Pavlů et al. 2011).

Dit omvormingsbeheer zal tot verschraling leiden waarbij enerzijds nutriënten aan de bodem worden onttrokken maar anderzijds wijzigen ook de concurrentieverhoudingen tussen de plantensoorten (Van Uytvanck & De Blust 2012; Zwaenepoel 2000). Geleidelijk aan zal de productiviteit dalen en de vegetatietypes zullen gradueel evolueren van het ene vegetatietype naar het ander. Deze successie zal optreden zoals voorgesteld in Figuur 30. Door het omvormingsbeheer zullen brandnetelruigtes (Type 5) ontwikkelen tot verruigde glanshavergraslanden (Type 4) en vervolgens tot soortenarme glanshavergraslanden (Type 3). Uiteindelijk zullen de doelvegetaties soortenrijk glanshavergrasland (Type 2) en soortenrijk grasland (Type 1) zich vormen, waarna kan overgeschakeld worden op onderhoudsbeheer.

Dit verschrallingsproces is een traag verlopend en langdurig proces, dat tijd vergt. Niet in het minste omdat de toplaag van de dijken veelal een zwaardere, kleiige textuur kent die de bodemnutriënten sterk weet te binden. Bovendien wordt de rivierzijde van de dijken af en toe nog aangerijkt door overstroming met voedselrijk rivierwater. Desalniettemin zal reeds na 4-5 jaar een duidelijke productieverlaging merkbaar zijn (Zwaenepoel 2000), al zal het minstens 5-10 jaar duren vooraleer zich een soortenrijke vegetatie ontwikkelt (De Becker 2004). Dit is zeker het geval wanneer Type 5 Brandnetelruigte of Type 4 Verruigd glanshavergrasland moet omgevormd worden.

Zijn we biotisch en abiotisch beperkt?

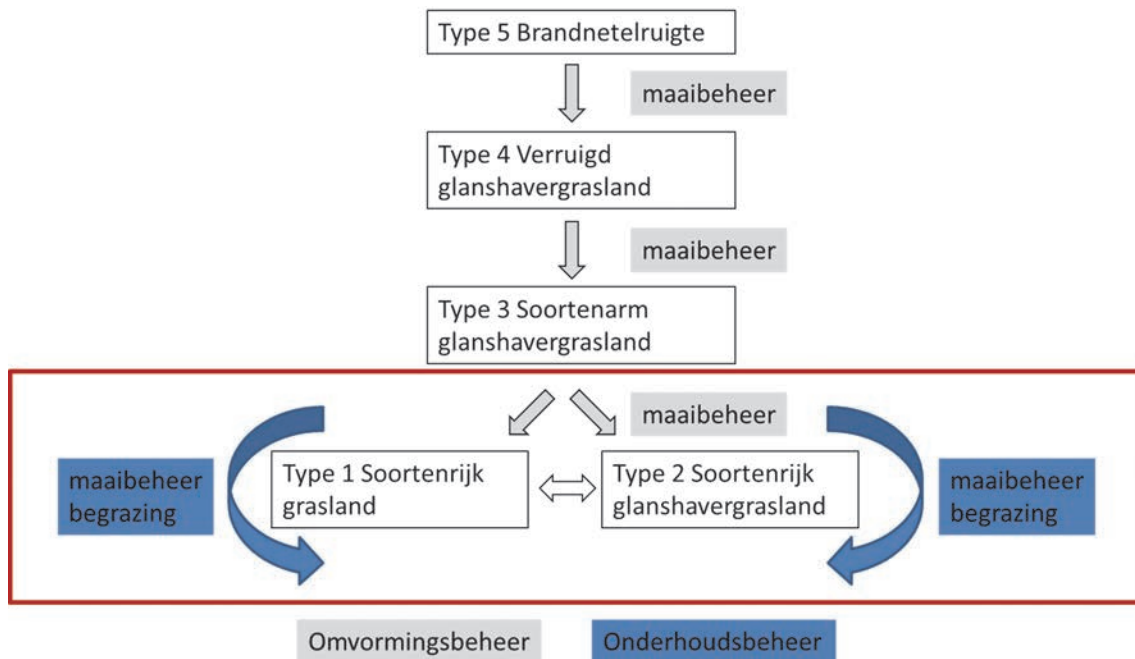
Het onderhoudsbeheer is bedoeld om de doelvegetaties te bestendigen; het omvormingsbeheer is gericht op het ontwikkelen ervan. Bij het bestendigen en zeker ook bij het ontwikkelen worden we geconfronteerd met enige randvoorwaarden die een grote impact kunnen hebben op het succes van het beheer. Zo wijzen Bakker & Berendse (1999) op de gevolgen van stikstofdepositie (abiotische randvoorwaarde) bij het herstel van graslanden. Bovendien brengen ze ook de beperkte kolonisatiemogelijkheden van de doelsoorten onder de aandacht (biotische randvoorwaarde).

In Vlaanderen worden we geconfronteerd met een vermestende stikstofdepositie. In 2013 bedroeg deze stikstofdepositie gemiddeld 23.9 kg N/ha/jaar (www.milieurapport.be). Dit is ruim boven de kritische depositiewaarde van 20 kg N/ha/jaar die van Dobben et al. (2012) becijferden voor glanshavergrasland, waarmee de doelvegetaties nauw verwant zijn. Indien de actuele stikstofdepositie hoger is dan deze kritische waarde, heeft dit een negatieve impact op de kwaliteit van het grasland. Voor de ontwikkeling en handhaving van de doelvegetaties zullen beheermaatregelen ook deze extra input van voedingsstoffen moeten teniet doen gezien de gestelde doelvegetaties lage gehalten aan bodemnutriënten vereisen.

Bij omvormingsbeheer wordt tweemaal per jaar gemaaid met afvoer van het maaisel (zie 3.2.3.1). Dit remediëert de stikstofinput, maar vertraagt de ontwikkeling van de doelvegetatie. Een groot deel van de beheerinspanning gaat namelijk naar het milderen van de nieuwe stikstofaanvoer, in plaats van naar het afbouwen van de reeds aanwezige historische stikstofpool.

Bij onderhoudsbeheer wordt deze stikstofinput eveneens geremedieerd als gekozen wordt voor maaibeheer (zie 3.2.2.1). Anders is het wanneer een begrazingsbeheer wordt toegepast. Bij begrazing worden namelijk weinig nutriënten aan de bodem onttrokken waardoor stikstof zich opnieuw kan opbouwen in de bodem. Vandaar dat overwogen moet worden, om begraasde percelen af en toe te maaien i.e. hooiweidebeheer (zie 3.2.2.1.2.5).

De beperkte kolonisatiemogelijkheden van de doelsoorten stelt zich minder langs de dijken gezien veel diasporen verspreid worden via maaimachines (Couvreux & Hermy 2002) of via de grazers (schapen) die zaden in- of uitwendig verspreiden (endozoöchorie, epizoöchorie) (Wessels et al. 2008).



Figuur 30 Indicatief successieschema of ontwikkelingstraject die de vegetatieveranderingen aangeeft op de dijken onder invloed van het gevoerde beheer (omvormingsbeheer, onderhoudsbeheer). Rood omkaderd zijn de doelvegetaties.

3.1.3 Onderhouds- of omvormingsbeheer? En welk type?

Globaal zijn Type 1 Soortenrijk grasland en Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland de doelvegetaties op de dijken van district 1 en 2. Afhankelijk van de huidige vegetatie wordt gekozen voor omvormingsbeheer indien de doelvegetatie nog niet aanwezig is, of voor onderhoudsbeheer indien de doelvegetatie wel reeds aanwezig is.

Deze doelvegetaties zijn gewenst op alle dijkzones, toch wordt bij de beheerkeuze ook rekening gehouden met andere momenteel aanwezige vegetaties en dan specifiek aan de rivierzijde of teen van de dijk (zie 2.5). Er worden dus drie types onderhoudsbeheer en vier types omvormingsbeheer onderscheiden (Tabel 3).

Binnen het onderhoudsbeheer geldt 'onderhoud kruidige vegetatie' als de standaard om de doelvegetaties te bestendigen op de verschillende dijkzones. Indien rietvegetaties of variabele ruigtes aanwezig zijn aan de rivierzijde of teen van de dijk wordt een ander type onderhoudsbeheer geadviseerd met name 'onderhoud riet/ruigte'. Hetzelfde geldt voor bomen/struiken ('onderhoud bomen/struiken').

'Omvorming kruidige vegetatie' is het standaardtype omvormingsbeheer om de doelvegetaties te ontwikkelen op de verschillende dijkzones waar ze nog niet aanwezig zijn. Een ander type omvormingsbeheer is 'omvorming riet' dat wordt aangeraden als rietvegetaties aanwezig zijn op de kruin of landzijde van de dijk. Het type omvormingsbeheer 'omvorming bomen/struiken' wordt toegepast als bomen/struiken aanwezig zijn op de kruin of landzijde van de dijken, al worden hierbij wel enkele bijkomende voorwaarden gesuggereerd. Het laatste type omvormingsbeheer 'omvorming exoten' is vooral van toepassing op ruigtes van Japanse duizendknoop. Ook bij dit type omvormingsbeheer worden extra voorwaarden gesteld.

De volgende types onderhoudsbeheer en omvormingsbeheer worden onderscheiden. Verdere duiding wordt gegeven onder resp. 3.2.2 en 3.2.3:

- Types onderhoudsbeheer:
 - Onderhoud kruidige vegetatie (zie 3.2.2.1): standaardbeheer indien doelvegetatie aanwezig is
 - Onderhoud bomen/struiken (zie 3.2.2.2): type onderhoudsbeheer indien bomen/struiken voorkomen aan de rivierzijde of teen van de dijk
 - Onderhoud riet/ruigte (zie 3.2.2.3): type onderhoudsbeheer als rietvegetaties of variabele ruigtes aanwezig zijn aan de rivierzijde of teen van de dijk
- Types omvormingsbeheer:
 - Omvorming kruidige vegetatie (zie 3.2.3.1): standaardbeheer indien doelvegetatie niet aanwezig is
 - Omvorming bomen/struiken (zie 3.2.3.2): type omvormingsbeheer indien bomen/struiken voorkomen op de kruin of landzijde van de dijk
 - Omvorming riet (zie 3.2.3.3): indien rietvegetaties aanwezig zijn op kruin of landzijde van de dijk wordt dit type omvormingsbeheer toegepast
 - Omvorming exoten (zie 3.2.3.4, 7.2.3): standaardbeheer bij aanwezigheid van ruigtes van Japanse duizendknoop

Tabel 3 Schema met het voorgestelde onderhouds- of omvormingsbeheer om te komen tot de doelvegetatie (zie 2.5 en Tabel 2) in functie van de huidige vegetatie per dijkzone.

Huidige vegetatie	Type onderhoud- of omvormingsbeheer				
	Rivier	Kruin Rivier	Kruin Land	Land	Teen
1 Soortenrijk grasland	onderhoud kruidige vegetatie				
2 Soortenrijk glanshavergrasland					
3 Soortenarm glanshavergrasland	omvorming kruidige vegetatie				
4 Verruigd glanshavergrasland					
5 Brandnetelruigte					
6 Rietvegetatie	onderhoud riet/ruigte	omvorming riet			onderhoud riet/ruigte
7 Ruigte van Japanse duizendknoop	omvorming exoten				
8 Variabele ruigte	onderhoud riet/ruigte	omvorming kruidige vegetatie			onderhoud riet/ruigte
9 Bomen/struiken	onderhoud bomen/struiken	omvorming bomen/struiken			onderhoud bomen/struiken

3.2 BEHEERMAATREGELEN

3.2.1 Algemene beheerlijnen

Voor het beheer van de dijkvegetaties kunnen een aantal algemene, overal geldende richtlijnen, worden geformuleerd. Deze algemene richtlijnen slaan op alle dijklichamen, zowel deze waar een onderhoudsbeheer wordt toegepast als deze onder omvormingsbeheer.

Algemene richtlijnen:

- **Niet bemesten:** het toedienen van kunstmest of dierlijke mest wordt ten stelligste afgeraden gezien dit de doelstellingen hypothekeert. Het toegepaste beheer is er net op gericht om zo veel mogelijk voedingsstoffen of nutriënten aan de bodem te onttrekken.
- **Geen pesticidengebruik:** het toedienen van pesticiden is vanuit milieuhygiënisch en ecotoxicologisch oogpunt afgeraden. Bovendien bestaat het gevaar dat door gebruik



van herbiciden kale, vegetatieloze plekken ontstaan op het dijklichaam wat civieltechnisch ongewenst is. Sinds 1 januari 2015 mogen bovendien op alle terreinen, die horen bij een openbare dienst, niet langer pesticiden worden gebruikt (www.zonderisgezonder.be).

- Tijdens de eerste maaibeurt wordt nooit riet (*Phragmites australis*) gemaaid ten gunste van broedvogels en entomofauna. We adviseren om een bufferstrook van minstens 2 meter onaangeroerd te laten ten opzichte van riet; al kan dit gerelativeerd worden in functie van de breedte van het dijktaalud. Dit adviseren we niet enkel voor riet die voorkomt op het dijktaalud maar eveneens ten opzichte van riet die groeit op de oevers van bijvoorbeeld de belendende dijksloot.
- Op een aantal locaties, zoals op de dijk van Kruibeke en stroomafwaarts van Fort St.-Filips (RO), komt kruidvlier (*Sambucus ebulus*) voor (Figuur 31 tot Figuur 33). Dit is een zeldzame plantensoort in Vlaanderen (Van Landuyt et al. 2006a) die bij de eerste maaibeurt best ontzien wordt. Kruidvlier is namelijk niet bestand tegen maaien tijdens het groeiseizoen waardoor overwogen kan worden om buiten het groeiseizoen te maaien en enkel de tweede maaibeurt van het onderhoudsbeheer kruidige vegetatie (maaibeheer) toe te passen (zie 3.2.2.1.1) (Stortelder et al. 1999; Weeda et al. 1988).
- Tot slot wordt aangeraden de grasmat niet te kort (> 15 cm) de winter te laten ingaan. Bij maaien of begrazen, moet (zeker vlak voor de winter) de vorming van (kale) steilranden vermeden worden (Peeters et al. 2012).



Figuur 31 Bloeiende kruidvlier (*Sambucus ebulus*) op de landzijde van de Scheldedijk in Kruibeke (21/08/2016).





Figuur 32 Najaarsaspect van kruidvlier (*Sambucus ebulus*) met typische zwarte vruchten, groeiend op een Scheldedijk (foto Alexander Van Braeckel 09/09/2004).



Figuur 33 De landzijde van de Scheldedijk in Kruibeke is ingenomen door de zeldzame kruidvlier (*Sambucus ebulus*) (21/08/2016).



3.2.2 Onderhoudsbeheer

Als de gewenste vegetatie reeds aanwezig is, kan een onderhoudsbeheer of instandhoudingsbeheer worden toegepast (Van Uytvanck & De Blust 2012). Er worden 3 types onderhoudsbeheer onderscheiden, telkens een per doelvegetatie:

- Onderhoud kruidige vegetatie (variant maaibeheer, variant graasbeheer)
- Onderhoud bomen/struiken
- Onderhoud riet/ruigte

Deze adviezen zijn in grote mate overeenstemmend met eerdere adviezen omtrent het beheer van dijken langs het Schelde-estuarium (Vanallemeersch et al. 1997; Vandevoorde & Ysebaert 2000a, 2000b).

3.2.2.1 Onderhoud kruidige vegetatie

Om Type 1 Soortenrijk grasland en Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland in stand te houden kan gekozen worden voor maaibeheer of graasbeheer. Voor zowel het maaibeheer als het graasbeheer zijn specifieke richtlijnen geformuleerd.

3.2.2.1.1 Maaibeheer

Onder maaibeheer wordt het klassiek hooilandbeheer verstaan waarbij de bovengrondse vegetatie vlak boven het maaiveld wordt weggenomen. Deze beheervorm bestaat uit 2 stappen. Enerzijds uit het fysiek afsnijden of afmaaien van de vegetatie en anderzijds uit het verwijderen van de afgesneden vegetatie. Als tussenstappen kunnen ook het keren en samenwerken van het hooi of maaisel worden onderscheiden. Los van deze tussenstappen is de laatste stap, het afvoeren van het maaisel, dé belangrijkste!

3.2.2.1.1.1 Maaitijdstip, -frequentie en -hoogte

Om deze graslanden in stand te houden wordt een maai-frequentie aangeraden van tweemaal per jaar. Een eerste maal wordt gemaaid vanaf eind juni, een tweede maal vanaf midden september (Van Uytvanck & De Blust 2012; Zwaenepoel 2000).

Een maaihoogte van 5-8 cm is aanbevolen (Zwaenepoel 1998). Wanneer de maaimachines op een lagere hoogte worden ingesteld, neemt de schade aan de planten toe. Ook verhoogt de kans dat schade wordt veroorzaakt aan de graszode waardoor open bodem ontstaat wat vanuit civieltechnisch oogpunt ongewenst is. Anderzijds ontstaan door lichte schade aan de zode (kleine) open plekken of 'gaps'. Deze bieden kiemings- en vestigingsmogelijkheden voor plantensoorten in gesloten graslanden (Hellström et al. 2009).

De maaihoogte hoger instellen, hypothekeert de doelstelling van het beheer die gericht is op het afvoeren van biomassa om verschralling te realiseren. In graslanden bevindt het grootste deel van de bovengrondse biomassa zich in het onderste deel van de vegetatie. 46% van de bovengrondse biomassa van glanshaver (*Arrhenatherum elatius*) bevindt zich bijvoorbeeld in de onderste 12 cm (Zwaenepoel 1998). Bij hoger instellen wordt een groot deel van de biomassa bijgevolg niet afgemaaid noch afgevoerd, wat niet gewenst is.

3.2.2.1.1.2 Machines

De keuze van het materiaal heeft invloed op het succes van het beheer. In Anonymus (2004), Delarue & Willem (2006) en Zwaenepoel (1998) worden de voor- en nadelen van verschillende types maaimachines afgewogen (maaibalk, schijvenmaaier, trommelmaaier, cirkel- of slagmaaier, klepelmaaier). Bij de materiaalkeuze zal sowieso de afweging moeten gemaakt



worden tussen de ecologische voordelen van sommige machines versus de technische voordelen van andere.

Eenzijds wordt best gekozen voor machines waarvan de impact op planten en fauna minimaal is (+ in Tabel 4 betekent een lage impact, wat gunstig is) en die niet leiden tot zode- en bodemschade (+ in Tabel 4 betekent weinig schade, wat gunstig is). Het biedt eveneens een meerwaarde als het maaisel achteraf optimaal bruikbaar is voor compostering, opwekken van bio-energie of als diervoeder (+ in Tabel 4). Anderzijds moeten de machines ruige en hoog uitgroeiende vegetaties aankunnen (+ in Tabel 4) en moeten ze voldoende robuust zijn (+ in Tabel 4). Deze robuustheid is vereist omdat de machines bij het maaien in contact komen met zwerfvuil, stenen en andere gebiedsvreemde materialen, die tot schade en bijgevolg extra kosten kunnen leiden.

In Tabel 4 zijn de impact en eigenschappen van de meest gebruikte maaimachines op een rijtje gezet. De quoterings zijn louter indicatief en voornamelijk gebaseerd op Anonymus (2004), Delarue & Willem (2006) en Zwaenepoel (1998).

Tabel 4 Ter indicatie zijn de impact en eigenschappen van de meest gebruikte maaimachines gegeven, gebaseerd op Anonymus (2004), Delarue & Willem (2006) en Zwaenepoel (1998). '+' betekent gunstig, '-' ongunstig.

	Impact planten	Impact fauna	Zode- en bodemschade	Bruikbaarheid maaisel	Ruige vegetatie	Robuustheid
maaibalk	+	-	+	++	++	--
schijvenmaaier	+	-	+	++	++	+/-
trommelmaaier	+	-	+	+	-	+/-
cirkel-/slagmaaier	+/-	--	+/-	+/-	+/-	+
klepelmaaier	--	--	--	--	++	++

3.2.2.1.1.3 Afvoeren van het maaisel

In 3.1.2 is reeds aan bod gekomen dat het verwijderen van het maaisel cruciaal en essentieel is, gezien dit het succes van het beheer bepaalt. Bij een maaibeheer met afvoer van het maaisel worden voedingsstoffen, die door de planten zijn opgenomen uit de bodem, afgevoerd en worden de concurrentieverhoudingen tussen de plantensoorten beïnvloed (i.e. verschraling) (Van Uytvanck & De Blust 2012; Zwaenepoel 2000). Het afvoeren van het maaisel moet minstens de atmosferische depositie van voedingsstoffen tenietdoen. In 2013 bedroeg deze atmosferische stikstofdepositie in Vlaanderen 23.9 kg N/ha/jaar (www.milieurapport.be).

Niet-verwijderd maaisel heeft rechtstreeks en onrechtstreeks een ongunstige invloed op de aanwezige vegetatie. Zo zorgt niet-verwijderd maaisel rechtstreeks voor lichtgebrek van de onderliggende vegetatie waardoor deze uiteindelijk afsterft (Parr & Way 1988) en er kale plekken ontstaan. Civieltechnisch is dit ongewenst (TAW 1998). Ook kieming en overleving van zaailingen is onder dit maaisel zo goed als uitgesloten.

Onrechtstreeks heeft niet-verwijderd maaisel een aanrijkend effect op de bodem omdat de voedingsstoffen aangevoerd via de atmosferische depositie niet worden afgevoerd. Het maaisel zal afbreken of mineraliseren waardoor de voedingsstoffen, opgeslagen in de planten,



terug worden vrijgegeven aan de bodem en beschikbaar komen. Finaal leidt het laten liggen van maaisel tot het ontwikkelen of in stand houden van soortenarme vegetaties die bestaan uit snelgroeiende en hoge competitieve soorten (Parr & Way 1988; Sýkora et al. 2002) zoals grote brandnetel (*Urtica dioica*).

Het terug vrijstellen van voedingsstoffen uit het maaisel is bovendien een snel verlopend proces. Schaffers et al. (1998) bepaalden de vrijstelling van stikstof (N), fosfor (P) en kalium (K) in maaisel van onder andere Glanshavergraslanden; een vegetatietype waaraan de doelvegetaties Type 1 Soortenrijk grasland en Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland nauw verwant zijn. Uit hun onderzoek bleek dat na 1 week reeds 29.0% van de K-fractie was uitgelooft. Ook 22.9% van de P-fractie en 11.2% van de N-fractie was na 1 week terug vrijgesteld. Na 2 weken was de uitgelooft K-, P- en N-fractie al opgelopen tot resp. 48.8%, 32.0% en 17.5%. Deze onderzoeksresultaten tonen aan dat niet enkel het verwijderen van het maaisel essentieel is om een efficiënt beheer uit te oefenen maar dat dit bovendien best zo snel mogelijk gebeurt.

Maaien en vervolgens laten drogen van het maaisel, eventueel gecombineerd met keren of omleggen van het maaisel, heeft als voordeel dat het tonnage aan biomassa dat dient te worden afgevoerd sterk vermindert. Veel water uit het maaisel zal namelijk verdampen. Bovendien kunnen zaden nog narijpen en op de bodem vallen.

Afhankelijk van de weersomstandigheden neemt het drogen ca. 2-7 dagen in beslag (Van Uytvanck & De Blust 2012). Vandaar dat het aangewezen is om minstens binnen de week het maaisel af te voeren. Bovendien raden we aan het maaibeheer uit te stellen bij (voorspeld) regenweer.

Anderzijds wordt tegenwoordig vaak gebruik gemaakt van een maai- en opzuigcombinatie. Dit heeft als groot voordeel dat het maaisel niet blijft liggen en er bijgevolg geen voedingsstoffen uitloggen. Het nadeel is wel dat het afgevoerd tonnage veel hoger is (maaisel is namelijk niet gedroogd) en dat ook veel zaden de kans niet krijgen om na te rijpen en op de grond te vallen.





Figuur 34 Als het maaisel te lang blijft liggen sterft de onderliggende vegetatie af met ongewenste kale plekken tot gevolg. Bovendien loogt een groot deel van de nutriënten uit, terwijl deze net moeten onttrekken worden aan de bodem (28/08/2014).



Figuur 35 Enkel competitieve grassen schieten door het maaisel dat te lang is blijven liggen (21/08/2016).

Wat met fauna? Gefaseerd maaibeheer

De geformuleerde beheervoorstellen zijn vooral gericht op het behoud en ontwikkeling van soortenrijke vegetaties die een hoge erosiebestendigheid garanderen. Vooral plantensoorten profiteren van dit beheer. Anderzijds liften ook tal van diersoorten mee, in het bijzonder bloembezoekende insecten. Het geadviseerde maaibeheer verzekert namelijk een hoge diversiteit en abundantie aan bloemen (Noordijk et al. 2009).

Toch dienen we enige kanttekeningen te maken bij dit beheer en dan vooral bij de impact die maaibeheer heeft op fauna (ongewervelden, kleine gewervelden). Maaibeheer heeft dus een positieve impact op fauna-elementen door een verhoging van de diversiteit en abundantie aan bloemen. Maar zowel direct als indirect heeft maaibeheer ook een negatieve impact op fauna-elementen. Zo veroorzaakt maaien een hoge mortaliteit bij fauna-elementen. Humbert et al. (2010) becijferden dat, afhankelijk van de gebruikte maaimachine, 19% tot 69% van de aanwezige rupsen worden gedood bij het maaien. Ook de overige handelingen (keren, samenharcken en persen van het hooi) hebben een sterk negatieve impact. Grotere organismen zijn hier gevoeliger voor dan kleine. Grondbewonende insecten sterven dan weer voornamelijk onder de tractorbanden (Humbert et al. 2009, 2010).

Ook indirect heeft maaien een negatieve impact op ongewervelden. Door het maaien verandert hun leefgebied abrupt, niet enkel voor de imago's maar ook voor de andere levensstadia (ei, rups, pop). Bij maaien wijzigt de horizontale en verticale vegetatiestructuur sterk of verdwijnt zelfs grotendeels. Maar ook de beschikbaarheid aan voedsel vermindert. Voor bloembezoekende insecten op zoek naar nectar en pollen, is het afmaaien van de bloemen vanzelfsprekend ongunstig.

Om deze negatieve impact van maaibeheer op ongewervelden te mitigeren, stellen verschillende auteurs een gefaseerd maaibeheer voor (Groenendijk & Wolterbeek 2001; Maes et al. 2013; Noordijk et al. 2009). Gefaseerd maaibeheer verschilt van gewoon maaibeheer doordat niet alles tegelijkertijd wordt gemaaid maar delen blijven overstaan waar de ongewervelden voedsel, beschutting en overwinteringshabitat kunnen vinden. Groenendijk & Wolterbeek (2001) adviseren om 10-25% niet te maaien.

Ondertussen is aangetoond dat dergelijk gefaseerd maaibeheer daadwerkelijk een gunstige invloed heeft op fauna. Zowel het aantal soorten sprinkhanen als hun abundanties waren hoger bij gefaseerd maaibeheer in vergelijking met gewoon maaibeheer (Buri et al. 2013). Bruppacher et al. (2016) toonden het gunstig effect aan op dagvlinders. Wallis de Vries & Knotters (2000) zagen vooral de aantallen dagvlinders, mieren, hooiwagens, kortschildkevers en spiegelkevers toenemen bij gefaseerd maaibeheer.

Desalniettemin mag dit gefaseerd maaibeheer de doelstelling, zijnde het behouden van de doelvegetaties (Type 1 Soortenrijk grasland en Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland) niet hypothekeren. Deze vegetaties hebben het voorgestelde maaibeheer nodig om zich te handhaven.

Als grootste gemene deler tussen het behoud van de doelvegetatie en van de fauna-elementen, geven we 2 (3) beheervoorstellen die enkel kunnen toegepast worden daar waar de doelvegetaties (Type 1 Soortenrijk grasland of Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland) reeds aanwezig zijn.

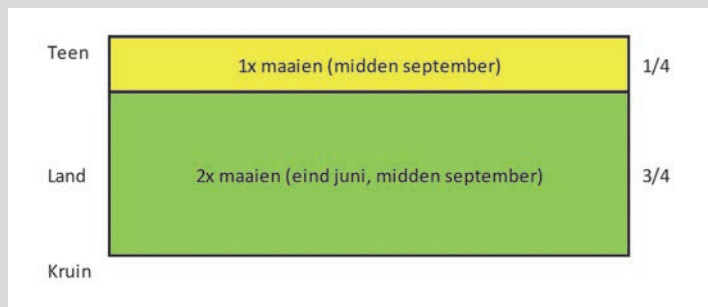


Beheervoorstel 1: gefaseerd maaien L

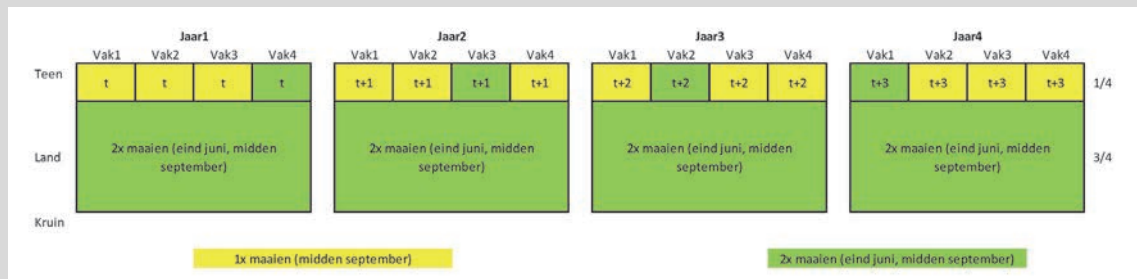
Bij het eerste beheervoorstel wordt het onderste kwart van de dijk niet gemaaid tijdens de eerste maaibeurt maar wel bij de tweede maaibeurt vanaf midden september. De bovenste driekwart wordt gewoon tweemaal gemaaid (Figuur 36).

Door het onderste kwart niet te maaien bij de eerste maaibeurt blijven er voldoende bloemen (nectar, pollen), bladeren en stengels als voedsel beschikbaar voor de ongewervelden en vinden ze er ook beschutting.

Dit kan toegepast worden langs een dijktraject en dit gedurende 3 jaar. Het 4e jaar wordt de dijk tweemaal volledig gemaaid. Dit dient voldoende te zijn om de doelvegetatie te behouden, indien niet, wordt het beheer aangepast. Het is aangewezen om dit gefaseerd maaibeheer te spreiden in de tijd en ruimte (Figuur 37).



Figuur 36 Beheervoorstel 1: onderste kwart van het dijktralud wordt niet gemaaid bij de eerste maaibeurt maar wel bij de tweede maaibeurt (midden september) (in geel). De bovenste driekwart wordt tweemaal gemaaid (in groen).



Figuur 37 Beheervoorstel 1 wordt beste gevarieerd in ruimte en tijd. Als voorbeeld zijn 4 dijkvakken gegeven waarvan er drie gefaseerd worden gemaaid, een integraal (t = jaar 1). Een dijkvak is 250 m lang (richtwaarde).

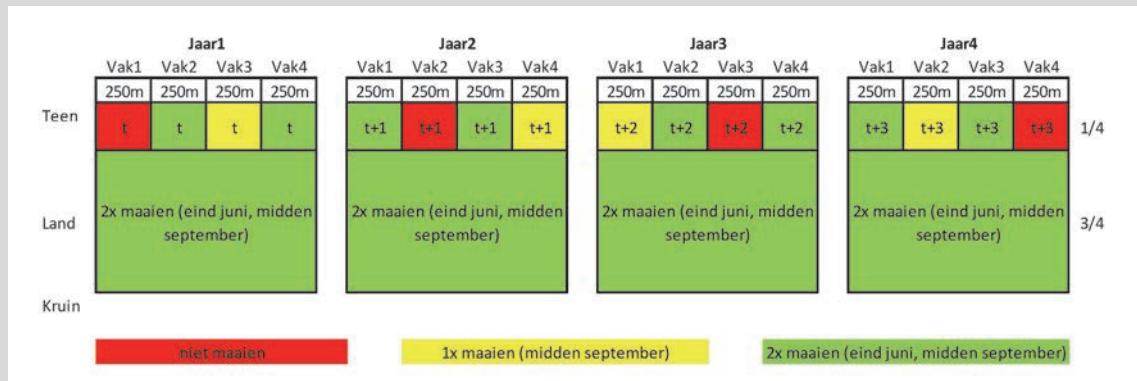
Beheervoorstel 2: gefaseerd maaien XL

De bovenste driekwart van de dijk wordt tweemaal gemaaid. Op het onderste kwart wordt gefaseerd maaibeheer toegepast. Dit tweede beheervoorstel is iets complexer omdat naast eenmaal en tweemaal maaien, een derde beheervorm wordt toegevoegd namelijk niet maaien.

In een bepaald dijkvak wordt het eerste jaar niet gemaaid, het tweede jaar wordt dit vak tweemaal gemaaid (juni, september), het derde jaar eenmaal (september) en het vierde jaar wordt het opnieuw tweemaal gemaaid (juni, september) (Figuur 38). Vervolgens start de cyclus opnieuw vanaf het 1e jaar. In Figuur 38 worden als voorbeeld 4 dijkvakken van telkens 250 m gegeven.



Door niet te maaien bij de eerste maaibeurt blijven er voldoende bloemen (nectar, pollen), bladeren en stengels als voedsel beschikbaar voor de ongewervelden en vinden ze er ook beschutting. Maar door de beheervorm 'niet maaien' te introduceren, hebben ongewervelden ook de kans om in deze vegetatie te overwinteren.

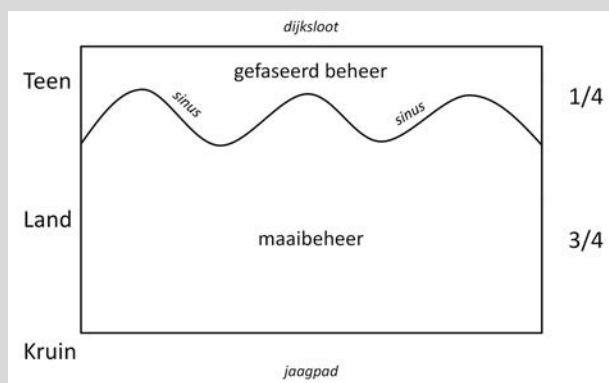


Figuur 38 Beheervoorstel 2: bovenste driekwart van de dijk wordt tweemaal gemaaid (in groen). Het onderste kwart wordt gefaseerd gemaaid. Een vak wordt het 1e jaar niet (in rood), het 2e jaar tweemaal (in groen), het 3e jaar eenmaal (september) (in geel) en het 4e jaar opnieuw tweemaal gemaaid. Dit beheervoorstel wordt telkens gevarieerd in ruimte en tijd ($t = \text{jaar } 1$).

Sinusmaaien

Tal van ongewervelden zijn gebaat bij een gevarieerde horizontale en verticale vegetatiestructuur. Vooral omdat dit resulteert in verschillende microhabitats met kenmerkend microklimaat (Maes et al. 2013). Warmere, windluwe, zonbeschenen zones wisselen af met koudere, windrijkere en schaduwrijkere.

Dergelijke zones met variabel microklimaat kunnen eenvoudig gerealiseerd worden bij het gefaseerd maaibeheer van de dijkvegetaties. Het komt er op neer om niet in een rechte lijn te maaien, zoals standaard gebeurt, maar een slingerende, sinusoïdale beweging te maken bij het maaien. Zowel in de frequentie als in de amplitude van de sinusoïde kan gevarieerd worden (Figuur 39). Deze methode is overgenomen uit het sinusbeheer, een beheermethode die de laatste jaren veel opgang maakt (Couckuyt 2015).



Figuur 39 Illustratie van sinusmaaien bij het toepassen van gefaseerd maaibeheer. Hierbij wordt niet volgens een rechte lijn gemaaid maar volgens een sinusoïde.

3.2.2.1.2 Graasbeheer

Om de doelvegetaties Type 1 Soortenrijk grasland en Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland te behouden, kan eveneens gekozen worden voor graasbeheer. In onderstaande hoofdstukken worden richtlijnen geformuleerd omtrent de begrazingsmethode, het type grazers, de begrazingsperiode en -dichtheden, en niet onbelangrijk de beperkingen die graasbeheer kennen. Voorstellen worden aangereikt hoe om te gaan met deze beperkingen. In sommige gevallen zal eerder een hooiweidebeheer aangewezen zijn dan een zuiver graasbeheer.

3.2.2.1.2.1 Begrazingsmethode

De begrazingsvorm die wordt toegepast, is stootbegrazing. Bij dergelijk type begrazing wordt het begrazingsblok, in casu het dijktraject, op korte tijd afgegraasd waarna een lange onbegaasde periode volgt. Tijdens de onbegaasde periode kunnen de planten regenereren, tot bloei en zaadzetting komen. Deze methode simuleert begrazing met een herder, waarbij een grote kudde een korte tijd passeert over een klein oppervlak (Van Uytvanck & De Blust 2012).

Om deze begrazingsmethode toe te passen wordt de dijk in verschillende compartimenten opgedeeld, waarna de grazers worden ingeschaard in het eerste compartiment. De grazers blijven zolang in dit compartiment tot wanneer de vegetatie is kort gegraasd, pas dan worden ze ingeschaard in het volgende compartiment. Het is van cruciaal belang dat de grazers pas worden uitgeschaard als de volledige vegetatie binnen het compartiment is kort gegraasd.

3.2.2.1.2.2 Welke grazers?

Graasbeheer kan worden uitgevoerd met verschillende soorten grazers waarvan runderen, paarden en schapen de meest voor de hand liggende zijn. Deze grazers verschillen onderling in habitatgebruik, dieetkeuze, foeragegedrag, enz. wat telkens een andere impact heeft op de vegetatie (Cosyns & Hoffmann 2004; Grant et al. 1985; Rook et al. 2004).

Om de aanwezige doelvegetatie in stand te houden kunnen zowel schapen als runderen worden gebruikt. Paarden of paardachtigen in het algemeen, worden best niet gebruikt op de dijken omdat ze latrinegedrag vertonen. Zeker als ze worden ingeschaard op kleinere oppervlaktes, zoals een dijktraject, gaan ze telkens op vaste plaatsen hun mest deponeren, de zogenaamde latrines. Deze latrines mijden ze om te grazen. Bijgevolg treedt er lokaal bodemverrijking op wat verzuuring in de hand werkt (Cosyns & Hoffmann 2004), terwijl het met het gevoerde onderhoudsbeheer net de bedoeling is om verzuuring tegen te gaan.

Runderen hebben als voordeel dat ze minder selectief en vooral grassen begrazen (Cosyns & Hoffmann 2004; Rook et al. 2004; van Wieren 1987). Maar door hun hoger gewicht kunnen ze meer schade toebrengen aan de graszode. Dit is zeker het geval op steilere taluds. Ze maken trapgaten en looppaadjes met bijhorende kleine steilrandjes.

Dergelijke trapgaten, looppaadjes en steilrandjes bieden een ecologische meerwaarde door de ontstane microhabitats en -gradiënten waar verschillende plantensoorten en insecten van profiteren. Zo leveren deze trapgaten, kale looppaadje en steilrandjes kiemings- en vestigingsmogelijkheden voor plantensoorten in gesloten graslanden (Bullock et al. 1995; Hilligers 1983). Maar civieltechnisch zijn oneffenheden van gelijk welke aard ongewenst. Op het dijktaalud zijn deze oneffenheden net die plaatsen waar erosieve krachten zich bij golfoverslag concentreren en kunnen leiden tot dijkfalen (Peeters et al. 2012, 2013). In dit opzicht brengen schapen door hun lager gewicht minder schade toe aan de graszode en zijn de trapgaten en looppaadjes kleiner waardoor ze geschikter zijn om dijktaaluds te begrazen (Fliervoet 1992; Vandevoorde & Ysebaert 2000b).



3.2.2.1.2.3 Begrazingsoppervlaktes, -dichtheden, en -duur

Om stootbegazing te kunnen toepassen wordt de dijk in compartimenten opgedeeld. Het is niet mogelijk om een standaardoppervlak per compartiment of dijkvak vast te leggen, aangezien dit afhankelijk is van het beschikbaar aantal schapen. Het oppervlak moet zodanig gekozen worden dat de schapen in staat zijn om binnen een termijn van 2-3 weken het compartiment kort te grazen.

Vervolgens worden de schapen in een ander compartiment ingeschaard en zullen pas na een periode van 2-3 maanden weer in hetzelfde compartiment worden ingeschaard. In tussentijd hebben de planten voldoende tijd om te regenereren, tot bloei en zaadsetting te komen.

Het is beter kleine oppervlaktes af te bakenen dan grote. Wanneer een te groot oppervlakte wordt afgebakend of te weinig schapen worden ingeschaard, zullen de schapen zich beperken tot het afgrazen van de korte vegetatie en het selectief afvreten van de kruiden. De ruigere stukken en de minder smakelijke, taaie, dominante grassen zullen ze links laten liggen. Het gevolg is vervilting en verruiging van de dijk, wat dient vermeden te worden. Dergelijke ervaringen heeft men ook op de dijken langs de Maas in Nederland (Maris 1999). Het is dus zéér belangrijk om bij dergelijke begrazingsmethode (stootbegazing) er voor te zorgen dat de dieren als het ware verplicht worden om alle soorten te eten en niet enkel de smakelijkste, en dit binnen een termijn van 2-3 weken. Anders leidt het beheer niet tot de gewenste resultaten.

Ook het vastleggen van een exacte begrazingsdichtheid is moeilijk. Net als het oppervlak van het compartiment is ook het aantal dieren niet het belangrijkste. Er moet gewoon gezocht worden naar een evenwicht tussen het begrazingsoppervlakte en het aantal ingeschaarde schapen, zodanig dat het compartiment binnen een termijn van 2-3 weken is kort gegraasd. Als leidraad geven we 5-10 schapen per hectare per jaar (!! dit dient men te verrekenen in functie van het oppervlakte en de voorgestelde begrazingstermijn van 2-3 weken).

3.2.2.1.2.4 Begrazingsperiode

Het begin van de begrazingsperiode ligt in maart-april maar is in feite afhankelijk van de grasgroei. Wanneer de weersomstandigheden gunstig zijn, zal de grasgroei vrij vroeg op gang komen en kunnen de schapen vroeg worden ingeschaard (maart). Wanneer dit niet het geval is, wordt best later ingeschaard (april). Hetzelfde geldt voor het einde van de begrazingsperiode. Indien de omstandigheden en de vegetatie het toelaten, kan er tot in oktober of zelfs november worden gegraasd (Vandevoorde & Ysebaert 2000b).

Telkens moet locatiespecifiek en tijdsafhankelijk de afweging worden gemaakt of de begrazing baat of eerder schaadt. Vanaf het moment dat de grazers schade toebrengen aan de graszode, geïnduceerd door slechte weersomstandigheden, moet de begrazing onmiddellijk worden stopgezet.

Buiten deze periode wordt er niet begraasd om schade aan het dijklichaam te voorkomen.

De doelvegetaties zijn er bij gebaat indien deze niet te hoog de winter ingaan. Anderzijds mag de vegetatie ook niet gemillimeterd de winter aanvatten. Zo is uit golfoverslagproeven gebleken dat een iets hogere vegetatie (> 15 cm) het dijklichaam dakpansgewijs afdekt bij overslag wat een ideale bescherming bleek te zijn voor het dijklichaam (Peeters et al. 2012).





Figuur 40 Ideaal beheerde dijk te Appels met navenant hoge bedekking en een hoge soortendiversiteit. Stootbegrazing met schapen wordt er toegepast, terwijl ook af en toe gehooid wordt (06/05/2008).

3.2.2.1.2.5 Begrazing en haar beperkingen!

Het toepassen van graasbeheer in het algemeen en met schapen in het bijzonder kent een aantal beperkingen. Een aantal voorstellen worden aangereikt om hiermee om te gaan.

3.2.2.1.2.5.1 Beperkingen

- In Vlaanderen hebben we te kampen met een atmosferische stikstofdepositie die de kritische last voor het beoogde graslandtype overschrijdt (zie ook 3.1.1). Dit houdt in dat mitigerende maatregelen nodig zijn om deze constante input van stikstof weg te werken (Bakker & Berendse 1999; De Schrijver et al. 2013a). Begrazing schiet hierin te kort omdat de afvoer geringer is dan de aanvoer van stikstof door atmosferische depositie (Bullock et al. 2001; Cosyns & Hoffmann 2004; Pywell et al. 2007). Om deze aanvoer van stikstof op de dijken af te voeren is de enige geschikte beheervorm maaien met afvoer van het maaisel (De Schrijver et al. 2013a; Van Uytvanck & De Blust 2012; Zwaenepoel 2000).
- Schapen kennen een selectief graasgedrag (Cosyns & Hoffmann 2004; Grant et al. 1985; Rook et al. 2004; van Wieren 1987). De ervaring leert ons bijvoorbeeld dat de gebruikte schapenrassen grote brandnetel (*Urtica dioica*) niet of slechts in beperkte mate afgrazen (Figuur 42 en Figuur 43). Hierdoor ontstaan vaak situaties waar de grazige vegetatie wel kort wordt gegraasd maar de haarden van grote brandnetel niet. Bijgevolg genieten deze brandnetels een competitief voordeel en kunnen ze zich lateraal sterk uitbreiden.
- Bovendien prefereren schapen eerder korte vegetaties dan lange (Driessen & Geers 2009). Sibbald & Hooper (2004) geven aan dat schapen een grashoogte verkiezen tussen 7 en 15 cm. Dit geldt evenwel voor gecultiveerde intensieve graslanden. De

ervaring leert ons echter dat schapen, indien ingeschaard in een hoge vegetatie, het volledige perceel doorkruisen op zoek naar hoogwaardige kruiden, en daarbij de vegetatie grotendeels platlopen. Hierdoor ontstaat op korte tijd een grotendeels legerende vegetatie die ze verder slechts in beperkte mate afgrazen (Figuur 41). Schapen inscharen in een hoge vegetatie mist dan ook zijn doel en is bijgevolg afgeraden.

- Bij begrazingsbeheer op hellingen, zoals dijken, maken de grazers (schapen, koeien) looppadjes of veepadjes (Hilligers 1983). Deze padjes worden zelfs bestendig doordat de grazers er systematisch gebruik van maken. Dergelijke kale veepadjes en bijhorende steilrandjes bieden een ecologische meerwaarde maar civieltechnisch zijn oneffenheden van gelijk welke aard ongewenst. Dergelijke oneffenheden zijn op het dijktafval net die plaatsen waar erosieve krachten zich bij golfoverslag of -overloop concentreren en aanleiding kunnen geven tot dijkfalen (Peeters et al. 2012, 2013).



Figuur 41 Als schapen worden ingeschaard in een hoge vegetatie vertrappelen ze deze grotendeels met een dicht pakket platgelopen gras tot gevolg dat niet meer wordt afgegraasd (03/06/2009).





Figuur 42 Schapen vertonen op de dijken een selectief graasgedrag waarbij ze grote brandnetel (*Urtica dioica*) niet afgrazen maar de grazige vegetatie errond veelal wel (foto Alexander Van Braeckel 06/09/2004).





Figuur 43 Net begraasde dijk die het selectief graasgedrag van de schapen illustreert. Grote brandnetel (*Urtica dioica*) wordt niet afgegraasd, de grazige vegetatie errond wel. Hierdoor heeft grote brandnetel een competitief voordeel en kan hij vlot uitbreiden. Ook de pollen pitrus (*Juncus effusus*), rechts naast de dijk, worden niet begraasd (21/04/2017).

3.2.2.1.2.5.2 Oplossingen

We adviseren om schapen niet in te scharen in een vegetatie die te hoog is uitgegroeid. Als maat stellen we een maximale vegetatiehoogte van 50 cm voor (kniehoog). Als de vegetatie hoger is uitgegroeid, komt ze niet langer in aanmerking om te laten begrazen maar wordt overgeschakeld op maaibeheer. Dit maaibeheer gebeurt volgens de richtlijnen zoals aangegeven onder 3.2.2.1.1.

Deze richtlijn voorkomt enerzijds dat de te hoge vegetatie wordt platgelopen door de schapen (i.e. een ongewenst beheer) en anderzijds wordt door het toegepaste maaibeheer ook een oplossing gevonden om de input van stikstof via atmosferische depositie te mitigeren. Dit is zeker het geval indien jaarlijks een ander deel van het dijktraject wordt gemaaid. In plaats van een zuiver graasbeheer schakelen we dan over op een soort **hooiweidebeheer** (Van Uytvanck & De Blust 2012).

De aanwezigheid van haarden van grote brandnetel (*Urtica dioica*) dient men nauwlettend in het oog te houden. Als deze niet worden afgegraasd door de schapen, worden ze pleksgewijs afgemaaid, met afvoer van het maaisel. Als tussenoplossing kunnen deze ook gemaaid worden

als het compartiment nog begraasd wordt. Sommige schapenrassen consumeren namelijk grote brandnetels als ze enigszins verdroogd zijn. Indien niet worden ze afgevoerd.

De ontwikkeling van de veepaadjes dient opgevolgd te worden. Indien ze zich te sterk accentueren, worden ze best geslecht of genivelleerd.

3.2.2.1.2.6 Overige richtlijnen grasbeheer

Bijvoeders van de schapen dient absoluut vermeden te worden. Het toedienen van extra voeder (hooi, droogvoer, korrels, bieten, uien, etc.) raden we af omwille van de volgende redenen.

Eerst en vooral zorgen deze voeders voor een extra input van voedingsstoffen of nutriënten. Terwijl het met het gevoerde beheer net de bedoeling is om voedingsstoffen te onttrekken aan het systeem.

Ook verandert bijvoeders het graasgedrag van de schapen. Ze gaan namelijk rekenen op deze extra voeders waardoor ze de minder smakelijke, taaie, hoogconcurrentiële grassoorten die we willen terugdringen, links laten liggen. Hierdoor zal de dominantie van die soorten niet doorbroken worden, maar eerder toenemen.

Bijvoeders om mineralendeficiënties te voorkomen is niet nodig. De kans dat mineralentekort optreedt, lijkt ons eerder klein. Dit komt voornamelijk voor in voedselarme zure systemen zoals heidegebieden en dan vooral bij jaarrondbegrazing (Cosyns & Hoffmann 2004). Op de dijken wordt stootbegrazing toegepast en dit enkel in het zomerhalfjaar. Mocht er zich toch een mineralentekort voordoen, dan kunnen likstenen worden voorzien.

Overige belendende gebieden zoals schorren, restgronden, opgehoogde terreinen, etc. worden best niet betrokken in de begrazingscompartimenten op de dijk. Kenmerkend bij begrazing is de herverdeling van de voedingsstoffen binnen het begrazingscompartiment. De dieren grazen op de ene plek en deponeren hun mest op een andere plek (Cosyns & Hoffmann 2004; Dahlin et al. 2005). Indien andere gebieden betrokken worden in het begrazingscompartiment kunnen bijgevolg voedingsstoffen vanuit die gebieden verplaatst worden naar de dijken. Onrechtstreeks kan het betrekken van andere, belendende gebieden in de dijkenbegrazing leiden tot aanrijking van de dijken, wat ongewenst is.

Distels, een stekelige problematiek!

Wetgeving

Artikel 43 van het koninklijk besluit van 19 november 1987 (Belgisch Staatsblad 8 januari 1988) betreffende de bestrijding van voor planten en plantaardige producten schadelijke organismen bepaalt dat iedere verantwoordelijke eigenaar, gebruiker, huurder, enz. verplicht is bloei, zaadzetting en uitzaaien van 4 distelsoorten te beletten. Het betreft de volgende soorten: akkerdistel (*Cirsium arvense*) (Figuur 44), speerdistel (*Cirsium vulgare*), kruldistel (*Carduus crispus*) en kale jonker (*Cirsium palustre*). Voor kale jonker kan een afwijking van de verdelgingsplicht worden toegestaan in natuurgebieden met wetenschappelijke waarde of in natuureservaten.

De laatste jaren zijn evenwel vragen gerezen over de geldigheid van dit koninklijk besluit. Zo oordeelde de Raad van State dat er voor dit besluit geen rechtsgrond is (arrest 09/03/2017). Ten gevolge van dit arrest van de Raad van State wordt de algemene distelbestrijding niet meer toegepast (www.natuurenbos.be/beleid-wetgeving/overlast-schade/overlast-schade-door-andere-soorten, d.d. 08/08/2019).

Ecologie en beheerstrategie

Akkerdistel is de enige van dit viertal die kan woekeren en grote distelhaarden kan vormen. Ze beschikt over ondergrondse wortelstokken, waarmee ze zich vegetatief kan uitbreiden. De 3 andere soorten hebben een bladrozet met penwortel (Weeda et al. 1991). De enige soort die dus problematische vormen kan aannemen, is akkerdistel.

Akkerdistel is evenwel een pionierssoort die gebruik maakt van open plekken in de vegetatie of van verstoorte bodems om zich te vestigen. Eenmaal gevestigd, is het een bijzonder competitieve soort die zich vooral vegetatief via zijn wortelstokken uitbreidt. Bovendien is het een soort met een brede ecologische amplitude, maar met een voorkeur voor voedselrijke tot matig voedselrijke, vochtige tot droge bodems. Sterke beschaduwing, droogte of voedselarme bodems verdraagt de soort minder (Decler & Leten 1997; Weeda et al. 1991).

Het bestrijden van akkerdistels zonder gebruik te maken van herbiciden is geen sinecure en heeft zelfs vaak een averechts effect. Vandaar dat in de eerste plaats moet ingezet worden op preventie. De vestiging van akkerdistel kan vermeden worden door het voorkomen van open plekken in de graszode of het verstoren of omwoelen van de bodem. Bodemverstoring of open plekken in de vegetatie kunnen ontstaan door fout afgestelde maaimachines te gebruiken, via rijsporen of door het laten liggen van maaisel. De onderliggende vegetatie sterft namelijk af wat resulteert in een open, kale, voedselrijke bodem, een ideaal kiembed voor akkerdistel.



Figuur 44 Door schapen aangevreten akkerdistel (*Cirsium arvense*) met lichtpaarse bloemen. In sommige bloemhoofdjes ontwikkelen zich reeds de vruchten met typische haarkroontjes (22/07/2016).

Als akkerdistel zich heeft gevestigd, dient het toegepaste beheer gericht te zijn op het ontwikkelen of behouden van een gesloten graszode én op het ongeschikt maken van de standplaats. Gezien akkerdistel voedselrijke standplaatsen prefereert, moet ingezet worden op het systematisch verarmen van de bodem (Decler & Leten 1997; Vandevoorde & Ysebaert 2000a, 2000b).

Tabel 5 Frequentietabel die aangeeft in hoeveel procent van de vegetatieopnames van de 5 vegetatietypes de verschillende distelsoorten zijn aangetroffen (Vandevoorde et al. in prep.).

	Type 1 Soortenrijk grasland	Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland	Type 3 Soortenarm glanshavergrasland	Type 4 Verruigd glanshavergrasland	Type 5 Brandnetelruigte
Akkerdistel (<i>Cirsium arvense</i>)	30	57	46	36	23
Speerdistel (<i>Cirsium vulgare</i>)	5	0	2	0	0
Kale jonker (<i>Cirsium palustre</i>)	0	0	2	2	0
Kruldistel (<i>Carduus crispus</i>)	0	0	0	4	8

Distels op de dijken

De 4 distelsoorten zijn allen aangetroffen op de dijken. De meest courante is akkerdistel. Kruldistel, speerdistel en zeker kale jonker komen veel minder voor (Tabel 5). Bovendien is akkerdistel in alle onderzochte vegetatietypes gevonden, gaande van soortenrijke graslanden (Type 1) tot brandnetelruigtes (Type 5). Meestal komt akkerdistel in lage hoeveelheden voor met uitzondering van Type 4 Verruigd glanshavergrasland en Type 5 Brandnetelruigte waar de bedekkingen kunnen oplopen tot 20%.

Beheervoorstel

Het reguliere beheer (omvormingsbeheer, onderhoudsbeheer) zal in het merendeel van de gevallen voldoende zijn om aan de 'wettelijke verplichtingen' te voldoen, waardoor gerichte bestrijding van akkerdistel niet nodig is. Bij Type 3 Soortenarm glanshavergrasland, Type 4 Verruigd glanshavergrasland en Type 5 Brandnetelruigte wordt een omvormingsbeheer (maaibeheer) voorgesteld, wat vroeg maaien inhoudt (zie 3.2.3.1). Het bloeien en tot zaadzetting komen van de akkerdistels wordt hierdoor voorkomen. Bovendien verarmt de bodem waardoor de standplaats geleidelijk minder geschikt wordt voor akkerdistel.

Het onderhoudsbeheer dat wordt voorgedragen om de doelvegetaties Type 1 Soortenrijk grasland en Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland in stand te houden, is mogelijk niet voldoende om bloei en zaadzetting te voorkomen. Maar gezien akkerdistel slechts in geringe hoeveelheden voorkomt in deze types, kan dit niet als problematisch worden beschouwd. Ook zal dit onderhoudsbeheer (maaibeheer) leiden tot een verdere verlaging van de voedselrijkdom van de standplaats waardoor deze systematisch minder geschikt is voor akkerdistel.

Indien distelhaarden toch als problematisch worden ervaren, kan alsnog overgegaan worden tot gerichte bestrijding. Hiervoor kan de code van goed nabuurschap worden toegepast waarbij excessieve distelhaarden die zich op minder dan 20 tot 40 meter van landbouwpercelen bevinden, worden aangepakt (het overgrote deel van de zaden valt binnen de 20 tot 40 meter van de distelhaard). Als bestrijdingsmaatregel adviseren we een pleksgewijs maaibeheer met afvoer van het maaisel. Dit zal niet leiden tot het direct verdwijnen van akkerdistel maar zaadzetting kan wel gelimiteerd worden. Hou er evenwel rekening mee dat op voor akkerdistel gunstige standplaatsen het maaien zorgt voor een sterke vegetatieve vermenigvuldiging (Decler & Leten 1997).

Distels, een ecologische meerwaarde

Bovendien dient men er zich bewust van te zijn dat distels een ecologische meerwaarde bieden. Ze vormen een voedselbron voor tal van nectaretende insecten. 34 soorten dagvlinders foerageren frequent op distelbloemen; voor 17 dagvlindersoorten vormen distels zelfs een hoofdbron van voedsel (Tax 1989). Ook tal van andere insectengroepen (kevers, zweefvliegen, vliesvleugeligen, mineervliegen, boorvliegen, wantsen, enz.) zijn rechtstreeks of onrechtstreeks geassocieerd met distels (Decler & Leten 1997).

3.2.2.2 Onderhoud bomen/struiken

3.2.2.2.1 Hakhoutbeheer

Het onderhoudsbeheer van bomen en struiken is vooral van toepassing op bomen en struiken aanwezig op de rivierzijde en teen van de dijk.

Net als muren, bebouwingen, sluizen, pijpleidingen, enz. worden bomen en struiken op of nabij waterkeringen als niet waterkerende objecten⁴ beschouwd (STOWA 2001; VTV 2007). De aanwezigheid van dergelijke niet waterkerende objecten brengen een aantal risico's met zich mee die door VTV (2007) en STOWA (2001) worden opgesomd. Onderstaand worden de risico's waartoe bomen en struiken kunnen leiden opgesomd (naar STOWA 2001; naar VTV 2007):

- Verstoring grond- of dijklichaam: bij het omvallen of ontwortelen van een boom ontstaat een ontgrondingskuil wat een sterk versturende en destabiliserende impact heeft op het dijklichaam. De ontstane kale top laag is gevoelig voor erosie bij neerslag en/of overspoeling met oppervlaktewater.
- Externe belasting: windbelasting via een boom is een extra belasting op het dijklichaam en kan de stabiliteit ongunstig beïnvloeden.
- Impact grondwater: grondwaterstromingen kunnen worden afgeleid en zich concentreren ter hoogte van boomwortels wat tot interne erosieverschijnselen zoals piping⁵ kan leiden. Een ontgrondingskuil van een omgevallen boom kan bovendien een in- of uitredpunt vormen voor piping (zie ook impact oppervlaktewater).
- Impact oppervlaktewater: oppervlaktewaterstromingen kunnen zich concentreren ter hoogte van boomstammen en tot erosie leiden (Peeters et al. 2012). Een ontgrondingskuil van een omgevallen boom of struik kan een intredepunt zijn waar oppervlaktewater in de dijk kan stromen en aanleiding kan geven tot piping.
- Zetting: indien de ondergrond en het niet waterkerend object (boom(wortel)) zich met verschillende snelheid zetten kan er een holte ontstaan onder het niet waterkerend object. Deze holte kan de grondwaterstromingen in het dijklichaam wijzigen en tot interne erosieverschijnselen leiden zoals piping.
- Beperking beheer en onderhoud: de aanwezigheid van bomen en struiken kan de inspecteerbaarheid (fysieke en visuele belemmering) bemoeilijken, zo ook het onderhouds- of omvormingsbeheer.

⁴ Binnen het civieltechnisch jargon worden onder niet-waterkerende objecten alle objecten verstaan die kunnen voorkomen op of in waterkeringen of dijken maar die geen functioneel deel uitmaken van de waterkering. Voorbeelden van niet-waterkerende objecten zijn leidingen, kabels, trappen, woningen, bomen, steigers, enz. (VTV 2007).

⁵ Verschijnsel waarbij in een dijk een holle pijpvormige ruimte ontstaat door erosie ten gevolge geconcentreerde stroming van grondwater (naar VTV 2007).

- Verondersteld wordt dat afstervende boomwortels holtes achterlaten. In deze holtes kunnen geconcentreerde grondwaterstromingen aanleiding geven tot interne erosieverschijnselen (piping). Hieromtrent is evenwel nog geen zekerheid. Boom- en bosecologische kennis doen vermoeden dat deze holtes vrij snel door biologische bodemactiviteit worden gevuld (STOWA 2001).

Uit bovenstaande opsomming blijkt dat vele van de risico's zich voordoen als bomen of struiken omvallen of omwaaien en er ontgrondingskuilen ontstaan. VTV (2007) geeft aan dat de kans op ontworteling door windworp bij laagopgaande bomen (kleiner dan 5 m) evenwel verwaarloosbaar klein is.

Het onderhoudsbeheer van bomen en struiken is er dan ook op gericht om de kans tot windworp of omvallen te minimaliseren. Dit kan door hakhoutbeheer toe te passen. Door op gezette tijden de stammen te kappen zullen zich meerstammige bomen of struiken (i.e. hakhout) vormen met geringe hoogte-ontwikkeling waardoor de kans op windworp sterk wordt gereduceerd.

Indien de huidige houtige gewassen reeds als hakhout worden beheerd, kan dit beheer gewoon worden verdergezet. Indien het momenteel nog eenstammige bomen zijn, is een overgangsbeheer nodig waarbij de eenstammige bomen worden omgezet in meerstammig hakhout. Toch zouden we aandacht willen vragen om individuele of in rijen staande monumentale bomen niet onmiddellijk om te zetten naar hakhout maar deze eerst te beoordelen volgens de alternatieve toetsingsmethode 2.0 (naar STOWA 2001) (zie 9). Deze beoordelingsmethode is ook opgenomen in VTV (2007). Naast het veiligheidsaspect wat prioritair blijft, wordt bij deze toetsingsmethode ook rekening gehouden met niet-materiële en niet-technische aspecten zoals de landschapswaarde, cultuurhistorische en natuurwaarde van de boom (zogenaamde LNC-waarden). Ook de impact van de boom op het onderhoud, het beheer en de controleerbaarheid worden meegenomen (STOWA 2001; VTV 2007).

3.2.2.2.2 Kapcyclus en fasering

Hakhoutbeheer betekent het periodiek of cyclisch kappen van meerstammige bomen en struiken dicht bij de grond. We stellen een variabele retourperiode of kapcyclus voor, met name een 6-jaarlijkse kapcyclus voor zachthoutsoorten (wilg, populier) en een 12-jaarlijkse kapcyclus voor hardhoutsoorten (es, esdoorn, eik) (Tabel 6).

Standaard wordt voor hakhout vaak een kapcyclus van 8-16 jaar aangehouden (Van Uytvanck & De Blust 2012), al is een kapcyclus van 10-12 jaar ideaal (Jansen & Kuiper 2001). Bepalend is natuurlijk de houtsoort, het doel en ook praktische beheeraspecten. Gezien het de bedoeling is om de bomen/struiken lager te houden dan 5 meter, dienen snelgroeïende zachthoutsoorten zoals wilg en populier frequenter te worden gekapt dan traaggroeïende hardhoutsoorten, vandaar het voorstel om de zachthoutsoorten 6-jaarlijks te kappen en de hardhoutsoorten om de 12 jaar.

Jansen & Kuiper (2001) geven aan dat voor gewone es (*Fraxinus excelsior*) een kapcyclus van 5-7 jaar ecologisch optimaal is. Voor zwarte els (*Alnus glutinosa*) is een kapcyclus van 6-10 jaar dan weer beter en voor eik (*Quercus*) zelfs 10-15 jaar. Voor veel soorten zoals gewone esdoorn (*Acer pseudoplatanus*), een veelvuldig voorkomende soort langs de Schelde, Durme en Rupel, is de ecologisch ideale kapcyclus evenwel niet gekend. Een kapcyclus van 12 jaar voor de hardhoutsoorten en van 6 jaar voor de zachthoutsoorten zien we dan ook als de meest geschikte tussenoplossing.



De 6-jaarlijkse kapcyclus van de bomen en struiken loopt bovendien gelijk met de maaicyclus van riet en ruigte, waarmee bomen en struiken vaak voorkomen. Voorafgaand aan het hakhoutbeheer kan het onderhoudsbeheer van riet en ruigte worden uitgevoerd (zie 3.2.2.3).

We stellen voor om niet enkel te variëren in de kapcyclus maar eveneens in de ruimte en dit door te faseren. Door gefaseerd te kappen in plaats van grote oppervlaktes in een tijd, ontstaan meer gradiënten en blijft habitat behouden voor entomofauna, vogels en flora-elementen.

Tabel 6 Verdeling van de meest voorkomende bomen en struiken over zacht hout of hardhout⁶.

Categorie	Voorbeelden soorten
Zacht hout	grauwe wilg (<i>Salix cinerea</i>), boswilg (<i>Salix caprea</i>), schietwilg (<i>Salix alba</i>), bindwilg (<i>Salix x rubens</i>), Duitse dot (<i>Salix dasyclados</i>), <i>Salix x mollissima</i> , Canadapopulier (<i>Populus x canadensis</i>), ratelpopulier (<i>Populus tremula</i>), katwilg (<i>Salix viminalis</i>)
Hardhout	gewone es (<i>Fraxinus excelsior</i>), gewone esdoorn (<i>Acer pseudoplatanus</i>), gewone vlier (<i>Sambucus nigra</i>), hazelaar (<i>Corylus avellana</i>), okkernoot (<i>Juglans regia</i>), eenstijlige meidoorn (<i>Crataegus monogyna</i>), zomereik (<i>Quercus robur</i>), zwarte els (<i>Alnus glutinosa</i>), berk (<i>Betula</i>), iep (<i>Ulmus</i>), roos (<i>Rosa</i>), kers (<i>Prunus</i>), rode kornoelje (<i>Cornus sanguinea</i>), linde (<i>Tilia</i>)

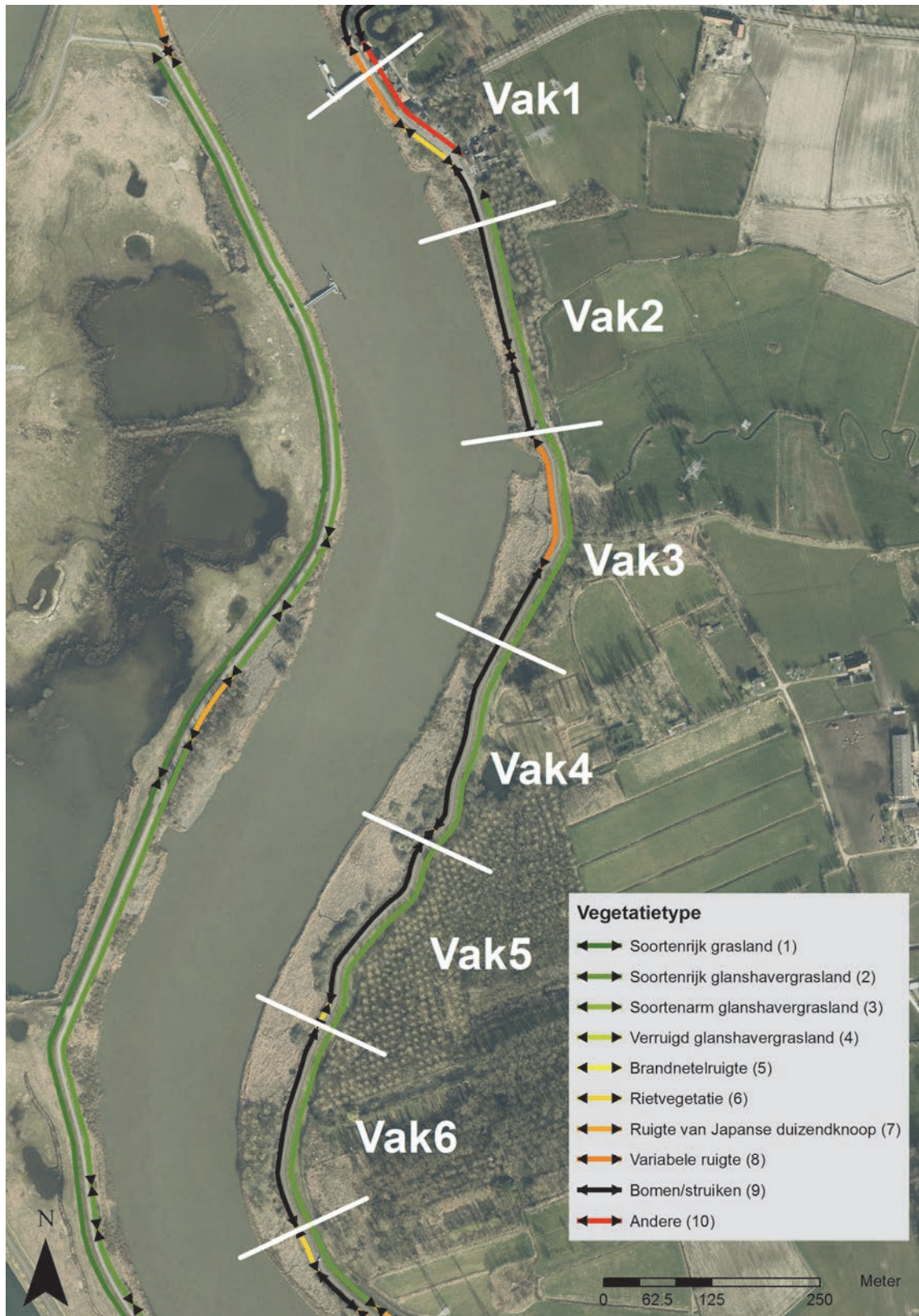
In Figuur 45 wordt een voorstel tot kaptabel gegeven waarin de 6- en 12-jaarlijkse cyclus en de ruimtelijke fasering zijn vervat. Een dijktraject van 1500 meter wordt in 6 vakken van 250 meter verdeeld (Figuur 46). Hierbij wordt geen rekening gehouden met het al dan niet aanwezig zijn van bomen en struiken. De komende 6 jaar wordt telkens een vak integraal gekapt (1e cyclus) (vak 1 in 1e jaar, vak 2 in 2e jaar, enz.). Deze vakken worden herhaald in de 2e cyclus maar enkel het zacht hout (wilg, populier) wordt dan gekapt, het hardhout (es, esdoorn, eik) wordt in deze 2e cyclus ontzien. Tijdens de 3e cyclus wordt ieder vak opnieuw volledig gekapt, zowel zacht- als hardhout.

Een indicatieve lijst van zacht hout- en hardhoutsoorten is gegeven in Tabel 6. Deze lijst is niet-limitatief maar bevat de meest voorkomende houtige soorten die aangetroffen zijn tijdens de kartering van Schelde, Durme en Rupel.

		Vak1	Vak2	Vak3	Vak4	Vak5	Vak6		
		250m	250m	250m	250m	250m	250m		
1e cyclus	zacht hout	t	t+1	t+2	t+3	t+4	t+5	kappen niet kappen	
	hardhout	t	t+1	t+2	t+3	t+4	t+5		
2e cyclus	zacht hout	t+6	t+7	t+8	t+9	t+10	t+11		
	hardhout	t+6	t+7	t+8	t+9	t+10	t+11		
3e cyclus	zacht hout	t+12	t+13	t+14	t+15	t+16	t+17		
	hardhout	t+12	t+13	t+14	t+15	t+16	t+17		

Figuur 45 Voorstel van kaptabel met omlooperperiode van 6 jaar voor zacht hout en 12 jaar voor hardhout voor een dijktraject van 1500 m dat verdeeld wordt in vakken van 250 m (t = jaar 1).

⁶ De indeling in zacht- en hardhoutsoorten is van louter praktische aard en betreft geen systematische indeling.



Figuur 46 Voorbeeld van een dijktraject van 1500 meter dan in 6 vakken van 250 meter is verdeeld. In jaar 1 worden alle houtige gewassen in bijvoorbeeld vak 1 gekapt, in jaar 7 worden enkel de zachthoutsoorten (wilg, populier) in dit vak gekapt en in jaar 13 wordt opnieuw alles gekapt.

3.2.2.2.3 Kapperperiode

Het uitvoeren van hakhoutbeheer gebeurt best buiten het groeiseizoen met andere woorden vanaf het moment dat de bladeren afvallen tot wanneer de sapstroom in het voorjaar opnieuw op gang komt. Als reactie op kappen in deze periode zullen de bomen in het volgende groeiseizoen vlotst nieuwe scheuten vormen uit slapende of adventiefknoppen (Joye et al. 2008).

In de praktijk betekent dit de periode tussen half november en maart/april. Bij kappen tussen half februari en begin april is de kans kleinst dat de stobben of hakhoutstoven vorstschade oplopen (Jansen & Kuiper 2001), al zijn gewone esdoorn (*Acer pseudoplatanus*) en okkernoot (*Juglans regia*) hierop de uitzondering. Deze verdragen kappen na nieuwjaar minder goed.

Maar om conflicten met broedvogels te minimaliseren wordt best niet meer gekapt na 15 maart. Het overgrote deel van de broedvogels doorloopt namelijk zijn broedcyclus tussen 15 maart en 15 juli, al zijn er ook soorten die vroeger nestelen (zwarte kraai, spechten, mezen, uilen). Voorafgaand aan het kappen is controle op aanwezige nesten sowieso steeds aangewezen. Ook met de eventuele aanwezigheid van vlermuizen wordt best rekening gehouden (zie 3.2.3.2).

Hakhoutbeheer uitvoeren bij vorst of aangekondigde strenge vorst is eveneens niet aangewezen. De kans op vorstschade aan de stobben of hakhoutstoven is dan veel te groot.

De meest ideale periode om het hakhoutbeheer uit te voeren ligt dus tussen 15 november en 15 maart.

3.2.2.2.4 Werkwijze

Voor een uitgebreide beschrijving van de praktische uitvoering verwijzen we naar het Technisch Vademecum Bomen (Joye et al. 2008) en naar Jansen & Kuiper (2001). Niet enkel de kapperperiode maar ook de manier waarop het hakhoutbeheer wordt uitgevoerd, bepaalt in belangrijke mate het succes.

We geven alvast enkele tips mee waarmee rekening kan gehouden worden:

- Bij hakhoutbeheer worden de takken afgezaagd tot aan de stobbe, knot of hakhoutstoof. De stobbe of knot worden hierbij nooit in model gezaagd of beschadigd.
- De meeste slapende knoppen waaruit nieuwe takken zullen spruiten bevinden zich in het onderste deel van de tak. Vandaar dat het best is om de stammen niet tot de takkraag af te zagen maar ca. 5-10 cm erboven. Dit verhoogt de kans aanzienlijk dat ze terug uitlopen.
- Gebruik aangepast materiaal bij het afzagen van de stammen zodat een glad snijvlak wordt bekomen waar het water vlot afloopt. Knijpers en klepelmaaier zijn ongeschikt. Nieuwe technieken voor hakhoutbeheer zijn evenwel in ontwikkeling zoals bijvoorbeeld multistem velkopen (Jansen 2016).
- Om inscheuren te voorkomen kunnen dikkere takken eerst tot op een stomp en pas nadien op ideale hoogte worden afgezaagd.
- Eén of twee jaar na het afzetten kan de nieuwe kroon uitgedund worden door het aantal scheuten weg te snoeien tot 6 à 12, afhankelijk van de grootte van de hakhoutstoof.
- Zowel het stam- als takhout worden afgevoerd.

Het voorgestelde hakhoutbeheer leent zich tot zowel het gebruik van het geoogste stamhout als van het takhout. Bij voorkeur wordt het hout gerecycleerd voor materialen (hout-, papier-



en plaatmateriaalproductie, isolatie, compost, enz.) of secundair kan het gebruikt worden als energiebron (www.ecopedia.be/houtige-biomassa/tools-voor-terreinbeheerders; Bervoets 2008; Cosyns & De Keersmaeker 2015). Indien het takhout ter plaatse wordt gehakseld, is het aangewezen om de houtsnippers af te voeren. Onder deze snippers sterft de vegetatie namelijk af waardoor kale plekken ontstaan wat ongewenst is. Bovendien zorgt dit lokaal voor een nutriëntenaanrijking van de bodem, terwijl het beheer gericht is op een verlaging van de bodemnutriënten.

3.2.2.3 Onderhoud riet/ruigte

Rietvegetaties (Type 6) en of variabele ruigtes (Type 8) die aangetroffen zijn aan de rivierzijde of teen van de dijk, kunnen behouden worden door het toepassen van een cyclisch maaibeheer. Bij dergelijk maaibeheer wordt eens om de 5 à 10 jaar gemaaid, met afvoer van het maaisel en aanwezig strooisel (De Becker 2004). Sommige auteurs adviseren eerder een maaibeurt om de 2 à 5 jaar (Boeye et al. 2004; Van Uytvanck & De Blust 2012).

Om zuivere rietvegetaties (Type 6) te behouden is wintermaaien aangewezen (Boeye et al. 2004; Gryseels 1989a). Ruigtes (Type 8) daarentegen kennen een hoog aandeel zomerbloeiërs waardoor maaien in de nazomer (eind augustus tot half oktober) eerder optimaal is (Van Uytvanck & De Blust 2012).

De maaifrequentie of de omlooperperiode waarmee de rietvegetaties (Type 6) en variabele ruigtes (Type 8) worden beheerd stemmen we af op de omlooperperiode van het hakhoutbeheer (zachthout) (zie 3.2.2.2). Dit betekent dat de rietvegetaties en ruigtes om de 6 jaar worden gemaaid, telkens met afvoer van het maaisel, in de dijkvakken waar hakhoutbeheer gepland is.

Het maaitijdstip waarop zowel de rietvegetaties als variabele ruigtes worden beheerd, laten we samenlopen met het onderhoudsbeheer van de kruidige vegetatie (maaibeheer, tweede maaibeurt) (zie 3.2.2.1.1). Dit houdt in dat vanaf midden september de rietvegetaties en variabele ruigtes worden gemaaid.

Deze rietvegetaties en variabele ruigtes hebben een belangrijke ornithologische en entomologische waarde. Door laat in het seizoen te maaien wordt hieraan tegemoet gekomen, alsook door gefaseerd te maaien. In Figuur 47 wordt een beheerschema voorgesteld waarbij telkens in blokken of dijkvakken van 250 meter wordt gewerkt. Jaar na jaar wordt telkens de volgende 250 meter gemaaid, om in het 7e jaar opnieuw het eerste dijkvak te beheren. We raden aan om de vakken te laten overeenkomen met de vakken waar hakhoutbeheer wordt toegepast (zie 3.2.2.2).

Andere richtlijnen omtrent maaihoogte, machines en afvoer van het maaisel zijn gelijk aan het onderhoudsbeheer van kruidige vegetaties (maaibeheer) (zie 3.2.2.1.1).

		Vak1	Vak2	Vak3	Vak4	Vak5	Vak6	
		250m	250m	250m	250m	250m	250m	
cyclus	riet	t	t+1	t+2	t+3	t+4	t+5	maaien
	ruigte	t	t+1	t+2	t+3	t+4	t+5	

Figuur 47 Schema voor het cyclisch maaibeheer van de rietvegetaties en variabele ruigtes. Dit maaibeheer wordt gefaseerd in vakken van 250 m die om de 6 jaar worden beheerd (t = jaar 1).

want daar maken de vleermuizen gebruik van. Om de risico's tot verstoring te minimaliseren worden kappingen van dergelijke bomen best uitgevoerd buiten de periode waarin de kraamkolonies in boomholtes of -spletten verblijven (mei-juli) en idealiter ook buiten de overwinteringsperiode (november-maart). De minst ongunstige periode om kapwerken te verrichten aan bomen die mogelijk door vleermuizen gebruikt worden is tussen half september en half oktober (of half oktober-half november als de bomen gebruikt worden als paarplaats) (Herr 2015). Specialisten kunnen aangesteld worden om de eventuele aanwezigheid van vleermuizen vast te stellen.

Vooraleer individuele of in rijen staande monumentale bomen worden gekapt, kunnen deze beoordeeld worden volgens de alternatieve toetsingsmethode 2.0 (naar STOWA 2001) (zie 9), welke ook is overgenomen in VTV (2007). Naast het veiligheidsaspect wat prioritair blijft, wordt bij deze toetsingsmethode ook rekening gehouden met niet-materiële en niet-technische aspecten van bomen zoals de landschapswaarde, cultuurhistorische en natuurwaarde (zogenaamde LNC-waarden). Ook de impact van de boom op het onderhoud, het beheer en de controleerbaarheid wordt meegenomen (STOWA 2001; VTV 2007) (zie ook 2.5 en 3.2.2.2.1).

3.2.3.3 Omvorming riet

Type 6 Rietvegetaties met de naamgevende soort riet (*Phragmites australis*) als aspectbepalende soort, die momenteel voorkomen op de kruin (landzijde en rivierzijde) en/of landzijde van de dijk worden omgevormd tot de doelvegetaties Type 1 Soortenrijk grasland of Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland (Tabel 2 en Tabel 3).

Deze omvorming gebeurt best door maaibeheer toe te passen met inbegrip van afvoer van het maaisel. De snelste manier om rietvegetaties om te vormen is dit beheer toe te passen in de zomerperiode (Gryseels 1989b; Hermy et al. 2004). Door riet te maaien in het volle groeiseizoen krijgt deze niet de kans om voedings- of reservestoffen te alloceren naar zijn wortelstokken. Hierdoor geraken deze wortelstokken geleidelijk aan uitgeput, wat zich vertaalt in een verminderde boven- en ondergrondse groei (Asaeda et al. 2006). In de vroege zomer (juni-juli) bereikt riet zijn maximale groei. Een maaibeurt in deze periode heeft het grootste effect. In deze periode dreigt er evenwel een conflict te ontstaan met broedvogels die nestelen in deze rietvegetaties (zie kadertekst Wat met ruigte- en rietvogels?).

Ten gunste van deze broedvogels adviseren we daarom om pas in de late zomer de rietvegetaties te maaien, meer bepaald vanaf half augustus. Deze beheerperiode spoort samen met de tweede maaiperiode voor de omvorming van kruidige vegetaties (zie 3.2.3.1). Tijdens de eerste maaiperiode (mei-juni) worden de rietvegetaties onaangeroerd gelaten, ook een bufferstrook van minstens 2 meter grenzend aan de rietvegetatie wordt niet gemaaid (zie ook 3.2.1).

Deze latere maaidatum zal het uitputtingsproces vertragen, maar voorkomt conflicten met broedvogels. Na deze maaibeurt zal er hergroei zijn van het riet maar dit zal tegen het volgende voorjaar niet langer de hoogte en dichtheden bereikt hebben die broedvogels prefereren (Anselin & Mertens 2014). Door deze beheerstrategie te volgen, zal het riet geleidelijk aan verminderen op de kruin en landzijde van de dijken en ongeschikt worden voor broedvogels. We streven ernaar dat deze broedvogels zich verplaatsen naar de belendende schorren en binnendijkse gebieden.



Wat met ruigte- en rietvogels?

Verschillende vogelsoorten gebruiken de ruigtes en rietvegetaties op de dijken om te nestelen. Typische voorbeelden zijn wilde eend, krakeend, blauwborst, bosrietzanger, grasmus, tjiftjaf, enz. Deze maken hun nest op de grond of laag in de (ruigte)vegetatie.

Rietvegetaties (Type 6) en ruigtes (Type 5 Brandnetelruigte, Type 8 Variabele ruigte) zijn niet gewenst op de kruin en landzijde van de dijk en worden omgevormd. Voor de ruigtes (Type 5, Type 8) bestaat dit omvormingsbeheer uit een eerste maaibeurt met afvoer van het maaisel vanaf 15 mei, of zelf vroeger vanaf 1 mei. Een tweede maaibeurt is voorzien vanaf half augustus (zie 3.2.3.1). De omvorming van riet (Type 6) gebeurt door een maaibeurt vanaf half augustus (zie 3.2.3.3). Dit beheer moet op termijn leiden tot de ontwikkeling van de doelvegetatie.

Door te maaien in deze periode dreigt er evenwel een conflict te ontstaan met broedvogels, in het bijzonder met blauwborst en bosrietzanger.

De gemiddelde aankomstdatum (2010) van blauwborst ligt op 1 april (Driessens 2011), terwijl qua nestlocatie blauwborst een voorkeur heeft voor (verruigd) riet (Adriaens & Ameeuw 2008). Door bij de eerste maaibeurt het riet nooit te maaien, net als een bufferstrook van minstens 2 meter ten opzichte van riet, wordt de kans dat een nest wordt uitgemaaid evenwel geminimaliseerd.

Bosrietzanger verkiest ruigtes en rietruigtes om te nestelen (Anselin 2004). Door ruigtes (Type 5, Type 8) reeds te maaien vanaf 15 mei of zelfs al vanaf 1 mei, is de kans quasi onbestaande dat nesten van bosrietzanger vernietigd worden. Bosrietzanger komt namelijk pas rond midden mei in onze contreien aan (gemiddelde aankomstdatum in 2010 was 18 mei (Driessens 2011)).

3.2.3.4 Omvorming exoten

Dit omvormingsbeheer is vooral gericht op de aanpak van Japanse duizendknoop (*Fallopia japonica*), de nauwverwante Sachalinse duizendknoop (*Fallopia sachalinensis*) en hun hybride (Boheemse duizendknoop (*Fallopia x bohémica*)).

Naast Japanse duizendknoop is ook reuzenbalsemien (*Impatiens glandulifera*) een veel voorkomende invasieve exoot op de dijken van de Zeeschelde, Durme en Rupel (district 1 en 2). In mindere mate is ook reuzenberenklauw (*Heracleum mantegazzianum*) aanwezig. Voor de maatregelen voor de bestrijding van reuzenbalsemien en reuzenberenklauw verwijzen we resp. naar 7.2.3.2 en 7.2.3.3.

Op dijkzones waar momenteel Type 7 Ruigte van Japanse duizendknoop aanwezig is, wordt het beoogde doel afgestemd op de populatiegrootte van deze Japanse duizendknoop. Als maatstaf hanteren we 20 m². Indien de populatie kleiner is dan 20 m² is het haalbaar om deze om te vormen tot de doelvegetaties Type 1 Soortenrijk grasland of Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland. Populaties groter dan 20 m² omvormen is met de huidige bestrijdingsmethodes zo goed als onmogelijk of haalbaar (praktisch, civieltechnisch, financieel). Vandaar dat we adviseren een beheer toe te passen dat gericht is op het voorkomen van uitbreiding en verspreiding.

De verschillende beheermaatregelen voor de kleine en grote populaties Japanse duizendknoop komen aan bod in 7.2.3.1.



4 DIJKKARTERING

4.1 METHODE DIJKKARTERING

4.1.1 Algemene werkwijze

Om een beeld te krijgen van de huidige toestand van de dijken en in het bijzonder van de aanwezige vegetatie is een vegetatiekartering uitgevoerd. Klassiek wordt bij het opmaken van vegetatiekaarten gebruik gemaakt van vlakvormige eenheden waarbij elk vlak bestaat uit een homogene vegetatie-eenheid en overeenkomt met een bepaald vegetatietype. Dergelijke vegetatiekaart geeft dan de ruimtelijke samenhang van deze vlakvormige elementen weer (Küchler & Zonneveld 1998; Schaminée et al. 1995). Gezien dijken uitgesproken lineaire elementen zijn, is voor lijnvormige eenheden gekozen in plaats van voor vlakvormige. Het resultaat van dergelijke kartering is een vegetatiekaart bestaande uit lijnen waarbij elke onderscheiden lijn overeenkomt met een bepaald vegetatietype. Dit betekent dat geen oppervlaktes van een bepaald vegetatietype kunnen berekend worden, maar wel het totaal aantal meter.

De vegetatie op de dijken is zowel longitudinaal als transversaal niet homogeen. De longitudinale variatie wordt opgevangen door verschillende lijnstukken af te bakenen of te karteren waarbij elk onderscheiden lijnstuk uit een homogene vegetatie bestaat.

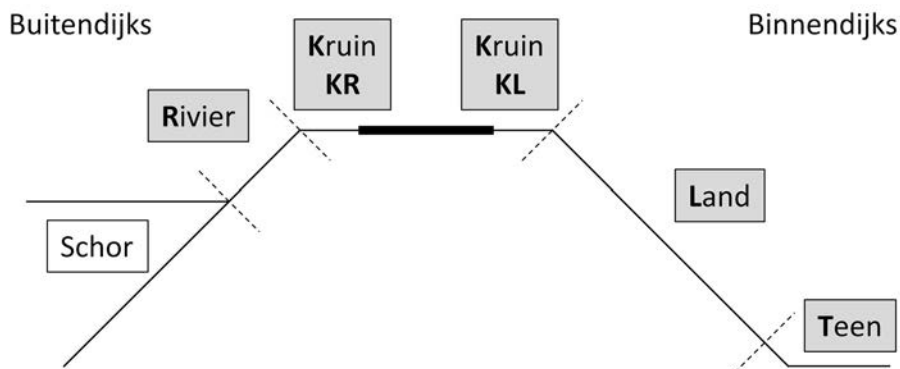
De vegetatie bovenaan op de kruin van de dijk kan verschillen van de vegetatie aan de landzijde, rivierzijde of teen van de dijk (i.e. transversale variatie). Om deze transversale variatie te documenteren, is de dijk in verschillende delen of zones opgesplitst. Transversaal of loodrecht op de rivier is de dijk opgedeeld in een landzijde, kruin en rivierzijde. Aan landzijde (binnendijks) wordt nog een onderscheid gemaakt tussen het hellend gedeelte (Land in Figuur 48) en de teen van de dijk. De laagste 2-3 m van de hellende zone van de dijk is als teen beschouwd, al dient dit gerelativeerd te worden in functie van de breedte van de dijk (Figuur 48). De kruin van de dijk wordt verdeeld in een kruin aan landzijde en een kruin aan rivierzijde, waarbij de dienstweg als grens fungeert, resp. aangegeven als KL en KR in Figuur 48. Bij afwezigheid van een dienstweg, is dit onderscheid niet gemaakt. Vlakke stukken die binnendijks grenzen aan het dijklichaam zijn buiten beschouwing gelaten bij de kartering. Langs de rivierzijde (buitendijks) is enkel het hellend deel van de dijk in rekening gebracht (Figuur 48) (in het vervolg van de tekst worden deze zones dijkzones genoemd).

Het belendend schor en oever zijn niet in rekening gebracht gezien deze aan bod komen in het oever- en schorbeheerplan (Van Ryckegem et al. 2015) (zie 1.1). Langs de rivierzijde zijn voornamelijk de kruidige vegetaties gekarteerd die zich op een minerale bodem hebben ontwikkeld. Aan de vegetatie die zich op de breukstenen heeft ontwikkeld, is minder aandacht geschonken met uitzondering van bomen en struiken en exoten als Japanse duizendknoop (*Fallopia japonica*).

Bij de keuze van de schaal waarop gewerkt wordt of in het geval van deze kartering de minimale lengte dat een strook moet innemen om te worden onderscheiden, dient men zich af te vragen welke detailgraad nodig is om aan de doelstelling van de kartering te voldoen. Vooral omdat de graad van detaillering de tijdsinvestering en de kost bepaalt. Een hoge detailgraad gaat gepaard met een hoge tijdsinvestering en bijgevolg verhoogde kost (Schaminée et al. 1995).



Gezien de doelstelling van deze kartering het opstellen van een vegetatiekaart is die de toestand van de vegetatie weerheeft op basis waarvan een beheervoorstel wordt gedaan, is de kleinst karteerbare eenheid op 10 meter gelegd. Vegetatie-eenheden die wel van belang zijn maar een lengte hebben van minder dan 10 m, zijn als punt gekarteerd. Voornamelijk kleine populaties van Japanse duizendknoop (*Fallopia japonica*) of solitaire bomen of struiken zijn als punt in kaart gebracht. In sommige gevallen zijn solitaire bomen of struiken in complex met een andere vegetatietype genoteerd om de tijdsinvestering te beperken (*deze werkwijze wijkt af van het homogeniteitscriterium van ieder onderscheiden lijnstuk of punt!*).



Figuur 48 Dijkdoorsnede waarop de verschillende 'dijkzones' zijn aangegeven.

Bij het karteren is de dijk afgereden, afgefietst of afgewandeld. Hierbij is telkens nagegaan welk vegetatietype aanwezig was langs de rivierzijde, op de kruin (Kruin Land en/of Kruin Rivier), op de landzijde en aan de teen van de dijk. Het beginpunt van een homogene vegetatie-eenheid is ingemeten met een Garmin hand-GPS (horizontale nauwkeurigheid ca. 5 m), net als het eindpunt (het eindpunt van de ene strook is vanzelfsprekend het beginpunt van de volgende). Het aanwezige vegetatietype is genoteerd op het invulformulier, net als het nummer van het waypoint (begin, einde) (Figuur 49).

De legende-eenheden van de vegetatiekaart zijn vanzelfsprekend de vegetatietypes die eerder onderscheiden zijn op basis van vegetatieopnames (zie 2.2.1 Type 1 tot Type 5). In deze studie lag de nadruk op graslanden (en ruigtes). Deze vijf grasland(ruigte)types komen het meest voor op de dijken van de Zeeschelde en Durme, maar zijn aangevuld met niet-grasland types zoals rietvegetaties, variabele ruigtes en ruigtes van Japanse duizendknoop en bomen en struiken. Voor een volledig overzicht van de gebruikte legende-eenheden in casu vegetatietypes verwijzen we naar 2.2.1 en Tabel 7. Voor wat Type 9 Bomen/struiken betreft, zijn de overheersende boom- en struiksoorten genoteerd (in veld 'Opmerking' van het opnameformulier (Figuur 49)).

Kale bodems zijn op dijken enkel aanwezig bij de aanleg van dijken of indien werken van verschillende aard zijn uitgevoerd. Op deze kale bodems vestigen zich veelal pioniersvegetaties die vaak hoog uitgroeien en het aspect van een ruigte hebben. Dergelijke pioniersvegetaties zijn, in afwachting van het onderscheiden van een apart vegetatietype, gekarteerd als Type 8 Variabele ruigte (zie 2.2.1.8 en 8).

Naast het aanwezige vegetatietype is ook het toegepaste beheer genoteerd in zoverre dit herkenbaar was op het moment van de kartering (terreinwerk). De meest voorkomende beheervormen die worden toegepast op de dijken zijn eveneens op voorhand vastgelegd en opgesomd in Tabel 8.

Bijzondere aandacht is gegeven aan riet- of rietruigtestroken. Indien deze op het dijktaalud voorkomen, zijn ze nauwgezet gekarteerd. Indien belendend aan de landzijde van de dijk een rietstrook voorkomt, is dit eveneens genoteerd. Als de oever van de dijksloot bijvoorbeeld begroeid is met riet, is dit ook geïnventariseerd. Het invulformulier bevat ook een opmerkingenveld waarin extra info is genoteerd, bijvoorbeeld typerende soorten, enz.

Tabel 7 Overzicht van de vegetatietypes die gebruikt zijn als legende-eenheden bij de vegetatiekartering.

Vegetatietypes			
1	Soortenrijk grasland	6	Riet
2	Soortenrijk glanshavergrasland	7	Fallopia
3	Soortenarm glanshavergrasland	8	Variabele ruigte
4	Verruigd glanshavergrasland	9	Bomen/struiken
5	Brandnetelruigte	10	Andere

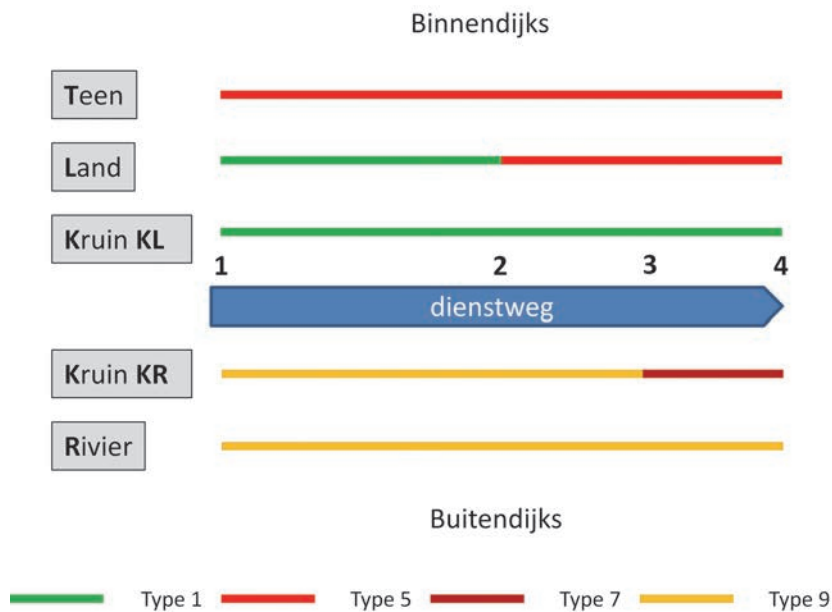
Tabel 8 Overzicht van de beheervormen die worden toegepast op de dijken en konden worden aangetroffen tijdens de vegetatiekartering.

Beheer			
H	Hakhout	O	Onbekend
K	Klepelen	S	Schapenbegrazing
M	Maaibeheer	A	Andere
N	Nulbeheer		

Kartering dijkgraslanden 2014						
Datum:		Waarnemer:			Fichenummer:	
Vegetatietypes						
1	Soortenrijk grasland		6	Riet		
2	Soortenrijk glanshavergrasland		7	Fallopia		
3	Soortenarm glanshavergrasland		8	Variabele ruigte		
4	Verruigd glanshavergrasland		9	Bomen/struiken		
5	Brandnetelruigte		10	Andere		
Beheer						
H	Hakhout		O	Onbekend		
K	Klepelen		S	Schapenbegrazing		
M	Maaibeheer		A	Andere		
N	Nulbeheer					
Waypoint						
Volgnr	Begin	Einde	KL/KR/L/T/R	Vegtype	Beheer	Opmerking
1	1	4	T	5	N	
2	1	2	L	1	M	
3	1	4	KL	1	M	
4	1	3	KR	9	H	
5	1	4	R	9	H	
6	2	4	L	5	N	
7	3	4	KR	7	K	

Figuur 49 Voorbeeld van het gebruikte invulformulier.





Figuur 50 Schematisch voorbeeld van een dijk waarop de dijkzones zijn aangeduid en met verschillende kleuren de aanwezige vegetatietypes. De getallen (1-4) zijn de ingemeten waypoints die de vegetatietypes begrenzen. Deze kartering is als voorbeeld ingevuld in het formulier in Figuur 49.

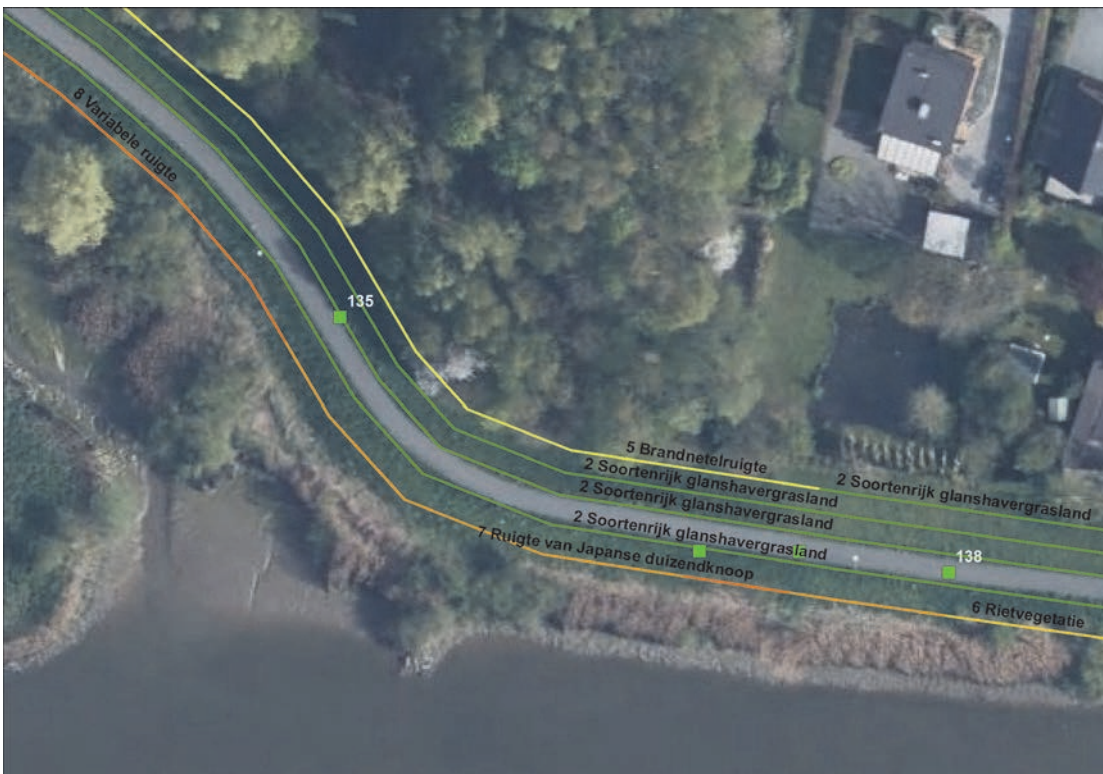
4.1.2 Digitale verwerking

Bij de digitale verwerking van de verzamelde data is in verschillende stappen gewerkt om uiteindelijk tot een vegetatiekaart te komen:

1. Opstellen van een basiskaart waarbij op alle dijken 5 parallelle lijnen zijn gedigitaliseerd; een lijn voor elke dijkzone (Teen, Land, Kruin Land, Kruin Rivier, Rivier) (Figuur 51). De afstanden tussen deze parallelle lijn variëren in functie van de dijkbreedte. Deze lijnen zijn echter louter indicatief en niet exact gelokaliseerd. Kaaien, bewoning of plaatsen waar geen dijk aangelegd is, zijn niet in de basiskaart opgenomen. Een globaal overzicht van de basiskaart is gegeven in Figuur 54 en Figuur 58.
2. De ingemeten waypoints laten toe om bij benadering de grens te bepalen tussen de verschillende lijnstukken. Op basis van deze waypoints zijn de lijnen uit de basiskaart in lijnstukken geknipt waar ieder lijnstuk uit een homogeen vegetatietype bestaat. Het resultaat is een vegetatiekaart van de dijkvegetaties (voorbeeld in Figuur 52).



Figuur 51 Voorbeeld van de basiskaart die bestaat uit 5 parallelle lijnen, illustratief getekend op de dijk. Met groene vierkantjes zijn als voorbeeld enkele waypoints weergegeven op grond waarvan de basislijnen worden opgesplitst in homogene vegetatie-eenheden.



Figuur 52 Voorbeeld van de vegetatiekaart waarop verschillende lijnstukken zijn weergegeven telkens bestaande uit een homogeen vegetatietype.



4.2 RESULTATEN DIJKKARTERING

4.2.1 Algemeen

De basiskaart bestaat uit (bijna) alle dijklichamen langs de Zeeschelde, Durme en Rupel. Bepaalde zones zijn er niet in opgenomen omdat er geen dijk was maar een keermuur, kaai, sluis, natuurlijke helling of cuesta, enz. De volgende trajecten zijn onder andere niet in de basiskaart opgenomen (niet-limitatieve lijst) (Figuur 54 en Figuur 58):

- Zeeschelde: keermuur Gent-St.-Amandsberg (LO), hellingzone t.h.v. MPI St. Lodewijk in Kwatrecht (RO), keermuren en wanden Wetteren (LO, RO), hellingzone t.h.v. ziekenhuis Wetteren (RO), hellingzone stroomafwaarts Schellebelle (RO), hellingzone en bebouwing tussen Wichelen en Schoonaarde (RO), keermuren, wanden en bebouwing tussen Baasrode en Oude Briel (RO), traject voormalige Boelwerf tot voorbij Temsebrug (LO), industrieën tussen monding Rupel en Hobokense polder (RO), scheepswerf en bebouwing Rupelmonde (LO), industrieën Burcht (LO), kaaien Antwerpen (RO), bebouwing, tuinen en jachthaven Linkeroever (LO), Kallosluis (LO), Boudewijnsluis (RO), Deurganckdok (LO), containerterminal en Zandvlietsluis (RO).
- Durme: keermuur Hamme en omgeving sportcomplex (RO).
- Rupel: kade Rumst (RO), kade en keermuur Boom (RO), kade Niel (RO).

De betrachting was om in 2014 alle dijken van de basiskaart langs de Zeeschelde, Durme en Rupel (district 1 en district 2) in kaart te brengen over een totale lengte van ongeveer 215 km. Uiteindelijk is 88% van deze dijktrajecten gekarteerd (Tabel 10, Figuur 54 en Figuur 58). De overige 12% zijn niet gekarteerd om redenen van verschillende aard. Langs sommige trajecten was er een beperkte toegankelijkheid (kerncentrale Doel, bedrijventerreinen, privégronden) of waren grootschalige (dijk)werken bezig.

Anderzijds zijn bij het opstellen van de basiskaart standaard 5 parallelle lijnen getrokken, voor elke dijkzone (rivier, kruin rivier, kruin land, land, teen) een lijn. Tijdens het terreinwerk is echter vastgesteld dat op sommige dijken bepaalde dijkzones ontbraken. Soms gaat de kruin bijvoorbeeld aan landzijde rechtstreeks over in bebouwing of tuinen wat verklaart waarom een hoger aandeel langs de landzijde en teen van de dijken niet gekarteerd is. De kruin aan rivierzijde (KR) op de linkeroever van de Rupel is niet gekarteerd.

Ruim vier vijfde van de dijktrajecten is gekarteerd in de 3e decade van juni, de resterende 20% in het najaar van 2014 (Tabel 9).

Tabel 9 Periode in 2014 wanneer gekarteerd is. Zowel het absoluut aantal kilometer gekarteerd dijktraject (sommering van R, KR, KL, L en T) als hun relatief aandeel is gegeven.

Periode	Traject	
	km	%
20 - 30 juni	777	82
8 - 10 okt	34	4
24 - 27 nov, 1 dec	140	15
	950	100

Tabel 10 De volledigheid of het aandeel (absoluut, relatief) van de verschillende zones op de dijken van Zeeschelde, Durme en Rupel dat al dan niet in kaart is gebracht.

	Rivier		Kruin Rivier		Kruin Land		Land		Teen	
	km	%	km	%	km	%	km	%	km	%
Gekarteerd	197.0	90.9	183.9	85.0	194.2	89.8	189.9	88.6	185.6	87.2
Niet gekarteerd	19.7	9.1	32.3	15.0	22.0	10.2	24.4	11.4	27.3	12.8
Totaal	216.7	100	216.2	100	216.2	100	214.3	100	212.9	100

4.2.2 Gebiedsdekkende resultaten

4.2.2.1 Aandeel vegetatietypes

Indien alle dijkzones gesommeerd worden, resulteert dit in 950.5 km dijktraject dat gekarteerd is. De 3 meest voorkomende vegetatietypes zijn Type 1 Soortenrijk grasland, Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland en Type 8 Variabele ruigte.

Type 1 Soortenrijk grasland is aangetroffen langs 264.5 km dijktraject (Tabel 11). Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland is het tweede meest voorkomend vegetatietype (206.7 km of 21.8% van het totaal), terwijl Type 8 Variabele ruigte aanwezig is langs 146.7 km traject. De overige vegetatietypes nemen een lager aandeel in. Type 7 Ruigte van Japanse duizendknoop is het minst voorkomend en is in totaal langs 17.1 km dijktraject gekarteerd.

Tabel 11 Het totaal aantal kilometer dijkzone ingenomen door de verschillende vegetatietypes.

	km	%
1 Soortenrijk grasland	264.5	27.8
2 Soortenrijk glanshavergrasland	206.7	21.8
3 Soortenarm glanshavergrasland	74.4	7.8
4 Verruigd glanshavergrasland	67.6	7.1
5 Brandnetelruigte	81.6	8.6
6 Rietvegetatie	38.4	4.0
7 Ruigte van Japanse duizendknoop	17.1	1.8
8 Variabele ruigte	146.7	15.4
9 Bomen/struiken	25.2	2.6
10 Andere	28.3	3.0
<i>Totaal</i>	950.5	100

4.2.2.2 Preferentiële dijkzone van de verschillende vegetatietypes

Op basis van de verdeling van een vegetatietype over de verschillende dijkzones kan een preferentie of verhoogde maat van voorkomen worden afgeleid voor elk vegetatietype (Tabel 12). Zo blijkt dat Type 1 Soortenrijk grasland het meest is aangetroffen op de kruin aan landzijde (85.5 km, 32.3%). Ook op de kruin aan rivierzijde komt het veel voor (79.1 km). Op de rivierzijde van de dijk komt dit type beduidend weinig voor. Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland daarentegen is het vegetatietype dat het meest is gekarteerd op de landzijde van de dijk en in iets mindere mate op de teen en kruin (landzijde). Type 3 Soortenarm glanshavergrasland is net iets meer gevonden op de landzijde van de dijk (19.7 km) dan op de kruin (land, rivier) en de teen. Type 4 Verruigd glanshavergrasland is net als soortenrijk en soortenarm glanshavergrasland het meest abundant op de landzijde van de dijk. Type 5 Brandnetelruigte komt preferentieel voor op de teen van de dijk (33.2 km, 40.7%), maar ook op de landzijde is het geregeld gevonden (19.4 km). Type 6 Rietvegetatie heeft een duidelijke voorkeur voor de rivierzijde van de dijk gezien 44.5% van de rietvegetaties er zijn aangetroffen. Ook, zij het in mindere mate, komen ze voor aan de teen. De invasieve exoot *Fallopia* (Type 7 Ruigte van Japanse duizendknoop) heeft een lichte preferentie voor de rivierzijde van de dijk, maar ook belendend op de kruin aan rivierzijde heeft *Fallopia* 3.8 km ingenomen. Type 8 Variabele ruigte heeft een uitgesproken voorkeur voor de rivierzijde van de dijk. 66.2% van alle aangetroffen variabele ruigtes is gevonden op deze zone van de dijk. Ook Type 9 Bomen/struiken zijn het meest voorkomend op de rivierzijde van de dijk.

Tabel 12 Het totaal aantal kilometer dijktraject waar een bepaald vegetatietype is aangetroffen (absoluut in km en relatief ten opzichte van het totaal voor dit vegetatietype) (zie ook Tabel 11), alsook verdeeld over de verschillende dijkzones. De dijkzone waar een bepaald vegetatietype het meest is aangetroffen is grijs gemarkeerd.

	Rivier		Kruin Rivier		Kruin Land		Land		Teen		Totaal	
	km	%	km	%	km	%	km	%	km	%	km	%
1 Soortenrijk grasland	9.3	3.5	79.1	29.9	85.5	32.3	44.3	16.8	46.2	17.5	264.5	27.8
2 Soortenrijk glanshavergrasland	18.7	9.0	37.0	17.9	43.6	21.1	60.5	29.3	46.9	22.7	206.7	21.8
3 Soortenarm glanshavergrasland	3.3	4.4	17.4	23.4	17.6	23.7	19.7	26.5	16.4	22.1	74.4	7.8
4 Verruigd glanshavergrasland	16.3	24.1	8.7	12.8	13.0	19.2	16.7	24.7	12.9	19.1	67.6	7.1
5 Brandnetelruigte	9.4	11.5	8.1	9.9	11.5	14.1	19.4	23.7	33.2	40.7	81.6	8.6
6 Rietvegetatie	17.1	44.5	3.0	7.8	3.2	8.2	5.0	13.1	10.1	26.4	38.4	4.0
7 Ruigte van Japanse duizendknoop	6.0	35.2	3.8	22.2	3.1	17.9	2.4	13.8	1.9	11.0	17.1	1.8
8 Variabele ruigte	97.2	66.2	19.0	12.9	10.1	6.9	11.5	7.8	8.9	6.1	146.7	15.4
9 Bomen/struiken	16.4	65.1	3.3	13.0	0.2	0.8	2.4	9.5	2.9	11.6	25.2	2.6
10 Andere	3.3	11.8	4.6	16.1	6.4	22.5	8.0	28.3	6.0	21.3	28.3	3.0
<i>Totaal</i>											950.5	100.0

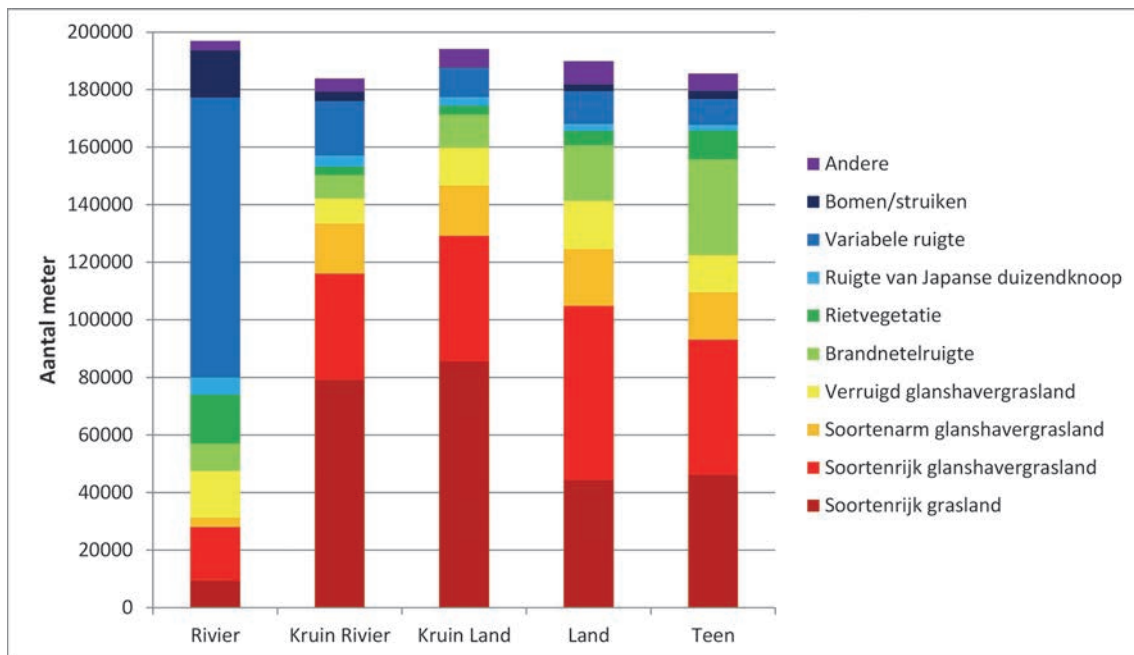
4.2.2.3 Vegetatiesamenstelling van de verschillende dijkzones

Binnen de dijkzones zijn de vegetatietypes niet gelijk verdeeld (Figuur 53 en Tabel 13). Zo bestaat de vegetatie op de rivierzijde van de dijken voornamelijk uit Type 8 Variabele ruigte; 49.3% bestaat uit dergelijke ruigtes. De overige vegetatietypes nemen een veel lager aandeel in. Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland is er het tweede meest aanwezige type maar neemt slechts 9.5% in. In vergelijking met de andere dijkzones zijn Type 6 Rietvegetatie, Type 7 Ruigte van Japanse duizendknoop en Type 9 Bomen/struiken er duidelijk meer aanwezig.

De aanwezige vegetatie op de kruin aan landzijde is sterk gelijkend aan deze op de kruin aan rivierzijde en bestaat voornamelijk uit Type 1 Soortenrijk grasland en in mindere mate uit Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland. Het verschil tussen de vegetatie op de kruin aan rivierzijde versus de kruin aan landzijde is het hoger aandeel op de kruin aan rivierzijde van Type 8 Variabele ruigte en Type 9 Bomen/struiken. 10.3% van de kruin aan rivierzijde bestaat uit dergelijke variabele ruigte.

Op de landzijde van de dijken, welke trouwens het grootste oppervlakte innemen, is Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland het belangrijkste vegetatietype. Langs 31.9% van de gekarteerde dijken heeft dit graslandtype zich ontwikkeld. Het tweede meest voorkomende type is Type 1 Soortenrijk grasland (23.4%). Vervolgens zijn in afnemend mate Type 3 Soortenarm glanshavergrasland, Type 5 Brandnetelruigte en Type 4 Verruigd glanshavergrasland aanwezig. Gemeenschappelijk met de vegetatie aan de teen van de dijk is het vrij hoog aandeel brandnetelruigte (Type 5). 10.2% van de landzijdetaluds zijn ingenomen door deze brandnetelruigtes.

Net als op de landzijde is Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland het meest aanwezige vegetatietype aan de teen van de dijk, al is Type 1 Soortenrijk grasland er in vergelijkbare hoeveelheden aangetroffen. Opvallend is het vrij hoog aandeel Type 5 Brandnetelruigte. Langs 17.9% van het gekarteerde dijktraject wordt de teen ingenomen door brandnetelruigtes. In tegenstelling tot de landzijde en kruin van de dijk komt bovendien vrij veel Type 6 Rietvegetatie voor aan de teen van de dijk (5.5%).



Figuur 53 Aandeel dat de verschillende vegetatietypes per dijkzone innemen, gecumuleerd voor district 1 en 2 (Zeeschelde, Durme, Rupel).

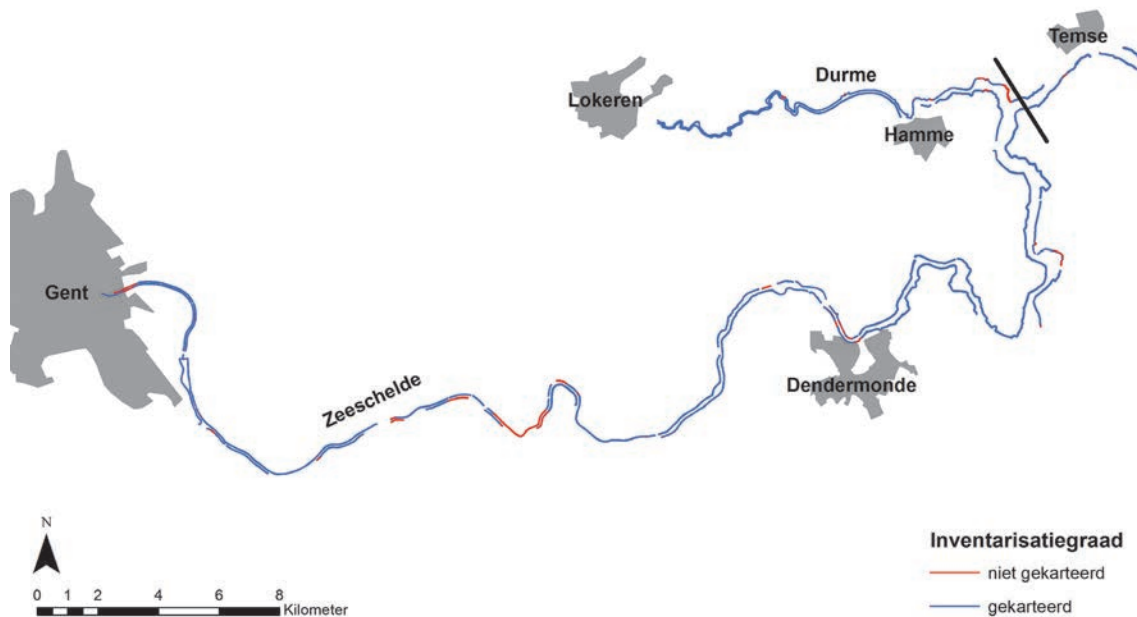
Tabel 13 Aandeel (absoluut, relatief) van de verschillende vegetatietypes per dijkzone voor district 1 en 2. Grijs gemarkeerd duidt per dijkzone het meest voorkomend vegetatietype aan.

	Rivier		Kruin Rivier		Kruin Land		Land		Teen	
	km	%	km	%	km	%	km	%	km	%
1 Soortenrijk grasland	9.3	4.7	79.1	43.0	85.5	44.1	44.3	23.4	46.2	24.9
2 Soortenrijk glanshavergrasland	18.7	9.5	37.0	20.1	43.6	22.5	60.5	31.9	46.9	25.3
3 Soortenarm glanshavergrasland	3.3	1.7	17.4	9.5	17.6	9.1	19.7	10.4	16.4	8.9
4 Verruigd glanshavergrasland	16.3	8.3	8.7	4.7	13.0	6.7	16.7	8.8	12.9	7.0
5 Brandnetelruigte	9.4	4.8	8.1	4.4	11.5	5.9	19.4	10.2	33.2	17.9
6 Rietvegetatie	17.1	8.7	3.0	1.6	3.2	1.6	5.0	2.6	10.1	5.5
7 Ruigte van Japanse duizendknoop	6.0	3.1	3.8	2.1	3.1	1.6	2.4	1.2	1.9	1.0
8 Variabele ruigte	97.2	49.3	19.0	10.3	10.1	5.2	11.5	6.0	8.9	4.8
9 Bomen/struiken	16.4	8.3	3.3	1.8	0.2	0.1	2.4	1.3	2.9	1.6
10 Andere	3.3	1.7	4.6	2.5	6.4	3.3	8.0	4.2	6.0	3.2
<i>Totaal</i>	197.0	100	183.9	100	194.2	100	189.9	100	185.6	100

4.2.3 Resultaten per district

4.2.3.1 District 1

De dijken in district 1 die opgenomen zijn in de basiskaart, hebben een totale lengte van ongeveer 127 km. Van deze dijktrajecten in ca. 93% in kaart gebracht (Tabel 14). Specifiek voor het deel van de Zeeschelde, dat tot district 1 behoort, is 92% gekarteerd. Sommige zones konden niet worden gekarteerd, bijvoorbeeld omwille van in uitvoering zijnde dijk- en inrichtingswerken (rechteroever stroomopwaarts Schellebelle, linkeroever ter hoogte van Wijmeers) of dienden ook niet gekarteerd te worden omdat een keermuur aanwezig is (linkeroever ter hoogte van St.-Amandsberg, rechteroever stroomafwaarts monding Dender). Van de Durmedijken is 96% gekarteerd. Op linkeroever ter hoogte van Tielrode is een deel niet gedaan omdat de kruin en landzijde vertuind zijn. De dijk tussen het veer van Tielrode en de monding van de Durme is niet gedaan (Figuur 54).



Figuur 54 Basiskaart van de dijken van district 1 waarop de zones zijn gesitueerd die gekarteerd zijn (in blauw) of niet (in rood).

Tabel 14 De volledigheid of het aandeel (absoluut, relatief) van de verschillende zones op de dijken van district 1 die al dan niet in kaart zijn gebracht. Enerzijds voor het volledige district en anderzijds verdeeld over de Durme en het deel van de Zeeschelde dat tot district 1 behoort.

		Rivier		Kruin Rivier		Kruin Land		Land		Teen	
		km	%	km	%	km	%	km	%	km	%
District1	Gekarteerd	119.2	93.2	119.7	93.8	119.8	93.9	117.1	92.8	115.6	92.0
	Niet gekarteerd	8.7	6.8	7.9	6.2	7.7	6.1	9.1	7.2	10.0	8.0
Totaal		127.9	100	127.6	100	127.5	100	126.2	100	125.6	100
		<hr/>									
Schelde	Gekarteerd	89.4	92.4	89.7	92.9	89.9	93.1	87.6	91.9	86.6	91.2
	Niet gekarteerd	7.4	7.6	6.8	7.1	6.6	6.9	7.7	8.1	8.4	8.8
Totaal		96.8	100	96.6	100	96.5	100	95.3	100	95.0	100
		<hr/>									
Durme	Gekarteerd	29.8	95.8	29.9	96.5	29.9	96.6	29.5	95.5	29.0	94.6
	Niet gekarteerd	1.3	4.2	1.1	3.5	1.1	3.4	1.4	4.5	1.6	5.4
Totaal		31.1	100	31.0	100	31.0	100	30.9	100	30.6	100

De globale resultaten van de kartering zijn gegeven in Tabel 15. Het meest voorkomend vegetatietype aan de rivierzijde van de dijk is een Type 8 Variabele ruigte die 56.6% van het traject inneemt. Type 4 Verruigd glanshavergrasland en Type 6 Rietvegetatie zijn de volgende meest abundante vegetatietypes, beide ongeveer 11% innemend. De kruin aan rivier- en landzijde zijn vergelijkbaar wat vegetatiesamenstelling betreft. Type 1 Soortenrijk grasland is er uitgesproken dominant en komt voor op meer dan de helft van het traject. Samen met Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland beslaan ze ca. 70%. Net als op de kruin zijn aan de landzijde van de dijk Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland en Type 1 Soortenrijk grasland de aspectbepalende types maar ook Type 5 Brandnetelruigte neemt 15.2% in. Aan de teen van de dijk is Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland het meest aanwezige vegetatietype maar Type 5

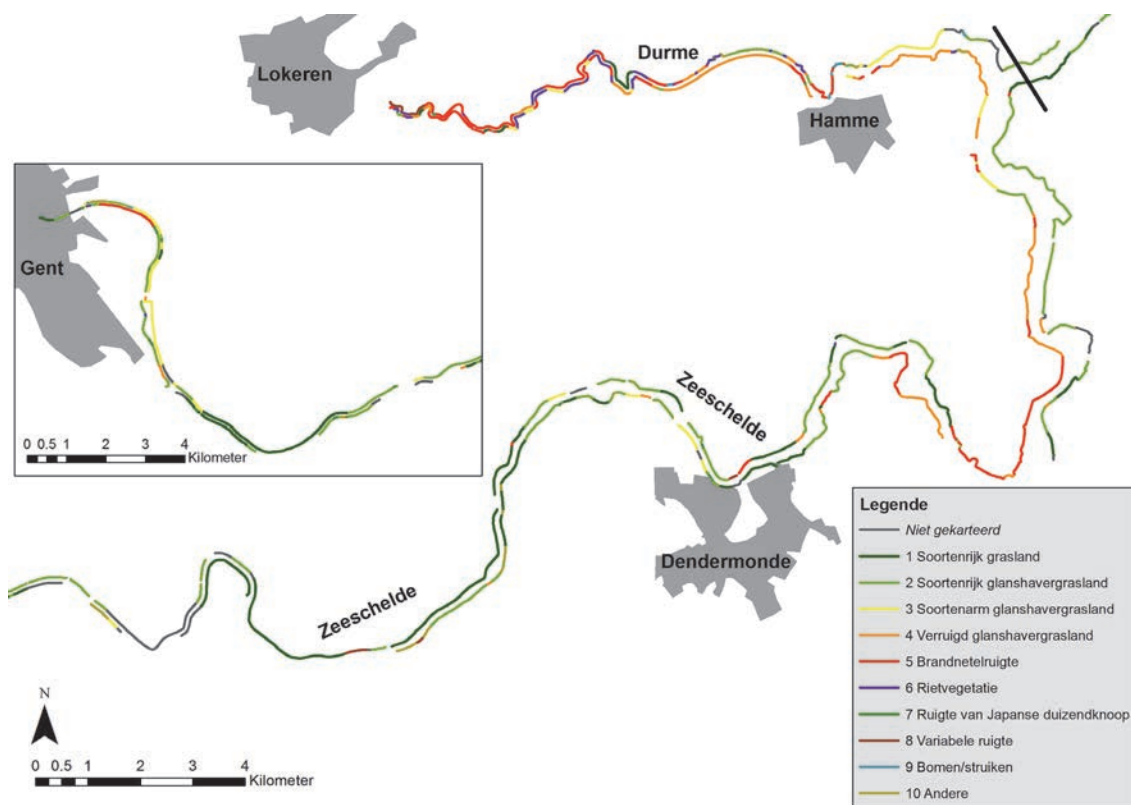


Brandnetelruigte neemt er een vergelijkbaar aandeel in (25.0%). Net als aan de rivierzijde is ook Type 6 Rietvegetatie vrij abundant aan de teen van de dijk.

Gezien er een wezenlijk verschil is tussen de vegetatiesamenstelling op de dijken van de Durme en van de Zeeschelde worden deze apart toegelicht en verder gespecificeerd in resp. 4.2.3.1.2 en 4.2.3.1.1.

Tabel 15 Aandeel (absoluut in km, relatief (%)) van de verschillende vegetatietypes per dijkzone voor district 1.

District 1	Rivier		Kruin Rivier		Kruin Land		Land		Teen	
	km	%	km	%	km	%	km	%	km	%
1 Soortenrijk grasland	2.3	1.9	61.5	51.4	63.6	53.1	27.7	23.7	26.5	22.9
2 Soortenrijk glanshavergrasland	5.0	4.2	20.1	16.8	20.3	17.0	36.4	31.1	29.0	25.1
3 Soortenarm glanshavergrasland	1.7	1.5	9.9	8.2	10.5	8.7	10.4	8.9	7.1	6.1
4 Verruigd glanshavergrasland	13.4	11.2	8.0	6.7	10.7	8.9	14.0	12.0	9.9	8.6
5 Brandnetelruigte	7.4	6.2	7.3	6.1	11.3	9.5	17.7	15.2	28.9	25.0
6 Rietvegetatie	13.8	11.6	2.1	1.7	0.7	0.6	4.7	4.0	8.6	7.4
7 Ruigte van Japanse duizendknoop	3.8	3.2	2.8	2.3	1.2	1.0	1.1	0.9	0.7	0.6
8 Variabele ruigte	67.5	56.6	4.7	4.0	0.5	0.4	1.5	1.3	1.0	0.9
9 Bomen/struiken	2.9	2.5	0.4	0.4	0.1	0.1	0.7	0.6	0.7	0.6
10 Andere	1.4	1.2	2.8	2.4	0.9	0.8	2.8	2.4	3.3	2.9
Totaal	119.2	100	119.7	100	119.8	100	117.1	100	115.6	100



Figuur 55 Vegetatiekaart van de landzijde van de dijken van district 1. Met verschillende kleuren zijn de vegetatietypes aangegeven.

4.2.3.1.1 Zeeschelde (district 1)

Lage en soortenrijkere graslandtypes bepalen het uitzicht van de dijkvegetatie langs de Zeeschelde tussen Gent en de monding van de Durme, althans voor wat de kruin, landzijde en teen betreft en dan vooral in het stroomopwaartse deel.

De vegetatie op de kruin bestaat voor 80-85% uit Type 1 Soortenrijk grasland en Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland (Figuur 56 en Tabel 16). Alle overige vegetatietypes nemen een veel geringer aandeel in. Op de landzijde van de dijk daalt het aandeel van deze beide types maar samen nemen ze toch nog 69% van de dijktrajecten in. Vooral stroomopwaarts van Dendermonde, alsook op rechteroever stroomafwaarts van Oude Briel komen Type 1 Soortenrijk grasland en Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland voor. Type 5 Brandnetelruigte komt voor langs 9.9% de dijktrajecten en dan voornamelijk op rechteroever in de Vlassenbroekse polder en op linkeroever tussen Kastel en de Gespoelde put (Figuur 55).

Aan de teen van de dijk neemt het aandeel Type 5 Brandnetelruigte verder toe tot 17.9%. In vergelijking met de kruin en landzijde is het aandeel Type 6 Rietvegetatie op de teen ook hoger (3.5%). Toch blijven Type 1 Soortenrijk grasland en Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland de dominerende vegetatietypes die samen 60.9% innemen.

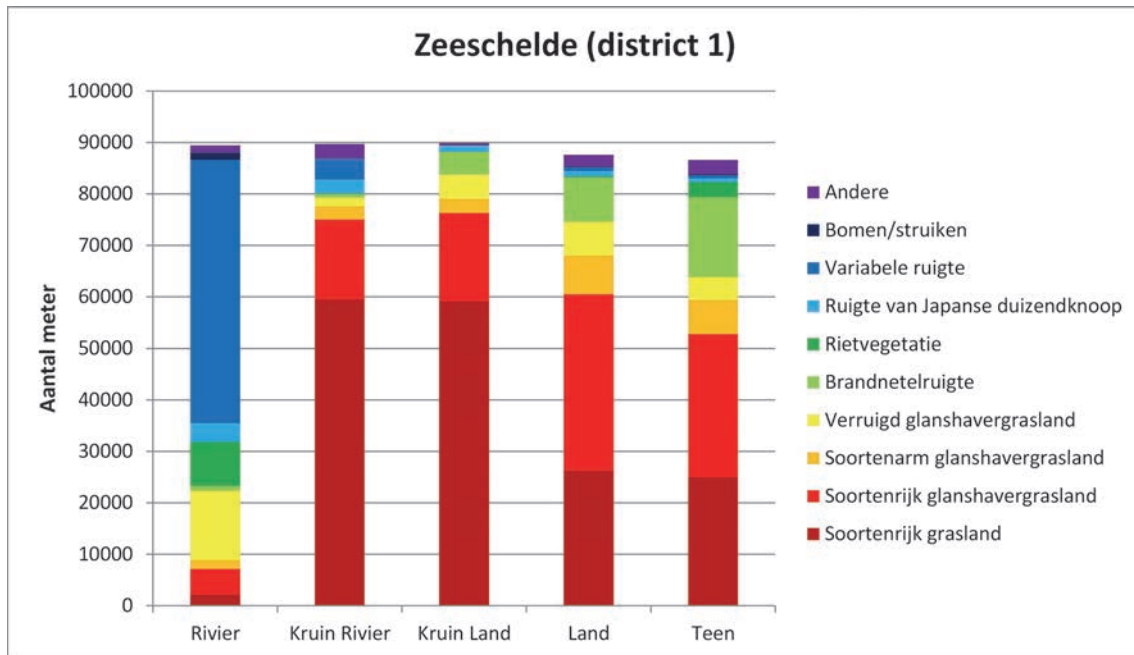
De vegetatie aan de rivierzijde van de dijk bestaat vooral uit ruigere en hoger opgaande vegetatietypes zoals Type 8 Variabele ruigte die 57.1% inneemt. Het enige graslandtype dat veel voorkomt is Type 4 Verruigd glanshavergrasland (11.2%). Ook Type 6 Rietvegetatie is een hoger opgaand vegetatietype dat 9.6% van het dijktraject aan rivierzijde inneemt.

Ruigtes bestaande uit de invasieve exoot Japanse duizendknoop (*Fallopia japonica*) zijn nauwgezet gekarteerd. In dit deel is over alle dijkzones heen 9.2 km dijktraject ingenomen door Type 7 Ruigte van Japanse duizendknoop (*Fallopia*) (i.e. 2.1% van alle dijkzones). Ook zijn er 54 puntwaarnemingen langs dit deelgebied. Voornamelijk aan de rivierzijde van de dijk alsook op de kruin aan rivierzijde komen dergelijke ruigtes voor (Tabel 16). De meeste situeren zich stroomopwaarts van Dendermonde met hogere dichtheden ter hoogte van Grembergen, Schoonaarde, Wetteren, Melle, Heusden en stroomopwaarts van de ringvaart.

Tabel 16 Aandeel (absoluut in km, relatief (%)) van de verschillende vegetatietypes per dijkzone voor het deel van de Zeeschelde dat tot district 1 behoort.

Zeeschelde (district 1)	Rivier		Kruin Rivier		Kruin Land		Land		Teen	
	km	%	km	%	km	%	km	%	km	%
1 Soortenrijk grasland	2.1	2.4	59.5	66.3	59.1	65.8	26.2	29.9	25.0	28.9
2 Soortenrijk glanshavergrasland	5.0	5.6	15.5	17.3	17.2	19.1	34.3	39.1	27.8	32.0
3 Soortenarm glanshavergrasland	1.7	1.9	2.6	2.9	2.8	3.1	7.6	8.6	6.6	7.7
4 Verruigd glanshavergrasland	13.4	15.0	1.7	1.9	4.7	5.2	6.5	7.4	4.4	5.1
5 Brandnetelruigte	1.0	1.1	0.7	0.8	4.4	4.9	8.6	9.9	15.5	17.9
6 Rietvegetatie	8.6	9.6	0.1	0.1	0.1	0.1	0.3	0.3	3.0	3.5
7 Ruigte van Japanse duizendknoop	3.7	4.1	2.7	3.1	1.2	1.3	1.0	1.1	0.7	0.8
8 Variabele ruigte	51.1	57.1	4.1	4.5	0.0	0.0	0.7	0.8	0.6	0.7
9 Bomen/struiken	1.4	1.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.2	0.2	0.2
10 Andere	1.4	1.6	2.8	3.2	0.5	0.6	2.3	2.6	2.8	3.2
<i>Totaal</i>	89.4	100	89.7	100	89.9	100	87.6	100	86.6	100



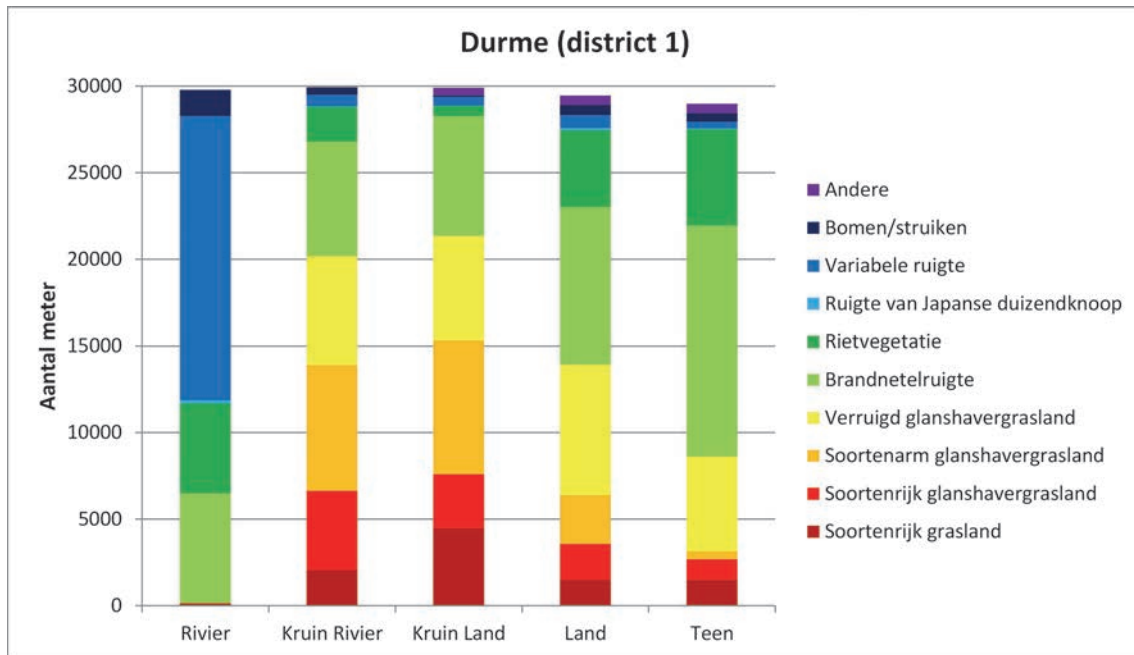


Figuur 56 Aandeel dat de verschillende vegetatietypes per dijkzone innemen, voor het deel van de Zeeschelde (Gent tot monding Durme) dat tot district 1 behoort.

4.2.3.1.2 Durme

De vegetatie op de Durmedijken verschilt sterk van de rest van dijkvegetaties van district 1. Ruigere en hoog opgaande vegetatietypes zijn er aspectbepalend (Figuur 57 en Tabel 17). Aan de rivierzijde bepalen Type 8 Variabele ruigte, Type 5 Brandnetelruigte en Type 6 Rietvegetatie het uitzicht. Allen vegetatietypes die vaak hoog uitgroeien. Type 1 Soortenrijk grasland en Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland zijn beperkt tot de kruin van de dijk, en ook daar nemen ze slechts 20-25% in. Voornamelijk ruigere graslandtypes als Type 3 Soortenarm glanshavergrasland en Type 4 Verruigd glanshavergrasland maken er de dienst uit, alsook Type 5 Brandnetelruigte. Aan de landzijde van de dijk is dit eveneens het geval. Brandnetelruigtes (Type 5) zijn daar dominant (30.9%) maar ook Type 4 Verruigd glanshavergrasland (25.5%) en Type 6 Rietvegetatie (15.1%) zijn uitgesproken aanwezig. Aan de teen van de dijk is de dominantie van Type 5 Brandnetelruigte nog sterker (46.0%) en ook Type 6 Rietvegetatie neemt er een hoger aandeel in dan op de rest van de dijk (19.3%).

Type 7 Ruigtes van Japanse duizendknoop (*Fallopia japonica*) zijn weinig aanwezig op de Durmedijken (Tabel 17) en beperken zich tot een aantal populaties nabij het Groot Broek en Hamputten (LO) in Waasmunster en de Oude Durme in Hamme (RO). Ook zijn er 9 puntwaarnemingen langs de Durme. In totaal nemen ze over alle dijkzones heen 0.3 km in (i.e. 0.2% van alle dijkzones).



Figuur 57 Aandeel dat de verschillende vegetatietypes per dijkzone innemen langs de Durme (district 1).

Tabel 17 Aandeel (absoluut in km, relatief (%)) van de verschillende vegetatietypes per dijkzone langs de Durme (district 1).

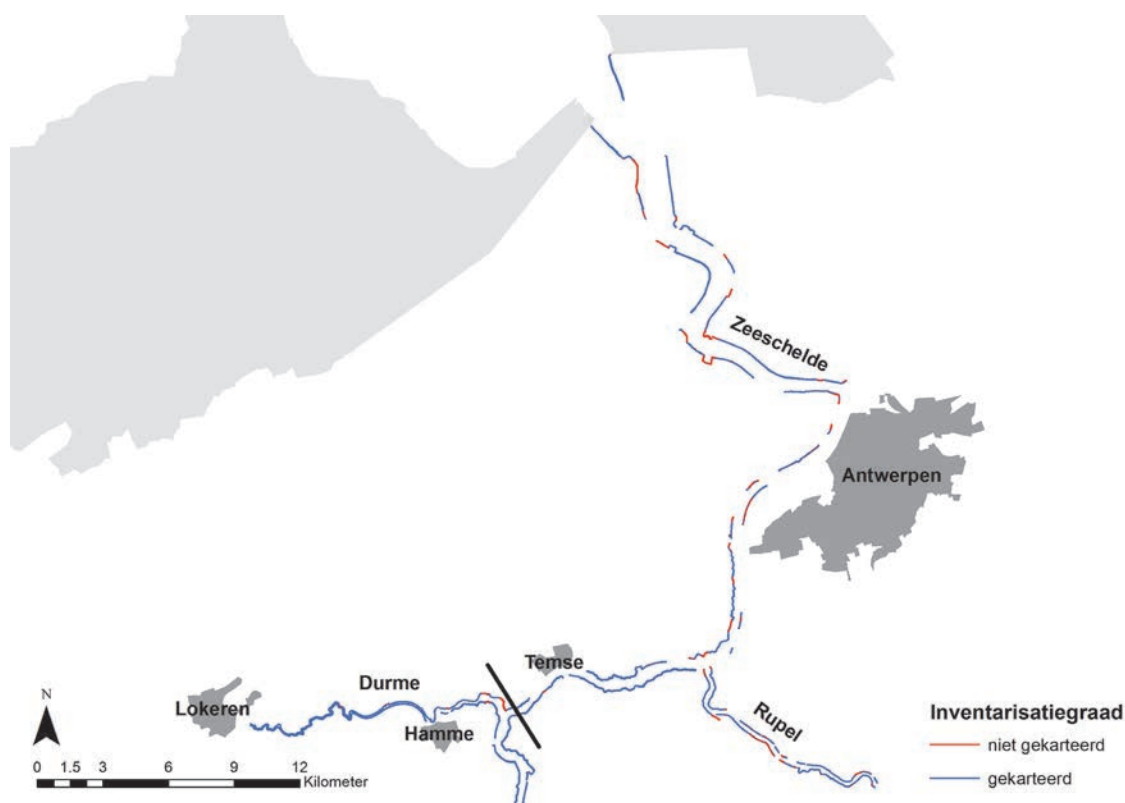
Durme	Rivier		Krui Rivier		Krui Land		Land		Teen	
	km	%	km	%	km	%	km	%	km	%
1 Soortenrijk grasland	0.1	0.4	2.0	6.8	4.5	14.9	1.5	5.0	1.5	5.1
2 Soortenrijk glanshavergrasland			4.6	15.3	3.1	10.5	2.1	7.1	1.2	4.2
3 Soortenarm glanshavergrasland			7.3	24.3	7.7	25.8	2.8	9.6	0.5	1.6
4 Verruigd glanshavergrasland			6.3	20.9	6.0	20.1	7.5	25.5	5.5	18.8
5 Brandnetelruigte	6.4	21.4	6.6	22.1	6.9	23.1	9.1	30.9	13.3	46.0
6 Rietvegetatie	5.2	17.5	2.0	6.7	0.6	2.0	4.4	15.1	5.6	19.3
7 Ruigte van Japanse duizendknoop	0.2	0.6	0.0	0.1			0.1	0.3	0.0	0.1
8 Variabele ruigte	16.4	55.1	0.7	2.2	0.5	1.7	0.8	2.6	0.4	1.3
9 Bomen/struiken	1.5	5.1	0.4	1.5	0.1	0.3	0.6	2.0	0.5	1.7
10 Andere					0.4	1.4	0.6	1.9	0.5	1.9
<i>Totaal</i>	29.8	100	29.9	100	29.9	100	29.5	100	29.0	100

4.2.3.2 District 2

De dijken opgenomen in de basiskaart van district 2 hebben een totale lengte van ongeveer 88 km. Circa 81% van deze dijktrajecten is in kaart gebracht (Tabel 18). Concreet voor het deel van de Zeeschelde dat tot district 2 behoort, is 83% gekarteerd. Een aantal dijktrajecten zijn niet gebeurd omdat ze niet toegankelijk waren (kerncentrale Doel, bedrijfsterreinen) of omdat er dijk- en/of inrichtingswerken aan de gang waren (delen ter hoogte van KBR). Ook zijn niet overal alle dijkzones aanwezig. Bijvoorbeeld ter hoogte van Burchtse weel en Galgenweel ontbreekt een duidelijke rivierzijde; idem in de omgeving van Fort St.-Filips.

Het aandeel van de dijken dat in kaart is gebracht langs de Rupel ligt lager. 77% van de dijktrajecten is gekarteerd. Dit lage cijfer is te wijten aan het niet karteren van de kruin aan rivierzijde op de linkeroever van de Rupel. Anderzijds ontbreken ook bepaalde dijkzones langs een aantal trajecten, bijvoorbeeld aan het zuidelijk eiland en ter hoogte van enkel industriële sites (Figuur 58).





Figuur 58 Basiskaart van de dijken van district 2 waarop de zones zijn gesitueerd die gekarteerd zijn (in blauw) of niet (in rood).

Tabel 18 De volledigheid of het aandeel (absoluut, relatief) van de verschillende zones op de dijken van district 2 die al dan niet in kaart zijn gebracht. Enerzijds voor het volledige district en anderzijds opgesplitst in de Rupel en het deel van de Schelde dat tot district 2 behoort.

		Rivier		Kruin Rivier		Kruin Land		Land		Teen	
		km	%	km	%	km	%	km	%	km	%
District2	Gekarteerd	77.7	87.6	64.2	72.5	74.4	83.9	72.8	82.7	70.0	80.2
	Niet gekarteerd	11.0	12.4	24.4	27.5	14.3	16.1	15.3	17.3	17.3	19.8
Totaal		88.8	100	88.6	100	88.6	100	88.1	100	87.3	100
		<hr/>									
Schelde	Gekarteerd	57.7	85.1	53.1	78.4	57.7	85.2	56.3	83.8	53.8	80.7
	Niet gekarteerd	10.1	14.9	14.6	21.6	10.0	14.8	10.9	16.2	12.9	19.3
Totaal		67.8	100	67.7	100	67.7	100	67.2	100	66.7	100
		<hr/>									
Rupel	Gekarteerd	20.0	95.4	11.2	53.3	16.6	79.6	16.5	78.9	16.2	78.5
	Niet gekarteerd	1.0	4.6	9.8	46.7	4.3	20.4	4.4	21.1	4.4	21.5
Totaal		20.9	100	20.9	100	20.9	100	20.9	100	20.6	100

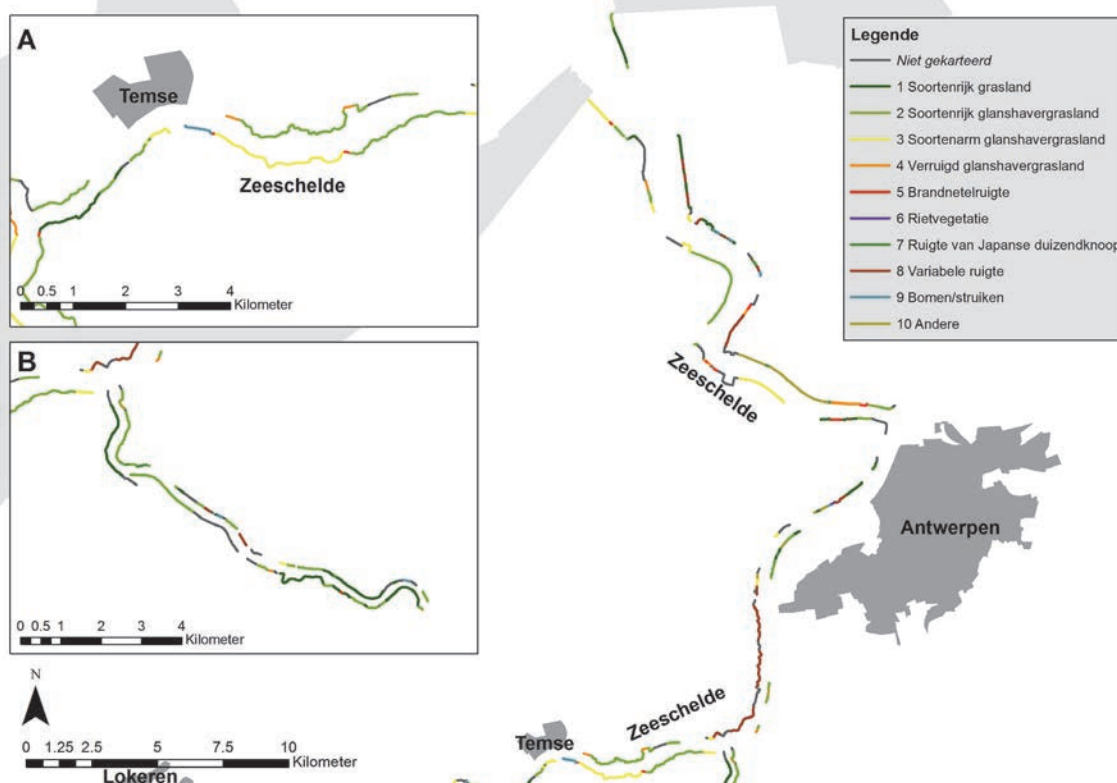
De algemene resultaten van de kartering van district 2 zijn gegeven in Tabel 19. Aan de rivierzijde van de dijk is het meest abundante vegetatietype Type 8 Variabele ruigte. Deze ruigtes nemen 38.2% van het dijktraject in. Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland en Type 9 Bomen/struiken komen eveneens veel voor en hebben een vergelijkbaar aandeel namelijk ca. 17%. De vegetatie op de kruin zowel aan rivier- als landzijde bestaat voor 50-60% uit Type 1 Soortenrijk grasland en Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland. Opvallend is evenwel het hoog aandeel Type 8 Variabele ruigte op deze kruin. Dit is uitzonderlijk maar kan verklaard worden doordat pioniersvegetaties die zich hadden ontwikkeld op pas aangelegde dijken ook als dit type zijn gekarteerd. Het hoog aandeel variabele ruigte (Type 8) aan landzijde en teen van de dijk kan hier ook door verklaard worden. Anderzijds vormen Type 1 Soortenrijk grasland en

Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland de hoofdmoot op de landzijde van deze dijken. Type 3 Soortenarm glanshavergrasland is eveneens goed vertegenwoordigd (12.8%). De verdeling van de verschillende vegetatietypes aan de teen van de dijk is vergelijkbaar met de landzijde (Tabel 19).

De vegetatiesamenstelling op de dijken van de Zeeschelde (monding Durme tot Belgisch-Nederlandse grens) en Rupel worden apart toegelicht en verder gespecificeerd in 4.2.3.2.1 en 4.2.3.2.2.

Tabel 19 Aandeel (absoluut in km, relatief) van de verschillende vegetatietypes per dijkzone voor district 2.

District 2	Rivier		Kruin Rivier		Kruin Land		Land		Teen	
	km	%	km	%	km	%	km	%	km	%
1 Soortenrijk grasland	7.0	9.1	17.6	27.4	21.9	29.5	16.6	22.9	19.7	28.2
2 Soortenrijk glanshavergrasland	13.7	17.6	16.9	26.2	23.3	31.3	24.2	33.2	18.0	25.7
3 Soortenarm glanshavergrasland	1.5	2.0	7.5	11.7	7.1	9.6	9.3	12.8	9.3	13.3
4 Verruigd glanshavergrasland	2.9	3.7	0.7	1.1	2.3	3.1	2.7	3.7	3.0	4.3
5 Brandnetelruigte	2.0	2.6	0.8	1.2	0.2	0.2	1.6	2.2	4.4	6.2
6 Rietvegetatie	3.3	4.2	0.9	1.4	2.5	3.3	0.3	0.4	1.6	2.2
7 Ruigte van Japanse duizendknoop	2.2	2.8	1.0	1.6	1.9	2.5	1.3	1.8	1.2	1.7
8 Variabele ruigte	29.7	38.2	14.3	22.2	9.6	13.0	10.0	13.7	7.9	11.3
9 Bomen/struiken	13.4	17.3	2.8	4.4	0.1	0.1	1.7	2.3	2.2	3.2
10 Andere	1.9	2.5	1.7	2.7	5.4	7.3	5.2	7.1	2.7	3.8
Totaal	77.7	100	64.2	100	74.4	100	72.8	100	70.0	100



Figuur 59 Vegetatiekaart van de landzijde van de dijken van district 2. Met verschillende kleuren zijn de vegetatietypes aangegeven. Het traject tussen de monding van de Durme en Rupelmonde is gegeven in kaart A, de Rupel in kaart B.

4.2.3.2.1 Zeeschelde (district 2)

Dat Type 8 Variabele ruigte het meest abundante vegetatietype is langs de rivierzijde van de dijken is niet uitzonderlijk. Wel afwijkend in vergelijking met de andere deelgebieden, is het hoog aandeel Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland en Type 1 Soortenrijk grasland (samen 31.9%). Dit is te wijten aan het voorkomen van deze types op de dijken ter hoogte van het Groot Buitenschoor, Galgenschoor, Ketenisseschor en Schor van Ouden Doel (Figuur 60 en Tabel 20).

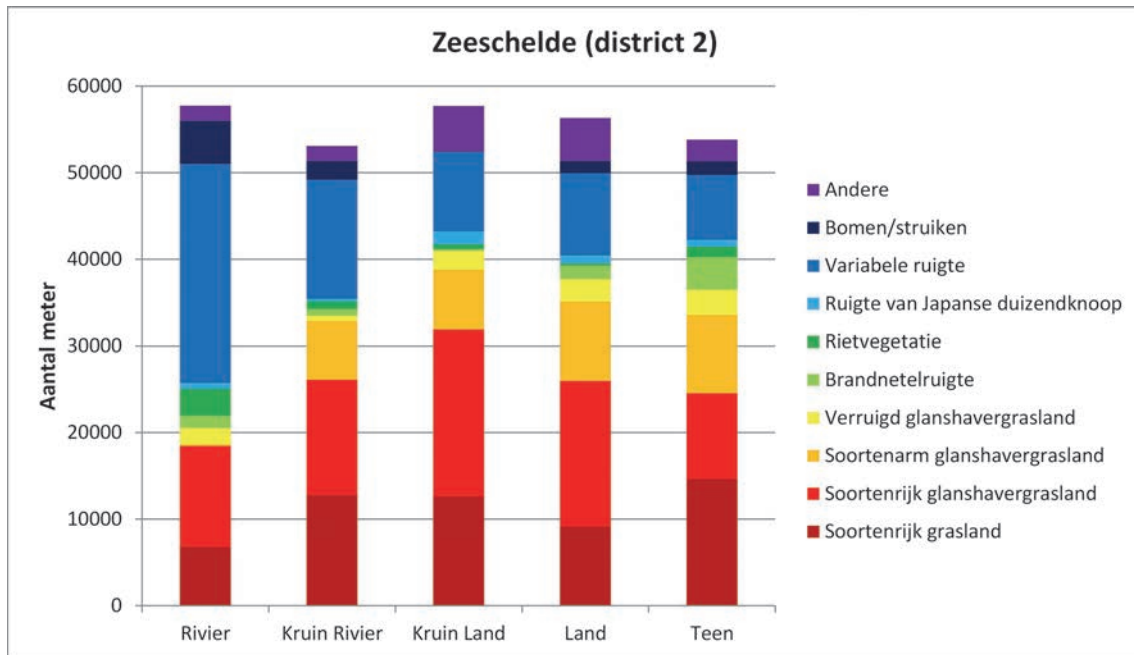
De kruin aan rivier- en landzijde is voornamelijk begroeid met vegetaties die behoren tot Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland en Type 1 Soortenrijk grasland. Zoals eerder aangehaald is het aandeel Type 8 Variabele ruigte er ook hoog (15.9-25.9%) wat uitzonderlijk is. De reden hiervan is dat de pioniersvegetatie die zich hadden ontwikkeld op de pas aangelegde of heringerichte dijken ook als variabele ruigte zijn gekarteerd. Dit was het geval voor de dijken van het gecontroleerd overstromingsgebied Kruikeke-Bazel-Rupelmonde (GOG KBR), alsook voor de nieuwe dijken tussen het Noordkasteel en Fort St.-Filips. Anderzijds komen ook variabele ruigtes aan zich voor op een aantal dijkkruinen, bijvoorbeeld tussen Fort St.-Filips en Van Cauwelaertsluis (RO).

Op de landzijde is het meest voorkomende vegetatietype Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland (29.9%). Type 1 Soortenrijk grasland, Type 3 Soortenarm glanshavergrasland en Type 8 Variabele ruigte nemen een vergelijkbaar deel in (ca. 16%). Type 1 Soortenrijk grasland is aspectbepalend op de teen van de dijk, al is de vegetatiesamenstelling er sterk gelijkend op deze van de landzijde. Het hoog aandeel Type 8 Variabele ruigte op de landzijde en teen is eveneens te wijten aan de pioniersvegetaties ter hoogte van het GOG KBR.

Langs dit deel van de Zeeschelde is over alle dijkzones heen 4 km Type 7 Ruigte van Japanse duizendknoop (*Fallopia japonica*) gekarteerd is (i.e. 1.4% van alle dijkzones). Daarnaast zijn er ook 35 puntwaarnemingen langs dit deelgebied. Concentraties van Japanse duizendknoop-populaties situeren zich ter hoogte van Polderbos-Hobokense polder (RO), St.-Annatunnel (voetgangerstunnel) (LO) en stroomafwaarts de Boudewijnsdijk (RO). Puntwaarnemingen concentreren zich eveneens aan Polderbos-Hobokense polder (RO) en op de nieuw aangelegde dijk tussen Noordkasteel en Fort St.-Filips.

Tabel 20 Aandeel (absoluut in km, relatief (%)) van de verschillende vegetatietypes per dijkzone voor het deel van de Zeeschelde dat tot district 2 behoort.

Zeeschelde (district 2)	Rivier		Kruin Rivier		Kruin Land		Land		Teen	
	km	%	km	%	km	%	km	%	km	%
1 Soortenrijk grasland	6.8	11.8	12.8	24.0	12.6	21.9	9.1	16.2	14.6	27.2
2 Soortenrijk glanshavergrasland	11.7	20.2	13.4	25.2	19.3	33.4	16.8	29.9	9.9	18.4
3 Soortenarm glanshavergrasland	0.2	0.4	6.7	12.7	6.9	12.0	9.2	16.3	9.0	16.8
4 Verruigd glanshavergrasland	1.8	3.2	0.6	1.1	2.2	3.8	2.6	4.5	2.9	5.4
5 Brandnetelruigte	1.4	2.5	0.8	1.4	0.2	0.3	1.6	2.8	3.8	7.0
6 Rietvegetatie	3.1	5.4	0.9	1.7	0.6	1.1	0.3	0.5	1.2	2.3
7 Ruigte van Japanse duizendknoop	0.7	1.2	0.3	0.5	1.5	2.5	0.9	1.6	0.7	1.4
8 Variabele ruigte	25.3	43.8	13.8	25.9	9.2	15.9	9.5	16.9	7.5	13.9
9 Bomen/struiken	5.0	8.7	2.2	4.1	0.1	0.1	1.4	2.5	1.6	3.0
10 Andere	1.7	3.0	1.7	3.2	5.2	9.1	5.0	8.8	2.5	4.7
<i>Totaal</i>	57.7	100	53.1	100	57.7	100	56.3	100	53.8	100

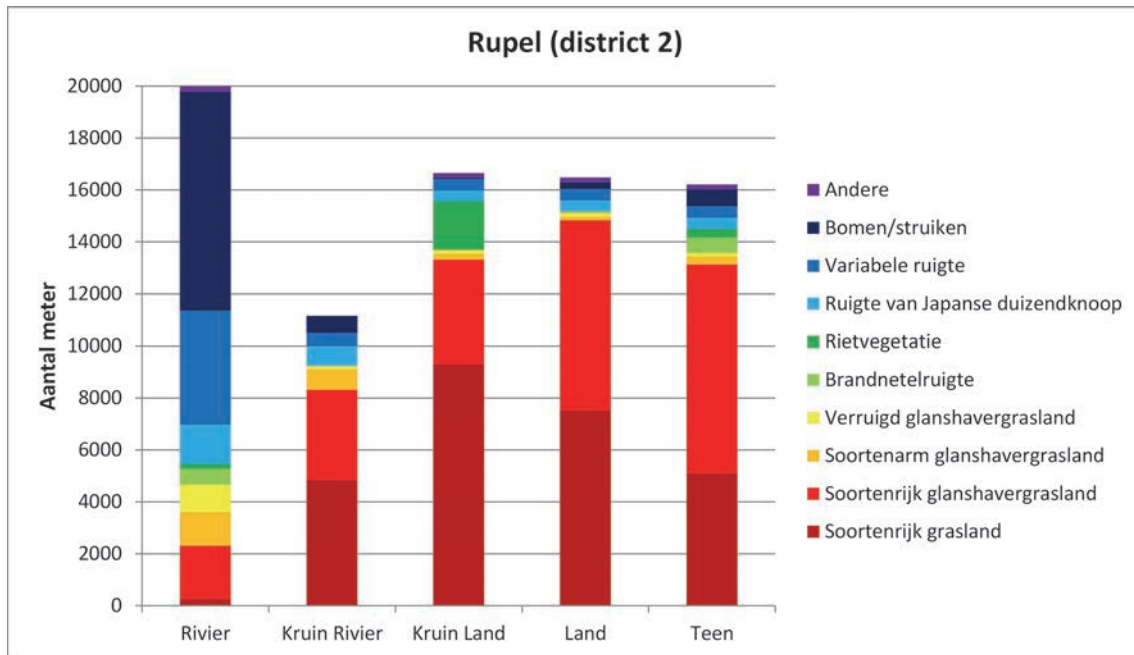


Figuur 60 Aandeel dat de verschillende vegetatietypes per dijkzone innemen, voor het deel van de Zeeschelde (monding Durme tot Belgisch-Nederlandse grens) dat tot district 2 behoort.

4.2.3.2.2 Rupel

De vegetatie langs de rivierzijde van de Rupel bestaat voor een groot deel uit Type 8 Variabele ruigte (21.9%). Het meest abundant is evenwel Type 9 Bomen/struiken dat 42.2 % inneemt. In geen enkel deelgebied bereiken bomen/struiken zo'n hoog percentage. Ook Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland is er veel voorkomend (10.3%). Zowel aan rivier- als landzijde van de kruin zijn Type 1 Soortenrijk grasland en Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland aspectbepalend. Samen nemen ze 75-80% in. Hierbij moeten we wel opmerken dat de kruin aan rivierzijde slechts voor 53.3% gekarteerd is. De landzijde van de dijk bestaat eveneens overwegend uit Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland en Type 1 Soortenrijk grasland resp. voor 44.3% en 45.6%. De resterende 10% worden voornamelijk ingenomen door Type 8 Variabele ruigtes (2.7%) en Type 7 Ruigte van Japanse duizendknoop (*Fallopia*) (2.5%). Deze variabele ruigte bestaat ook hier voor een deel uit pioniersvegetatie op een heraangelegde dijk nabij een bedrijventerrein. De verhoudingen van de vegetatietypes aan de teen van de dijk zijn vergelijkbaar met deze op de kruin en landzijde. Type 1 Soortenrijk grasland en Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland domineren (Figuur 61 en Tabel 21).

Langs de Rupel neemt Type 7 Ruigte van Japanse duizendknoop (*Fallopia japonica*) 3.5 km in wat overeenkomt met 4.4% van alle dijkzones (Tabel 21). Dit is het hoogste percentage van alle deelgebieden. Ook zijn 38 puntwaarnemingen langs de Rupel gekarteerd. Ruigtes van Japanse duizendknoop komen vooral langs de rivierzijde voor alsook op de kruin aan rivierzijde, zij het in mindere mate. De populaties komen verspreid voor langs de Rupel zowel op linker- als rechteroever. Ter hoogte van het Broek bij Niel (RO) is er een concentratie.



Figuur 61 Aandeel dat de verschillende vegetatietypes per dijkzone innemen langs de Rupel (district 2).

Tabel 21 Aandeel (absoluut in km, relatief (%)) van de verschillende vegetatietypes per dijkzone langs de Rupel.

Rupel	Rivier		Kruin Rivier		Kruin Land		Land		Teen	
	km	%	km	%	km	%	km	%	km	%
1 Soortenrijk grasland	0.2	1.2	4.8	43.3	9.3	55.9	7.5	45.6	5.1	31.4
2 Soortenrijk glanshavergrasland	2.1	10.3	3.5	31.2	4.0	24.2	7.3	44.3	8.0	49.6
3 Soortenarm glanshavergrasland	1.3	6.5	0.8	7.1	0.2	1.4	0.1	0.9	0.3	1.9
4 Verruigd glanshavergrasland	1.1	5.3	0.1	1.0	0.1	0.8	0.1	0.8	0.1	0.9
5 Brandnetelruigte	0.6	3.0	0.0	0.2			0.1	0.4	0.6	3.7
6 Rietvegetatie	0.2	0.9			1.9	11.3			0.3	2.0
7 Ruigte van Japanse duizendknoop	1.5	7.5	0.8	6.8	0.4	2.5	0.4	2.5	0.4	2.6
8 Variabele ruigte	4.4	21.9	0.5	4.4	0.4	2.7	0.4	2.7	0.4	2.7
9 Bomen/struiken	8.4	42.2	0.7	5.9	0.0	0.3	0.3	1.6	0.7	4.1
10 Andere	0.2	1.0			0.2	1.1	0.2	1.1	0.2	1.1
<i>Totaal</i>	20.0	100	11.2	100	16.6	100	16.5	100	16.2	100

4.2.4 Basisvegetatiekaart

De kaart met de resultaten van de dijkartering wordt als bijlage gegeven bij dit rapport onder de vorm van 2 GIS-bestanden (shapefiles, Lambert-72 projectie) (zie Bijlage 1).

Het eerste GIS-bestand is de lijnenkaart (VegetatiekaartDijkenDistrict1_2.shp) waar telkens 5 lijnen zijn gegeven, parallel aan elkaar; voor elke dijkzone een lijn. Deze lijnen zijn louter indicatief en niet exact gelokaliseerd! Ze vormen een aaneenschakeling van verschillende lijnstukken waar elke lijnstuk bestaat uit een homogene vegetatie-eenheid waaraan een vegetatietype is toegekend. Een beschrijving van de verschillende kolommen, opgenomen in de attribuentabel, is gegeven in Tabel 22.

In de praktijk zijn tijdens de vegetatiekartering af en toe combinaties of complexen van verschillende vegetatietypes genoteerd. Deze zijn evenwel niet meegerekend in de verwerking. Maar toch geven we ze mee in het GIS-bestand omdat ze extra informatie bevatten, nuttig voor de beheerder (vooral daar waar Type 7 Ruigte van Japanse duizendknoop als subdominant vegetatietype is genoteerd). Zo zijn bij het karteren niet alle individuele

////////////////////////////////////

bomen en struiken apart ingemeten omdat dit een te grote tijdsinvestering vergde, maar deze zijn dan wel als complex gedocumenteerd.

Het tweede GIS-bestand is de puntenkaart (VegetatiekaartDijkenDistrict1_2_punten.shp), die vegetatie-eenheden bevat die korter zijn dan 10 m maar toch relevant zijn voor het beheer. Dit zijn uitsluitend ruigtes van Japanse duizendknoop (Type 7) en bomen/struiken (Type 9). Een beschrijving van de verschillende kolommen, opgenomen in de attributentabel, is gegeven in Tabel 23.

Tabel 22 Overzicht van de kolommen opgenomen in de attributentabel van de lijnenkaart (shapefile VegetatiekaartDijkenDistrict1_2.shp).

District	Nummer van het district
Rivier	Naam van de rivier
Zone	Betreffende dijkzone (R: rivierzijde; KR: kruin rivierzijde; KL: kruin landzijde; L: landzijde; T: teen)
Vegtype1	<p>Dominant aspectbepalend vegetatietype:</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Soortenrijk grasland 2. Soortenrijk glanshavergrasland 3. Soortenarm glanshavergrasland 4. Verruigd glanshavergrasland 5. Brandnetelruigte 6. Rietvegetatie 7. Ruigte van Japanse duizendknoop 8. Variabele ruigte 9. Bomen/struiken 10. Andere <p><i>Enkel met dit type is rekening gehouden bij de verwerking.</i></p>
Vegtype2	<p>Subdominant vegetatietype dat in complex voorkomt met Vegtype1 (nummer van het vegetatietype komt overeen met Vegtype1 (zie ook Tabel 7)).</p> <p><i>Met dit type is geen rekening gehouden bij de verwerking.</i></p>
Vegtype3	<p>Subdominant vegetatietype dat in complex voorkomt met Vegtype1 en Vegtype2 (nummer van het vegetatietype komt overeen met Vegtype1 (zie ook Tabel 7)).</p> <p><i>Met dit type is geen rekening gehouden bij de verwerking.</i></p>
Beheer	<p>Indien tijdens de kartering het huidig toegepaste beheer duidelijk en snel herkenbaar was, is dit genoteerd. Dit kan zijn maaibeheer, schapenbegrazing, klepelen, nulbeheer, hakhout of iets anders. Voor ca. 50% van de lijnstukken is dit gegeven.</p> <p>Dit heeft enkel een indicatieve waarde en heeft geen invloed op het geformuleerde beheervoorstel!</p>
Sloot	Als in de dijksloot riet aanwezig was, is dit met het nummer 6 aangegeven in



	deze kolom. Dit is mogelijk niet altijd consequent opgetekend!
Opmerking	Dit is een vrij tekstveld waarin informatie van verschillende aard is gegeven. Veelal zijn dit aanwezige soorten, van bijvoorbeeld bomen of struiken.
Lengte	Lengte van het lijnstuk in meter.

Tabel 23 Overzicht van de kolommen opgenomen in de attribuentabel van de puntenkaart (shapefile VegetatiekaartDijkenDistrict1_2_punten.shp).

District	Nummer van het district
Rivier	Naam van de rivier
Zone	Betreffende dijkzone (R: rivierzijde; KR: kruin rivierzijde; KL: kruin landzijde; L: landzijde; T: teen)
Vegtype1	Dominant aspectbepalend vegetatietype. Nummers komen overeen met Tabel 22. Enkel met dit type is rekening gehouden bij de verwerking.
Vegtype2	Subdominant vegetatietype dat in complex voorkomt met Vegtype1 (nummer van het vegetatietype komt overeen met Tabel 22).
Beheer	Indien tijdens de kartering het huidig toegepaste beheer duidelijk en snel herkenbaar was, is dit genoteerd. Dit kan zijn maaibeheer, schapenbegrazing, klepelen, nulbeheer, hakhout of iets anders. Dit heeft enkel een indicatieve waarde en heeft geen invloed op het geformuleerde beheervoorstel.
Opmerking	Dit is een vrij tekstveld waarin informatie van verschillende aard is gegeven. Veelal is dit de aanwezige boom- of struiksoort.



5 BEHEERVOORSTEL

5.1 VAN KARTERING TOT BEHEERVOORSTEL

De kartering van de vegetaties op de dijken geeft een beeld van de huidige toestand van de vegetatie (zie 4.2). Ook is een doelvegetatie gekozen die de hoogste erosiebestendigheid, de laagste onderhoudskost en de hoogste ecologische waarde garandeert (zie 2.3 en 2.4). Afhankelijk van het aanwezige vegetatietype op de verschillende dijkzones, en in functie van de doelvegetatie wordt een beheervoorstel gegeven om de doelvegetatie te bestendigen of te ontwikkelen (zie 3.1 en Tabel 2 en Tabel 3).

Indien de doelvegetatie nog niet bereikt is, wordt een omvormingsbeheer geadviseerd. Als de doelvegetatie wel reeds aanwezig is, stellen we een onderhoudsbeheer voor. Een beschrijving van de verschillende types onderhouds- en omvormingsbeheer is gegeven in resp. 3.2.2 en 3.2.3.

Concreet wordt gewerkt naar een maximalisatie van Type 1 Soortenrijk grasland en Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland, en dit op alle dijkzones. Toch is ook rekening gehouden in het beheervoorstel met meer opgaande vegetaties als rietvegetaties (Type 6), variabele ruigtes (Type 8) en bomen en struiken (Type 9) aan de rivierzijde of teen van de dijk, en dit omwille van hun ornithologisch en entomologisch belang. Voor deze is eveneens een onderhoudsbeheer geformuleerd ter bestendiging van deze vegetaties, op voorwaarde dat ze de hoofdfunctie van de dijk (waterkering, veiligheid) niet hypothekeren.

Voor elk onderscheiden lijnstuk (of punt) is een beheervoorstel gegeven. Optimaal zou zijn om telkens per lijnstuk dit beheer toe te passen, praktisch is dit evenwel niet haalbaar. Vandaar dat het aangewezen is om de dijktrajecten in praktische en controleerbare beheereenheden te verdelen, bijvoorbeeld van brug A tot brug B of van weg C tot brug B. Binnen deze beheereenheden zullen veelal verschillende vegetatietypes zijn aangetroffen en bijgevolg verschillende beheervoorstellen zijn gegeven. Het komt er dan op neer om het meeste geschikte beheer te kiezen voor de volledige beheereenheid. Bij deze keuze kan rekening worden gehouden met volgende richtlijnen:

1. Gezien de landzijde van de dijk veelal het grootste grondoppervlakte inneemt, is het aangewezen deze het zwaarst te laten doorwegen in het beslissingsproces. Het beheer voor de landzijde is dus doorslaggevend en wordt ook toegepast op de rivierzijde, kruin (rivier- en landzijde) en teen van de dijk.
2. Regel 1 geldt enkel als 'onderhoud kruidige vegetatie' of 'omvorming kruidige vegetatie' wordt geadviseerd en vervalt wanneer andere beheersvormen worden geadviseerd op bepaalde dijkzones binnen de beheereenheid zoals onderhoud riet/ruigte, onderhoud bomen/struiken, omvorming riet of omvorming bomen/struiken.
3. Indien binnen een beheereenheid de keuze moet gemaakt worden tussen 'onderhoud kruidige vegetatie' of 'omvorming kruidige vegetatie' wordt meer gewicht gegeven aan 'omvorming kruidige vegetatie'. Als leidraad kan de 70-30-regel worden gevolgd, wat impliceert dat gekozen wordt voor 'omvorming kruidige vegetatie' als het aandeel 30% of meer is. Dit laat toe om het aandeel Type 1 Soortenrijk grasland of Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland te maximaliseren.

Speciale aandacht dient te gaan naar de ruigtes van Japanse duizendknoop (Type 7). Indien Type 7 Ruigte van Japanse duizendknoop als dominant en aspectbepalend vegetatietype is gekarteerd (i.e. Vegtype1 in basisvegetatiekaart (zie 4.2.4)), wordt standaard ‘omvorming exoten’ als beheermaatregel geadviseerd, onafhankelijk van de dijkzone waar het voorkomt en de grootte (lengte) van de populatie. Bovendien wordt ook ‘omvorming exoten’ geadviseerd indien Type 7 Ruigte van Japanse duizendknoop als subdominant vegetatietype is gekarteerd (i.e. Vegtype2 in basisvegetatiekaart (zie 4.2.4)), onafhankelijk van het dominant vegetatietype (Vegtype1), de dijkzone of de grootte (lengte) van de populatie.

Voor deze invasieve exoot wordt het beoogde doel en bijgevolg beheer evenwel afgestemd op de populatiegrootte. Dit gebeurt bij de omzetting van het beheervoorstel naar het beheerplan. Als maatstaf gebruiken we 20 m². Populaties kleiner dan 20 m² worden omgevormd tot de doelvegetaties Type 1 Soortenrijk grasland of Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland. Voor populaties groter dan 20 m² adviseren we een beheer toe te passen dat gericht is op het voorkomen van uitbreiding en verspreiding. Een uitvoerige beschrijving voor het beheer van Japanse duizendknoop (*Fallopia japonica*) is gegeven in 7.2.3.1.

Indien ‘omvorming bomen/struiken’ als beheervoorstel is gegeven, suggereren we de richtlijnen geformuleerd onder 3.2.2.2 en 3.2.3.2 in overweging te nemen.

Wanneer bij de kartering een lijnstuk als Type 10 Andere is gekarteerd, wordt geen beheervoorstel gegeven. Tenzij bij de kartering voldoende informatie is genoteerd in het opmerkingenveld (zie 4.1.1) op basis waarvan een betrouwbaar beheervoorstel kan gegeven worden. Als voor een lijnstuk geen karteringsgegevens beschikbaar zijn, is geen beheervoorstel gegeven.

Tabel 24 Schematische weergave van de verschillende beheermaatregelen. Afhankelijk van het aanwezige vegetatietype op de verschillende dijkzones en in functie van de doelvegetatie (zie 3.1.3) wordt een beheermaatregel geadviseerd. De verschillende types omvormingsbeheer zijn in vet aangegeven (naar Tabel 3).

Huidige vegetatie	Type onderhoud- of omvormingsbeheer				
	Rivier	Kruin Rivier	Kruin Land	Land	Teen
1 Soortenrijk grasland	onderhoud kruidige vegetatie				
2 Soortenrijk glanshavergrasland					
3 Soortenarm glanshavergrasland	omvorming kruidige vegetatie				
4 Verruigd glanshavergrasland					
5 Brandnetelruigte					
6 Rietvegetatie	onderhoud riet/ruigte	omvorming riet			onderhoud riet/ruigte
7 Ruigte van Japanse duizendknoop	omvorming exoten				
8 Variabele ruigte	onderhoud riet/ruigte	omvorming kruidige vegetatie			onderhoud riet/ruigte
9 Bomen/struiken	onderhoud bomen/struiken	omvorming bomen/struiken			onderhoud bomen/struiken

5.2 DISTRICTEN

Voor elk district wordt het beheervoorstel aangereikt onder de vorm van 2 GIS-bestanden (shapefiles, Lambert-72 projectie), een lijnenkaart en een puntenkaart (zie Bijlage 1).

De lijnen en punten in deze kaarten komen overeen met de basisvegetatiekaart (zie 4.2.4) met dit verschil dat er aan elke kaarteenheid een beheervoorstel is gekoppeld conform Tabel 24 (= Tabel 3). Dit beheervoorstel voor elk lijnstuk of punt is één beheermaatregel, ofwel een van de drie types onderhoudsbeheer (onderhoud kruidige vegetatie, onderhoud bomen/struiken, onderhoud riet/ruigte) of een van de vier types omvormingsbeheer (omvorming kruidige vegetatie, omvorming bomen/struiken, omvorming riet, omvorming exoten).

5.2.1 District 1

Het beheervoorstel voor district 1 is gegeven als een lijnenkaart (Beheervoorstel_District1.shp) en een puntenkaart (Beheervoorstel_District1_punt.shp). Een overzicht en duiding bij de kolommen van de attributentabel van deze GIS-bestanden zijn gegeven in Tabel 26 (lijnenkaart) en Tabel 27 (puntenkaart).

Ter illustratie is in Figuur 62 het beheervoorstel weergegeven voor de landzijde van de dijken van district 1. Voor verdere details verwijzen we naar de GIS-bestanden (shapefiles) (zie Bijlage 1).

In Tabel 25 is een samenvatting gegeven van de beheervoorstellen, verdeeld over onderhouds- en omvormingsbeheer en de eronder ressorterende beheermaatregelen, telkens per dijkzone. Inzoomend op de landzijde van de dijk wordt bijvoorbeeld voor 63.9 km de beheermaatregel 'onderhoud kruidige vegetatie' geadviseerd. De beheermaatregel 'omvorming kruidige vegetatie' wordt voor een lengte van 44.0 km voorgesteld. Indien 'Geen data/ander beheer' (11.6 km) buiten beschouwing wordt gelaten, komen beide beheermaatregelen overeen met resp. 56% en 38%. De andere beheermaatregelen beslaan de resterende 6%.

Tabel 25 Samenvatting van de beheervoorstellen voor district 1 verdeeld over de verschillende beheermaatregelen per dijkzone, uitgedrukt in totaal aantal kilometer.

District 1	Rivier	Kruin Rivier	Kruin Land	Land	Teen	Totaal beheer
Onderhoudsbeheer						
onderhoud kruidige vegetatie	7.0	81.7	83.9	63.9	55.2	291.7
onderhoud bomen/struiken	2.9				0.7	3.6
onderhoud riet/ruigte	81.3				9.6	90.9
Omvormingsbeheer						
omvorming kruidige vegetatie	22.5	29.9	33.4	44.0	46.2	176.0
omvorming bomen/struiken		0.4	0.1	0.7		1.2
omvorming riet		2.1	0.7	4.7		7.5
omvorming exoten	4.1	2.8	1.2	1.3	0.9	10.2
Geen data/ander beheer	10.1	10.8	8.2	11.6	13.0	53.6
<i>Totaal per dijkzone*</i>	127.9	127.6	127.5	126.2	125.6	

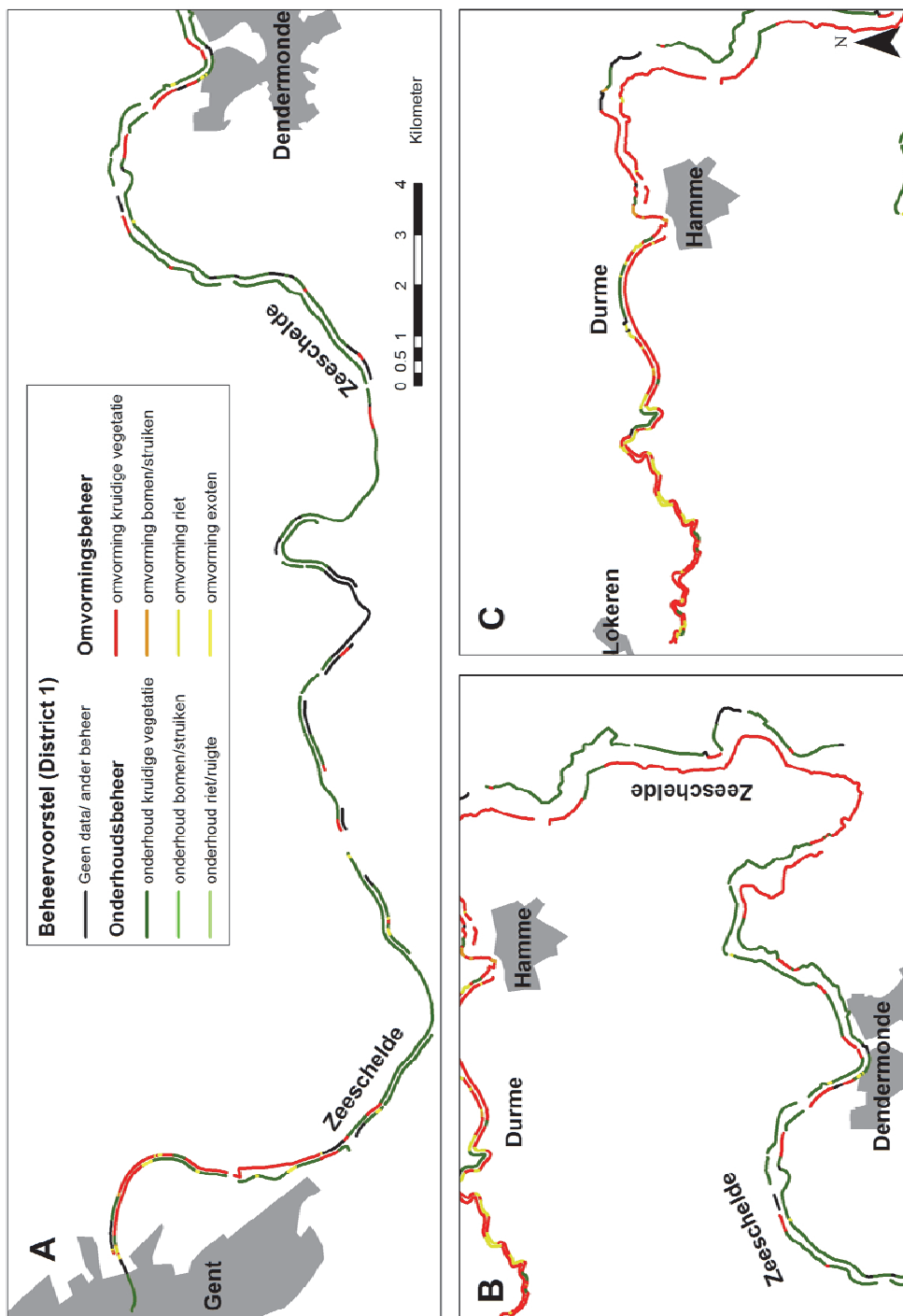
Tabel 26 Overzicht van de kolommen opgenomen in de attributentabel van het beheervoorstel voor district 1 (lijnenkaart) (shapefile Beheervoorstel_District1.shp).

District	Nummer van het district
Rivier	Naam van de rivier
Zone	Betreffende dijkzone (R: rivierzijde; KR: kruin rivierzijde; KL: kruin landzijde; L: landzijde; T: teen)
Vegtype_nr	Volgnummer van het aanwezig en aspectbepalende vegetatietype (zie Vegtype)
Vegtype	Aanwezig en aspectbepalend vegetatietype: <ul style="list-style-type: none"> 1. Soortenrijk grasland 2. Soortenrijk glanshavergrasland 3. Soortenarm glanshavergrasland 4. Verruigd glanshavergrasland 5. Brandnetelruigte 6. Rietvegetatie 7. Ruigte van Japanse duizendknoop 8. Variabele ruigte 9. Bomen/struiken 10. Andere
Voorstel	Beheermaatregel die voorgesteld wordt voor het betreffende lijnstuk
Lengte	Lengte van het lijnstuk in meter

Tabel 27 Overzicht van de kolommen opgenomen in de attributentabel van het beheervoorstel voor district 1 (puntenkaart) (shapefile Beheervoorstel_District1_punt.shp).

District	Nummer van het district
Rivier	Naam van de rivier
Zone	Betreffende dijkzone (R: rivierzijde; KR: kruin rivierzijde; KL: kruin landzijde; L: landzijde; T: teen)
Vegtype_nr	Volgnummer van het aanwezig en aspectbepalende vegetatietype (zie Vegtype)
Vegtype	Aanwezig en aspectbepalend vegetatietype (namen in Tabel 26)
Voorstel	Beheermaatregel die voorgesteld wordt voor het betreffende punt





Figuur 62 Beheervoorstel voor district 1 waar de geadviseerde beheermaatregelen voor de landzijde van de dijk met verschillende kleuren zijn aangegeven (A: Gent tot Dendermonde; B: Dendermonde tot Driegoten; C: Durme).

5.2.2 District 2

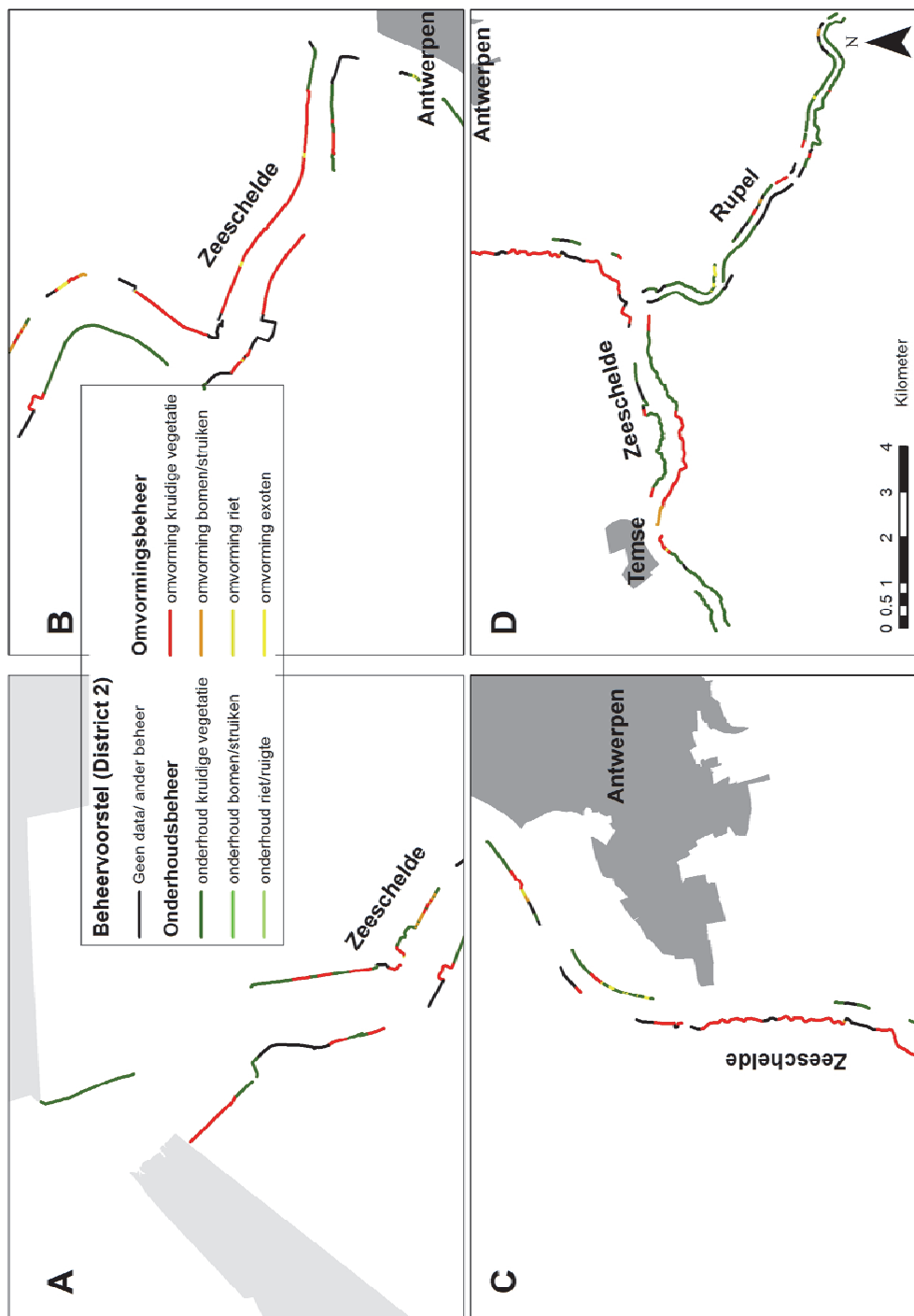
Beheervoorstel_District2.shp is de lijnenkaart voor district 2, de puntenkaart heet Beheervoorstel_District2_punt.shp (zie Bijlage 1). Een overzicht en duiding bij de kolommen van de attribuentabellen van deze GIS-bestanden komen overeen met de kaarten van district 1 (Tabel 26 en Tabel 27).

In Figuur 63 is louter ter illustratie het beheervoorstel gegeven voor de landzijde van de dijken van district 2. Voor verdere details verwijzen we naar de GIS-bestanden (shapefiles) (zie Bijlage 1).

Een samenvatting van deze beheervoorstellen voor district 2 wordt aangereikt in Tabel 28. In deze tabel is per dijkzone het totaal aantal kilometer gegeven waar deze verschillende beheermaatregelen worden voorgesteld. Op de landzijde van de dijken van district 2 wordt bijvoorbeeld de beheermaatregel 'onderhoud kruidige vegetatie' voorgedragen langs 40.8 km dijktraject, wat overeenkomt met 57% (exclusief 'Geen data/ander beheer' (16.2 km)). Langs 27.8 km dijktraject (i.e. 39%) wordt de beheermaatregel 'omvorming kruidige vegetatie' geadviseerd. De overige beheermaatregelen nemen de resterende 5% in.

Tabel 28 Samenvatting van de beheervoorstellen voor district 2 verdeeld over de verschillende beheermaatregelen per dijkzone, uitgedrukt in totaal aantal kilometer.

District 2	Rivier	Kruin Rivier	Kruin Land	Land	Teen	Totaal beheer
Onderhoudsbeheer						
onderhoud kruidige vegetatie	20.3	34.4	45.2	40.8	37.7	178.4
onderhoud bomen/struiken	13.4				2.2	15.7
onderhoud riet/ruigte	32.8				9.5	42.3
Omvormingsbeheer						
omvorming kruidige vegetatie	7.4	23.4	23.7	27.8	18.7	101.0
omvorming bomen/struiken		2.8	0.1	1.7		4.6
omvorming riet		0.9	2.5	0.3		3.7
omvorming exoten	3.1	1.2	1.9	1.3	1.2	8.7
Geen data/ander beheer	11.6	25.9	15.2	16.2	18.0	87.0
<i>Totaal per dijkzone*</i>	88.8	88.6	88.6	88.1	87.3	



Figuur 63 Beheervoorstel voor district 2 waar de voorgestelde beheermaatregelen voor de landzijde van de dijk met verschillende kleuren zijn aangegeven (A: Belgisch-Nederlandse grens tot Fort Liefkenshoek; B: Fort Liefkenshoek tot Antwerpen; C: Antwerpen tot Hemiksem; D: Hemiksem tot monding Durme en de Rupel).

6 OPVOLGING

6.1 WAT ZIJN DE GESTELDE DOELEN EN BIJGEVOLG INFORMATIEBEHOEFTE?

Implementatie van het beheervoorstel heeft als hoofddoel om het aandeel van de doelvegetatie (Type 1 Soortenrijk grasland of Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland) te maximaliseren. Deze vegetatietypes garanderen de hoogste erosiebestendigheid, de laagste onderhoudskost (laagste biomassa-productie) en de hoogste ecologische waarde.

Het beheervoorstel is gestoeld op de huidige toestand van de vegetatie, of eenvoudigweg op het momenteel aanwezige vegetatietype. Om het beheer op termijn te kunnen bijstellen, is het essentieel een gebiedsdekkend beeld te hebben van waar welke vegetatietypes aanwezig zijn op de dijken (vegetatiekaart) en dit met een retourperiode van 4 jaar.

Concrete doelstellingen betreffende het aandeel of oppervlakte (lengte) dat deze doelvegetaties moeten innemen, zijn niet gesteld. Vandaar dat de opvolging in de eerste plaats een toestandsverandering in het aandeel of oppervlakte (lengte) van deze doelvegetaties moet aangeven (signalerende functie sensu Onkelinx et al. 2008 en Wouters et al. 2008).

Specifieke kwaliteitsvariabelen zoals bedekking van de vegetatie, biomassa-productie en ecologische kwaliteitsindices van de vegetatie kunnen een indicatie geven van de impact van het gevoerde beheer. De mate waarin ze veranderen, geeft een signaal over de gunstige of ongunstige impact van het gevoerde beheer. Voor deze variabelen worden doelstellingen gesteld. De monitoring moet toelaten om te toetsen of de gestelde doelen worden bereikt.

De volgende specifieke kwaliteitsvariabelen kunnen gemonitord en getoetst worden aan de gestelde doelen:

- De bedekking, of omgekeerd de holheid van de vegetatie. VTV (2007) stelt dat de zode of vegetatie op de dijken een minimale bedekking van 70% moet hebben.
- De bovengrondse biomassa-productie situeert zich tussen de 0.8 en 4.4 ton droge stof (DS) per hectare (dit bereik komt overeen met de 5- en 95-percentielwaarde van de biomassa's gemeten in de doelvegetatie (Type 1 Soortenrijk grasland en Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland) (n = 38)).
- Voor de ecologische kwaliteitsbeoordeling van de vegetatie worden de volgende variabelen gemeten en getoetst aan de richtwaarden bepaald door Van Kerckvoorde (2016).
 - Aantal soorten hogere planten in een proefvlak van 4 m² is > 15
 - Shannon diversiteitsindex bedraagt > 1.8
 - Ellenberggetal voor nutriënten < 6.4

6.2 DATAVERZAMELING

Om de informatiebehoeften in te vullen en de gestelde doelen te toetsen is een meetnet op twee schaalniveaus nodig. Een vegetatiekartering dient op gebiedsniveau te gebeuren. Om de specifieke kwaliteitsvariabelen op te volgen is evenwel een meetnet op puntniveau vereist. Met puntniveau worden proefvlakken of permanente kwadraten (PQ) bedoeld.

Het meetnet en de meetmethodiek zijn zodanig ontworpen dat ze de nodige informatiebehoeften opleveren met voldoende juistheid en precisie en dit bij een minimale meetkost.

6.2.1 Gebiedsniveau

Het huidige beheervoorstel is gebaseerd op het vegetatietype dat momenteel aanwezig is op de dijken, en dit voor alle dijken binnen de behandelde districten. Om in de toekomst het beheer te kunnen bijsturen is het essentieel om te beschikken over een geactualiseerde gebiedsdekkende vegetatiekaart die aangeeft waar welke vegetatietypes aanwezig zijn op de dijken. Op basis van deze nieuwe kaart kan het beheervoorstel voor alle dijken van het district worden bijgesteld, indien nodig. De waterbeheerder wenst dit met een retourperiode van 4 jaar.

Voor de dijkartering of beter vegetatiekartering wordt dezelfde methodiek gebruikt zoals beschreven onder 4.1. Het enige verschil is dat enkele vegetatietypes worden toegevoegd met name pioniersvegetaties en Italiaans raaigrasland (zie 8).

6.2.2 Puntniveau

Om de specifieke kwaliteitsvariabelen te monitoren is een meetnet op puntniveau nodig. De uitbouw van het meetnet en meetmethodiek die gebruikt zal worden om de specifieke kwaliteitsvariabelen van de vegetatie te meten, wordt in onderstaande hoofdstukken toegelicht.

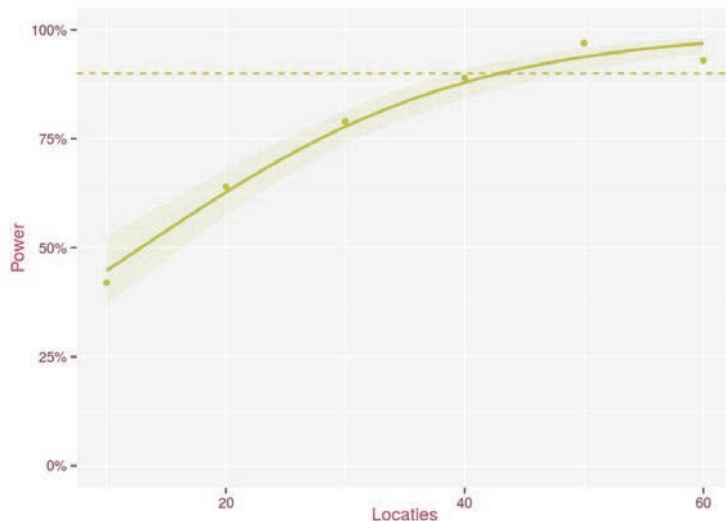
6.2.2.1 Uitbouw meetnet

6.2.2.1.1 Bepaling steekproefgrootte en -ontwerp

Het meetnet is zodanig ontworpen dat een uitspraak op schaal van het district kan gedaan worden. Bij het bepalen van de steekproefgrootte of het nodige aantal proefvlakken is gekozen voor een onderscheidend vermogen (power) van 0.9 (i.e. de kans dat een werkelijk effect wordt gedetecteerd) en een significantieniveau van 0.1 (i.e. de kans dat een effect wordt gemeten dat er in werkelijkheid niet is). Indien het meetnet in staat moet zijn om een effect van $\pm 2\%$ te detecteren tussen twee 2 meetsessies (4 jaar) is een steekproefgrootte van 40 proefvlakken vereist, waarbij telkens 4 meetpunten per proefvlak worden genomen. Een steekproef van die omvang met telkens 4 meetpunten (replica's) laat toe om veranderingen in de bedekking van $\pm 2\%$ te achterhalen op niveau van het district, idem voor wat de biomassa-productie betreft.

Bovendien wordt gekozen voor permanente proefvlakken (PQ's). Bij het opvolgen van evoluties in de tijd heeft het herhaaldelijk meten in dezelfde proefvlakken (PQ's) als groot voordeel dat de variabiliteit tussen de proefvlakken minder speelt waardoor de steekproefgrootte ook lager kan gehouden worden zonder in te boeten aan accuraatheid (Onkelinx et al. 2008).





Figuur 64 Invloed van het aantal locaties (of proefvlakken) op het onderscheidend vermogen (power) bij een effectgrootte van 2% in 4 jaar en een significantieniveau van 0.1 met als voorwaarde dat 4 meetpunten (replica's) per proefvlak worden genomen bij de bepaling van de bedekking.

6.2.2.1.2 Steekproeftrekking en installatie meetnet

Als steekproefkader is de vegetatiekaart (2014) van de dijken gebruikt. Gezien alle proefvlakken op de landzijde van de dijk worden gelegd, is enkel deze dijkzone van de vegetatiekaart in rekening gebracht en dan uitsluitend de begroeide trajecten (verhardingen, bebouwing, tuinen, etc. zijn uitgesloten).

Om een representatief beeld te krijgen van de kwaliteit van de vegetatie op de landzijde van de dijken, is gekozen voor een systematische steekproeftrekking. Dit houdt in dat de proefvlakken op een vaste afstand van elkaar zijn gesitueerd. Deze afstand is berekend door het totaal aantal kilometer dijktraject aan landzijde (met vegetatie) te delen door het nodig aantal proefvlakken. Theoretisch zijn 40 proefvlakken vereist, maar om het eventuele verlies van proefvlakken in te calculeren, is geopteerd om 5 extra proefvlakken te selecteren (Figuur 66 en Figuur 67).

Voor district 1 bedraagt de afstand tussen de proefvlakken 2600 m. Om deze concreet uit te zetten is in een GIS systematisch in stroomafwaartse richting om de 2600 m een proefvlak gelegd; in de eerste plaats langs de linkeroever van de Zeeschelde en Durme, aansluitend de rechteroever (Figuur 66). In feite zijn op deze manier nog niet de effectieve proefvlakken vastgelegd maar eerder punten op de kruin van de dijk.

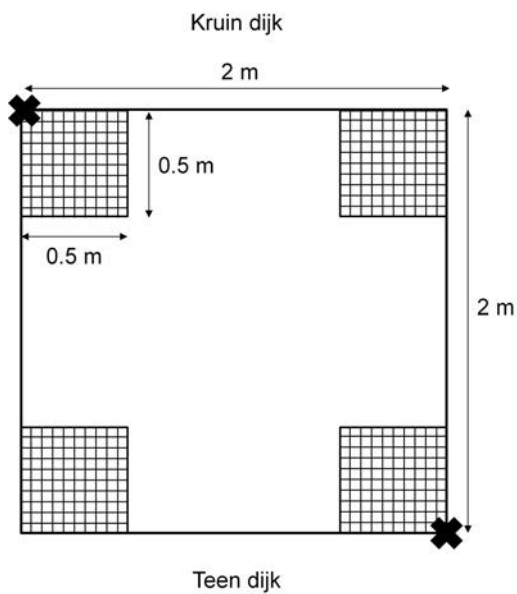
In district 2 is de afstand tussen de proefvlakken 1500 m. Ook hier is systematisch in stroomafwaartse richting om de 1500 m een proefvlak uitgezet (punt op kruin); eerst langs de linkeroever van de Zeeschelde en Rupel, vervolgens langs de rechteroever (Figuur 67).

Met behulp van een RTK-GPS zullen deze punten opgezocht worden en zal er ter plaatste geoordeeld worden of dit punt representatief is voor een dijkvegetatie. Indien dit punt niet representatief is omdat het bijvoorbeeld net gelegen is ter hoogte van een oprit, duiker, sluis, huis, enz., zal het punt worden bijgesteld. Hiervoor zal het over een random afstand (< 100 m) worden verschoven in stroomop- of stroomafwaartse richting (deze richting wordt random bepaald door opwerpen van een muntstuk (munt = stroomopwaarts; kop = stroomafwaarts)). Een punt wordt ook als niet representatief beschouwd indien het niet mogelijk is om langs de landzijde van de dijk een proefvlak met homogene vegetatie uit te zetten van 2 x 2 m.

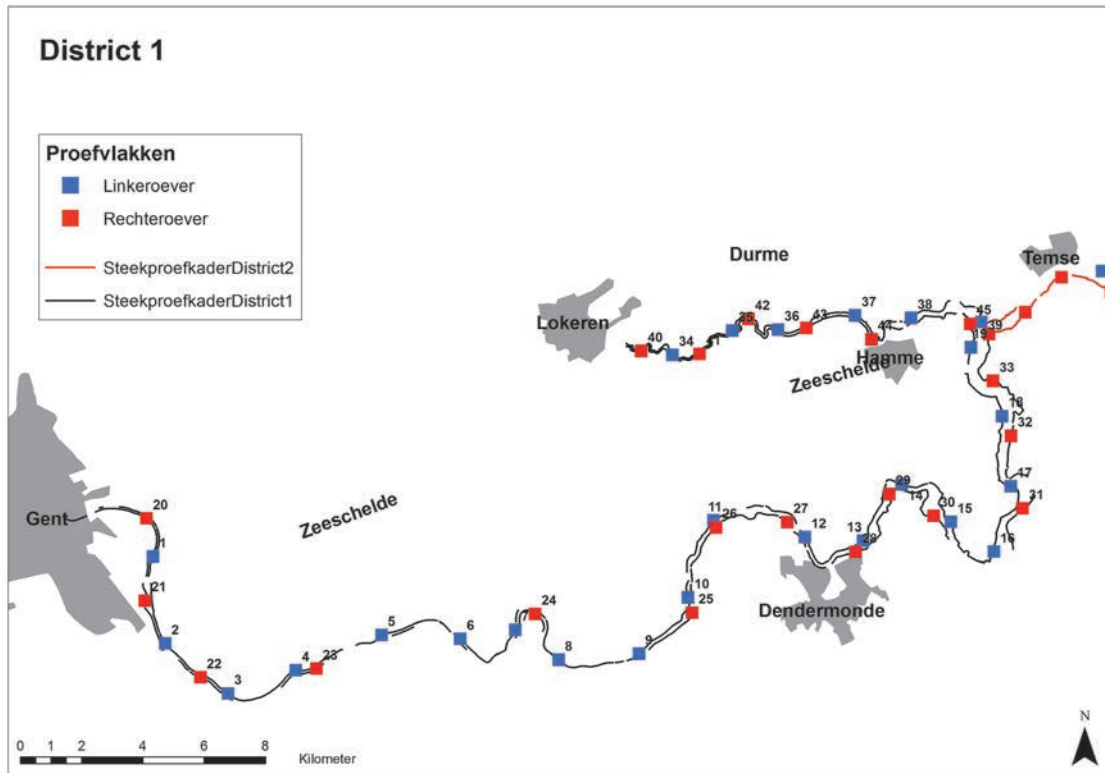


Om het proefvlak definitief te lokaliseren wordt een random afstand gekozen en wordt deze uitgezet ten opzichte van de rand van de verharde dienstweg tot zolang een proefvlak van 2 x 2 m kan geïnstalleerd worden met een homogene vegetatie. Indien geen verharde dienstweg of jaagpad aanwezig is, wordt het knikpunt van de kruin-landzijde van de dijk als nulpunt genomen.

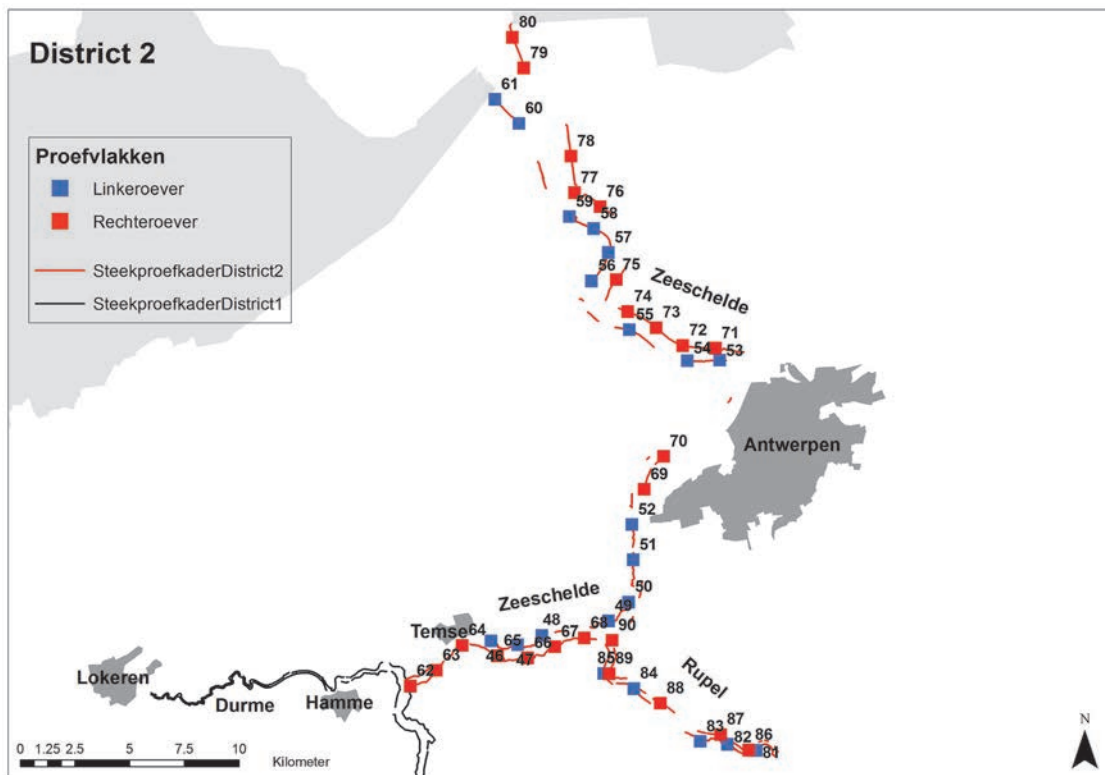
Alle proefvlakken of permanente kwadraten (PQ) hebben een grootte van 2 x 2 m en liggen parallel aan de dienstweg (Figuur 65). De XY-coördinaten van de overstaande hoekpunten worden nauwkeurig ingemeten met behulp van een RTK-GPS. Met deze XY-coördinaten kan het proefvlak in de toekomst vlot worden teruggevonden. Permanente markeringen worden niet aangebracht. Per proefvlak worden 4 meetpunten van 0.5 x 0.5 m vastgelegd in de hoekpunten van dit proefvlak (Figuur 65).



Figuur 65 Standaard van een proefvlak van 2 x 2 m, welke parallel aan de dienstweg is gelegen. In de 4 hoekpunten worden de meetpunten van 0.5 x 0.5 m gelegd, ter bepaling van de biomassa en om de bedekking/holheid in te meten. Met een kruis zijn de vaste hoekpunten aangegeven waarvan de XY-coördinaten zijn gekend.



Figuur 66 Situering van de verschillende proefvlakken van district 1 met weergave van hun uniek nummer (1-45).



Figuur 67 Situering van de proefvlakken van district 2 met weergave van hun uniek nummer (46-90).

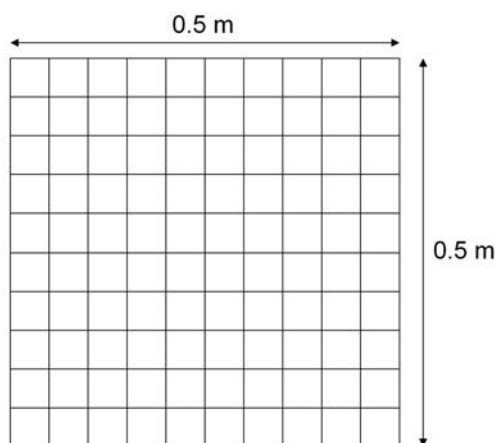
6.2.2.2 Methodiek meetobjecten

Alle metingen gebeuren tussen eind mei en midden juni als de graslanden maximaal ontwikkeld zijn. Deze metingen worden in hetzelfde jaar uitgevoerd als de gebiedsdekkende vegetatiekartering van de dijken en dit met een retourperiode van 4 jaar.

6.2.2.2.1 Bedekking/holheid

De bedekking van de vegetatie wordt ingemeten in de 4 meetpunten van 0.5 x 0.5 m in het proefvlak (Figuur 65). Vooraleer deze in te meten, wordt eerst de bovengrondse biomassa weggeknipt tot op ca. 2 cm hoogte.

Voor het inmeten van de bedekking van de vegetatie wordt een raster van 0.5 x 0.5 m gebruikt met rastercellen van 0.05 x 0.05 m (Figuur 68). Elk snijpunt binnen het raster, in totaal 81, stelt een datapunt voor. Ter hoogte van elk snijpunt wordt een pin of staafje neergelaten en genoteerd of dit een hogere plant (V), mos (M), strooisel (S) of kale bodem (K) raakt (raammethode volgens Sýkora & Liebrand 1987). Het procentueel aandeel hogere plant geeft een waarde voor de bedekking binnen het meetpunt.



Figuur 68 Raster van 0.5 x 0.5 m met 100 rastercellen en 81 snij- of datapunten om de bedekking van de vegetatie in te meten.

6.2.2.2.2 Biomassabepaling

Dezelfde meetpunten als voor het bepalen van de bedekking/holheid worden gebruikt voor de biomassabepaling. In de 4 hoekpunten van het proefvlak wordt in een meetpunt van 0.5 x 0.5 m de bovengrondse biomassa weggeknipt tot op ca. 2 cm hoogte en verzameld. Strooisel, gedefinieerd als liggend afgestorven plantenmateriaal niet vasthangend aan de moederplant, wordt niet verzameld. Ook terrestrische mossen en korstmossen worden niet verzameld, tenzij ze doorgroeien tot tussen de hogere planten (> 2 cm hoog).

Het plantenmateriaal van de 4 meetpunten wordt apart verzameld en zo snel mogelijk overgebracht naar het labo, waar het wordt gedroogd in een droogstoof bij 105 °C tot er geen gewichtsverlies meer is (Moore & Chapman 1986). Het gewogen drooggewicht in g/m² wordt verrekend naar ton drooggewicht (DS) per hectare.

Proefvlakken waar reeds beheer (maaïen, begrazen) heeft plaatsgevonden worden niet bemonsterd en vervallen als meetpunt. Dit kan tot onderschatting van de variabele leiden omdat proefvlakken waar een omvormingsbeheer wordt toegepast in de periode van bemonsteren reeds gemaaid zijn.



6.2.2.3 Ecologische kwaliteit vegetatie

Om de analysevariabelen te kunnen berekenen die de ecologische kwaliteit van de vegetatie weergeven, wordt een klassieke vegetatieopname gemaakt van het proefvlak (PQ). Hiervoor worden de richtlijnen gevolgd geformuleerd in de INBO-standaardveldprocedure 'Klassieke vegetatieopname in een proefvlak aan de hand van visuele inschattingen van bedekking van soorten in (semi-)terrestrische vegetatie SVP 401' (INBO 2016).

Naast datum en auteur wordt het uniek nummer van het proefvlak genoteerd en wordt in procenten de bedekking van de verschillende aanwezige vegetatie- of structurenlagen ingeschat (boom-, struik-, kruid-, mos-, strooisellaag), net als de totale bedekking. De gemiddelde hoogte van de kruidlaag wordt opgenomen. Vervolgens wordt per laag een volledige soortenlijst gemaakt van alle terrestrische vaatplanten, mossen en lichenen. Binnen elke laag wordt voor elke soort de fenologie genoteerd en de bedekking ingeschat met de schaal van Londo (1976).

6.2.2.3 Procedure

Bij het opmeten van de kwaliteitsvariabelen van de vegetatie wordt op het terrein onderstaande procedure gevolgd. Deze bestaat uit 4 stappen die achtereenvolgens worden uitgevoerd:

1. Uitzetten proefvlak: met behulp van een RTK-GPS worden de 2 overstaande hoekpunten van het proefvlak uitgezet, waarna de twee overige hoekpunten worden uitgemeten. De 4 hoekpunten worden tijdelijk gemarkeerd (bij het eerste bezoek wordt het meetnet definitief geïnstalleerd (zie 6.2.2.1.2)).
2. Vegetatieopname: om de ecologische kwaliteit van de vegetatie te kunnen bepalen wordt een klassieke vegetatieopname gemaakt van het proefvlak, volgens de INBO-standaardveldprocedure 'Klassieke vegetatieopname in een proefvlak aan de hand van visuele inschattingen van bedekking van soorten in (semi-)terrestrische vegetatie SVP 401' (INBO 2016) (zie 6.2.2.2.3).
3. Biomassabepaling: in de hoekpunten van het proefvlak worden 4 meetpunten van 0.5 x 0.5 m uitgezet zoals in Figuur 65 aangegeven, waarna de bovengrondse biomassa wordt weggeknipt, verzameld en gedroogd (zie 6.2.2.2.2).
4. Bedekking/holheid: de bedekking van de vegetatie wordt met behulp van een raster van 0.5 x 0.5 m gemeten op dezelfde 4 meetpunten waar de biomassabepaling is gebeurd (zie 6.2.2.2.1).

6.3 DATAOPSLAG EN -VERWERKING

6.3.1 Dataopslag

De gegevens die verzameld worden op gebiedsniveau met name de gebiedsdekkende vegetatiekaart van de dijken, worden opgeslagen in een geodatabank (GIS).

De metingen van de bedekking of holheid van de vegetatie en van de biomassa productie worden verzameld en opgeslagen in een speciaal ontwikkelde relationele databank.

De vegetatieopnames die gemaakt worden van de proefvlakken, worden opgeslagen in INBOVEG, een databank ontwikkeld en beheerd door het INBO waarin alle vegetatieopnames gemaakt in Vlaanderen, worden verzameld en opgeslagen.

Uit deze databanken kunnen de gegevens worden geëxporteerd ter analyse.



6.3.2 Gegevensverwerking

Om de informatiebehoefte in te vullen is een dataverzameling op twee schaalniveaus vereist. In de lijn hiervan gebeurt ook de verwerking van de verzamelde data op deze schaalniveaus, enerzijds op gebiedsniveau (vegetatiekartering) en anderzijds op puntniveau (bedekking vegetatie, biomassa-productie, ecologische kwaliteit vegetatie).

6.3.2.1 Gebiedsniveau

Het resultaat van de vegetatiekartering is een lijnenkaart met voor elke dijkzone een lijn (standaard 5 parallelle lijnen). Deze lijnen zijn een aaneenschakeling van verschillende lijnstukken, elk lijnstuk bestaat uit een homogene vegetatie-eenheid, toegekend aan een bepaald vegetatietype.

Op basis van deze kaart wordt het absoluut aantal kilometer die de verschillende vegetatietypes innemen of hun aandeel, berekend en dit globaal, per dijkzone en per rivier (zie 4.2). De bekomen waarden zullen vergeleken worden met de resultaten van eerdere karteringen (2014) en laten toe een toestandsverandering te signaleren.

Deze geactualiseerde kaart dient echter vooral om het beheervoorstel bij te stellen, indien nodig, en dit conform de richtlijnen geformuleerd in 5.1.

6.3.2.2 Puntniveau

Vijf parameters worden berekend met behulp van de data verzameld in de proefvlakken.

De bedekking van de vegetatie op het niveau van het district wordt getoetst aan de doelstelling van 70%. Voor elk proefvlak is de bedekking gemeten in de 4 meetpunten, waarbij het procentueel aandeel hogere plant een waarde geeft voor de bedekking. De toetsing gebeurt met een 'generalized linear mixed model' met jaartal als fixed effect en proefvlak (plot) en meetpunt (subplot) als random effecten.

Per proefvlak wordt de gemiddelde biomassa-productie berekend op basis van de 4 meetpunten en verrekend naar ton droge stof (DS) per hectare. De biomassa-productie van de vegetatie op het niveau van het district wordt getoetst of deze binnen het vooropgestelde bereik valt van 0.8 en 4.4 ton droge stof (DS) per hectare. Deze toetsing gebeurt met een t-test voor 1 steekproef (one-sample t-test) met een significantieniveau van 0.1. Twee testen worden uitgevoerd, een voor elke grenswaarde.

Om de ecologische kwaliteit van de vegetatie te beoordelen worden 3 variabelen betrokken bij de toetsing, allen afgeleid uit de vegetatieopname die van elk proefvlak is gemaakt.

Het aantal hogere planten wordt afgeleid uit de vegetatieopname van elk proefvlak. Vervolgens wordt getoetst of de doelstelling (> 15 soorten hogere planten) bereikt is aan de hand van een eenzijdige t-test voor 1 steekproef (one-sample t-test) met een significantieniveau van 0.1. De nulhypothese stelt dat de teststatistiek groter dan of gelijk is aan 15. Verwerpen van deze nulhypothese aanvaardt de alternatieve hypothese die aangeeft dat de teststatistiek kleiner is dan 15.



Op basis van de vegetatieopname wordt voor elk proefvlak de Shannon diversiteitsindex berekend volgens Shannon & Weaver (1949):

$$H = - \left[\sum_{i=1}^N P_i \ln P_i \right]$$

Waarbij P_i de proportionele bedekking is van de i^{de} soort (waarde tussen 0 en 1), N is het totaal aantal soorten in de vegetatieopname en \ln is het natuurlijk logaritme. Voor de omzetting van de Londo-schaal naar percentages wordt Van Kerckvoorde (2016) gevolgd. Vervolgens wordt getest of de gestelde doelstelling gehaald is ($H > 1.8$). Toetsing gebeurt met een eenzijdige t-test voor 1 steekproef (one-sample t-test) met een significantieniveau van 0.1. De nulhypothese stelt dat de teststatistiek groter dan of gelijk is aan 1.8. Verwerpen van deze nulhypothese aanvaardt de alternatieve hypothese die aangeeft dat de teststatistiek kleiner is dan 1.8.

Tot slot wordt het Ellenberggetal voor nutriënten bepaald. Voor elk proefvlak wordt het gewogen gemiddelde berekend op basis van de bedekking van de soorten en het corresponderend Ellenberggetal voor nutriënten (N) van elke soort. Deze Ellenberg-indicatorwaarde wordt ontleend aan Ellenberg et al. (1992) of aan Hill et al. (1999). Nadat het gemiddelde voor alle proefvlakken is berekend, kan dit getoetst worden of deze gemiddelde waarde lager is dan 6.4. Met een eenzijdige t-test voor 1 steekproef (one-sample t-test) met een significantieniveau van 0.1 wordt getest of de nulhypothese die stelt dat de teststatistiek kleiner dan of gelijk is aan 6.4 verworpen of aanvaard wordt. Bij het verwerpen van deze nulhypothese wordt de alternatieve hypothese aanvaard die aangeeft dat de teststatistiek groter is dan 6.4.

6.4 RAPPORTAGE

Elk jaar zal een van de vier districten worden opgevolgd en gemonitord, en dit telkens op gebieds- en puntniveau. Na de dataverzameling en –verwerking volgt elke keer een rapportering.

In deze rapporten zullen de resultaten van de vegetatiekartering worden gegeven. Enerzijds zullen de resultaten worden samengevat als het absoluut aantal kilometer of het relatief aandeel dat de verschillende vegetatietypes innemen en dit op gebiedsniveau, per dijkzone en per rivier. Bovendien zullen de resultaten van de kartering worden vergeleken met eerdere karteringen, wat moet toelaten om een toestandsverandering aan het licht te brengen (toename, status quo of afname van de doelvegetaties). Anderzijds zullen de resultaten van de vegetatiekartering ook als GIS-bestanden (lijnenkaart, puntenkaart) worden gerapporteerd.

De data verzameld op puntniveau (proefvlakken) laten toe om de gestelde doelstellingen te toetsen voor de bedekking van de vegetatie, de biomassaproductie en de ecologische kwaliteit van de vegetatie (aantal soorten hogere planten, Shannon diversiteitsindex, Ellenberggetal voor nutriënten). De resultaten hiervan worden opgenomen in het rapport.

In elk rapport zal een update van het beheervoorstel worden gegeven, gestoeld op de geactualiseerde vegetatiekaart.



7 SPECIFIEKE INRICHTINGS- EN BEHEERMAATREGELEN

7.1 INRICHTING EN ONTWIKKELINGSBEHEER VAN NIEUWE DIJKEN

De primaire functie van dijken in het Schelde-estuarium is waterkering. Om te voldoen aan hun waterkerende functie behoeven dijken een hoge erosiebestendigheid. Dit wordt gerealiseerd door een waterdoorlatende afdeklaag van klei aan te brengen (Hewlett et al. 1987; TAW 1996) en door een soortenrijke graslandvegetatie te ontwikkelen op de dijk (TAW 1998; zie 2.3).

Tijdens de aanleg van de dijk wordt de ondoorlatende afdeklaag aangebracht, waarna de kale bodem wordt ingezaaid met een graszaadmengsel zodat zich snel een gesloten grasbekleding ontwikkelt. Volgende hoofdstukken geven richtlijnen omtrent de inrichting van nieuwe dijken met name over graszaadmengsels, de zaaiwijze en -periode, de zaaidichtheid en het aanbrengen van inrichtingsalternatieven.

Het beheer achteraf bepaalt evenwel of deze grasbekleding zich omvormt tot een soortenrijk grasland met een hoge erosiebestendigheid (TAW 1999).

Met het oog op het voorkomen van invasieve exoten op nieuwe dijken dient het gebruik van besmette (lokaal of aangevoerd) grond vermeden te worden (zie 7.2).

7.1.1 Inrichting

7.1.1.1 Graszaadmengsel

Tot op heden is steeds geadviseerd om nieuw aangelegde dijken in te zaaien met een graszaadmengsel bestaande uit (Vandevoorde et al. 2007; Vandevoorde 2015):

- Italiaans raaigras (*Lolium multiflorum*) (100%)

of

- Italiaans raaigras (*Lolium multiflorum*) (75%) en ruw beemdgras (*Poa trivialis*) (25%)

Sowieso is het aangewezen om altijd een mengsel van verschillende cultivars of variëteiten in te zaaien, dit verhoogt de kans dat er een aanslaat. Voor Italiaans raaigras (*L. multiflorum*) wordt dan een mengsel ingezaaid van tetraploïde (4n) (breedbladige) en diploïde (2n) (smalbladige) variëteiten of cultivars.

Italiaans raaigras is een grassoort die op zowat alle bodems gedijt. Toch zijn er wisselende ervaringen met het inzaaien van deze soort (mededeling Michiel Derycke 18/12/2014). Dit kan te maken hebben met de ongunstige weersomstandigheden na het inzaaien, met de bodemgesteldheid, met niet-aangepast initieel beheer of met het minder geschikt zijn van het ingezaaide mengsel.

Tot op heden is nog niet via een experimentele proefopzet getest, of deze geadviseerde mengsels al dan niet geschikt zijn (zie 8). Vandaar dat we een alternatief graszaadmengsel aanreiken naar analogie met Fliervoet (1992). In Nederland heeft men namelijk specifiek voor het inzaaien van dijken zaadmengsels samengesteld die ook als dusdanig te verkrijgen zijn in

de handel, het zogenaamde D1- en D2-mengsel, waarvan het D1-mengsel de voorkeur geniet (Fliervoet 1992):

- D1-mengsel: Engels raaigras (*Lolium perenne*) (40%), rood zwenkgras (*Festuca rubra*) (25%)⁷, veldbeemdgras (*Poa pratensis*) (25%), witte klaver (*Trifolium repens*) (10%)⁸
- D2-mengsel: Engels raaigras (*Lolium perenne*) (10%), rood zwenkgras (*Festuca rubra*) (60%)⁹, veldbeemdgras (*Poa pratensis*) (30%)

7.1.1.2 Zaaiwijze en -periode

Niet enkel de weersomstandigheden en de bodemgesteldheid maar evengoed de zaaiwijze en -periode bepalen het opkomstsucces van het ingezaaide gras.

De beste periode om in te zaaien is in april of in de nazomer (augustus tot half september) (Fliervoet 1992).

Graszaden kiemen het best als ze 1-3 cm in de grond worden gebracht en daarna licht worden aangedrukt. Vandaar dat we de volgende zaaiwijze adviseren (naar Fliervoet 1992):

1. Licht aandrukken van de grond
2. Losmaken van de bovenste 5 cm (frezen, eggen)
3. De graszaden inzaaien op ca. 2 cm diepte
4. Licht aandrukken van de grond

Bodemverbeteraars onder de vorm van organische of anorganische meststoffen worden niet toegediend. Dit hypothekeert de beoogde verschraling. Een proces dat net door aangepast beheer een daling van de nutriëntengehaltes nastreeft; essentieel om een erosiebestendige soortenrijke graslandvegetatie te ontwikkelen.

7.1.1.3 Zaadichtheid

Fliervoet (1992) hanteert een wisselende zaadichtheid: 30 kg/ha bij inzaaien in april tot 60 kg/ha bij inzaaien in de nazomer (augustus tot half september). Dit verhoogt de kans dat zich tegen de winterperiode een gesloten grasmat heeft gevormd.

Spontane kolonisatie door andere gras- en plantensoorten wordt bespoedigd bij inzaaien aan lage dichtheden. Vanuit civieltechnisch oogpunt is echter een gesloten grasmat vereist en dit zo snel mogelijk. Toch raden we aan om een maximale zaadichtheid aan te houden van 50 kg/ha. Indien een hogere zaadichtheid gebruikt wordt, is de dominantie van Italiaans raaigras of andere ingezaaide grassoorten te groot. Dit kan een negatief effect hebben op de vestiging van andere, gewenste soorten (Pywell et al. 2002).

⁷ Het betreft 2 variëteiten rood zwenkgras, gewoon en uitlopervormend of met fijne en forse uitlopers, resp. 15% en 10%.

⁸ Het inzaaien met bloemzaden van inheemse planten, zoals witte klaver (*Trifolium repens*) kan een positief effect hebben op de biodiversiteit, maar houdt een aantal ecologische risico's in. Bloemzaadmengsels kunnen een bron zijn van invasieve uitheemse plantensoorten. Daarnaast kunnen ongunstige genetische varianten van inheemse soorten de lokale genetische varianten, die aan de plaatselijke omstandigheden zijn aangepast, wegconcurreren. Bloemzaadmengsels kunnen ook afwijkende kleurvariëteiten of cultuurvarianten bevatten van inheemse plantensoorten (Mergeay 2012; Vandevoorde 2015).

⁹ Het gaat over 2 variëteiten rood zwenkgras, gewoon en uitlopervormend of met fijne en forse uitlopers, beide 30%.

7.1.1.4 Inrichtingsalternatieven

De fysische en chemische eigenschappen van de klei van de afdeklaag kunnen de kieming van de graszaden en de ontwikkeling van een gesloten grasmat belemmeren. TAW (1996) adviseert om de afdeklaag op te delen in een onderlaag die bestaat uit klei of zware klei (i.e. vette klei) die voldoet aan de gestelde fysische en chemische eigenschappen in termen van plasticiteit, vloeigrens, zandgehalte, organisch stofgehalte, enz. maar daarboven een toplaag aan te brengen van circa 30 cm dik die kieming en vegetatieontwikkeling mogelijk laat. Deze toplaag heeft bij voorkeur een lager kleigehalte (< 25%), een hoger zandgehalte, meer organische stof en lage nutriëntengehaltes.

7.1.2 **Ontwikkelingsbeheer**

Cruciaal en succesbepalend in de ontwikkeling van een erosiebestendige grasmat is het ontwikkelingsbeheer van het net ingezaaide dijktaalud (TAW 1999). Het initieel toe te passen ontwikkelingsbeheer of onderhoud komt overeen met het omvormingsbeheer van kruidige vegetatie (3.2.3.1).

Dit houdt in dat een verschralend maaibeheer wordt toegepast. Tweemaal per jaar wordt er gemaaid. Een eerste keer vanaf half mei, een tweede keer vanaf half augustus. Het maaisel wordt telkens zo snel mogelijk afgevoerd, best binnen de week. Nieuwe dijken die in het voorjaar zijn ingezaaid kunnen al een eerste keer gemaaid worden vanaf half augustus.

In het begin zal de vegetatie hoofdzakelijk bestaan uit de ingezaaide grassoorten waartussen ook éénjarige 'onkruiden' zullen verschijnen. Na de eerste maaibeurt zullen deze al grotendeels verdwijnen omdat ze enerzijds niet bestand zijn tegen maaibeheer en anderzijds ook zullen weggeconcentreerd worden door de grassen. De ingezaaide grassoorten zullen verschillende jaren standhouden maar stelselmatig worden vervangen door andere grassen en kruiden die het grasland spontaan zullen koloniseren.

De ontwikkeling van de grasmat tot een gesloten soortenrijke en erosiebestendige graslandvegetatie neemt zeker 3 tot 5 jaar in beslag (TAW 1999). In functie van de ontwikkeling kan op termijn overgeschakeld worden op onderhoudsbeheer (3.2.2.1). Voor verdere richtlijnen omtrent maaibeheer verwijzen we naar 3.2.2.1.1 en 3.2.3.1.

7.2 BESTRIJDING INVASIEVE EXOTEN (VAATPLANTEN)

7.2.1 **Wat zijn invasieve exoten?**

Uitheemse soorten, ook wel exoten genoemd, zijn planten, dieren, schimmels of zelfs micro-organismen die door menselijk toedoen, bewust of onbewust, buiten hun natuurlijke verspreidingsgebied zijn geïntroduceerd (www.ecopedia.be/inleiding_exoten).

De overgrote meerderheid van deze uitheemse soorten veroorzaken geen problemen. De meeste weten zich zelfs niet te vestigen omdat ze bijvoorbeeld niet zijn aangepast aan het heersende klimaat. Andere vestigen zich wel, maar groeien niet uit tot een plaag of richten geen schade aan. Een kleine minderheid van de uitheemse soorten (1 op 1000, "tens rule" (Williamson & Fitter 1996)) hebben, na vestiging en uitbreiding, wel een negatieve impact op de natuur, de volksgezondheid of op de infrastructuur. Deze worden invasieve uitheemse soorten of invasieve exoten genoemd.

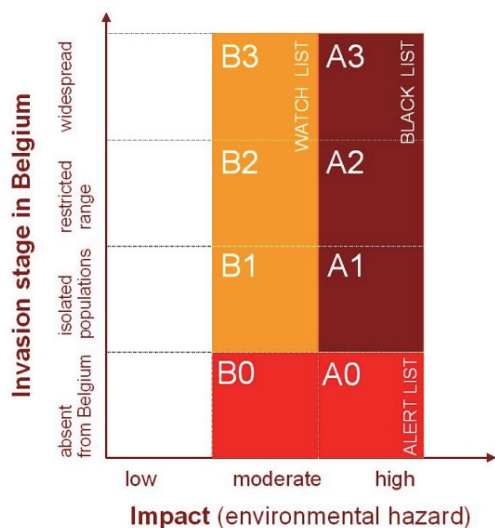
Het succes van invasieve plantensoorten is soms te verklaren door een aantal gemeenschappelijk eigenschappen maar is vaak moeilijk te voorspellen op basis van karakteristieken van soorten (Thompson & Davis 2011). Veelal groeien ze snel, hebben ze een

brede habitatkeuze, een efficiënte zaadverspreiding, een groot regeneratief vermogen en weinig natuurlijke vijanden.

Om te bepalen welke uitheemse plant- en diersoorten potentieel invasief zijn in België, heeft het Belgian Forum on Invasive Species (BFIS, ias.biodiversity.be) een beoordelingssysteem uitgewerkt: het ISEIA-protocol (Invasive Species Environmental Impact Assessment) (http://ias.biodiversity.be/documents/ISEIA_protocol.pdf) (Branquart 2007; Vanderhoeven et al. 2015). Dit protocol berekent voor alle soorten een ecologische impactscore door ze te beoordelen of te scoren op vier eigenschappen: hun verspreidingsvermogen, de mate waarin ze waardevolle natuurlijke habitats kunnen koloniseren, hun impact op inheemse soorten en hun impact op ecosysteemfuncties. Deze score voor ecologische impact wordt gecombineerd met hun huidige verspreiding in België en leidt zo tot een classificatie. Ondertussen zijn de ISEIA-scores reeds vrij oud en aan herziening toe. Voor sommige soorten is de verspreiding geëvolueerd, voor andere is nieuwe informatie over impact beschikbaar. Toch gaan we ervan uit dat ze nog steeds een vrij goed beeld geven van de voor de biodiversiteit potentieel problematische soorten.

Soorten met een hoge totale impactscore worden als zeer invasief beoordeeld en komen op de zwarte lijst terecht (i.e. soorten met code "A1, A2 of A3") (de getallen in de codes verwijzen naar hun verspreiding in België (1: geïsoleerd, 2: beperkt, 3: wijdverspreid)). Soorten met een middelmatige totale impactscore komen op een bewakingslijst (oranje) (soorten met code "B1, B2 of B3"). Soorten met een middelmatige of hoge impactscore, nog niet aanwezig in België maar wel in naburige landen, zijn op de alarmlijst gezet (code "B0 of A0") (Figuur 69).

Deze lijst bevat 67 vaatplanten waarvan er 25 zijn aangetroffen tijdens het uitvoeren van de dijkkartering alsook tijdens het karteren van de schorren (Van Ryckegem et al. 2016); 14 van de zwarte lijst en 10 van de bewakingslijst (Tabel 29).



Figuur 69 Categorieën toegekend aan uitheemse soorten volgens het ISEIA-protocol op basis van hun impactscore en verspreiding (uit Branquart 2007).

Tabel 29 Overzicht van de aangetroffen invasieve exoten langs de dijken (en schorren) van district 1 en 2, met aanduiding van hun ISEIA-code (Figuur 69). Soorten van de zwarte lijst (code A1, A2, A3) zijn donkergrijs gemarkeerd, soorten van de bewakingslijst oranje (code B1, B2, B3). (*Tussen de verschillende duizendknoopsoorten en hun hybride is geen onderscheid gemaakt tijdens de kartering).

Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam	ISEIA categorie
Vederesdoorn	<i>Acer negundo</i>	B2
Hemelboom	<i>Ailanthus altissima</i>	A2
Amerikaans krentenboompje	<i>Amelanchier lamarckii</i>	B2
Smalle aster	<i>Aster lanceolatus</i>	A2
Zwart tandzaad	<i>Bidens frondosa</i>	B3
Vlinderstruik	<i>Buddleja davidii</i>	B3
Vlakke dwergmispel	<i>Cotoneaster horizontalis</i>	A2
Japane duizendknoop*	<i>Fallopia japonica*</i>	A3
Sachalinse duizendknoop*	<i>Fallopia sachalinensis*</i>	A2
Boheemse duizendknoop*	<i>Fallopia x bohemica*</i>	A2
Aardpeer	<i>Helianthus tuberosus</i>	A3
Reuzenberenklauw	<i>Heracleum mantegazzianum</i>	A3
Reuzenbalsemien	<i>Impatiens glandulifera</i>	A3
Mahonia	<i>Mahonia aquifolium</i>	A2
Teunisbloem	<i>Oenothera spp.</i>	
Napjeswingerd	<i>Parthenocissus spp.</i>	B3
Laurierkers	<i>Prunus laurocerasus</i>	B1
Amerikaanse vogelkers	<i>Prunus serotina</i>	A3
Amerikaanse eik	<i>Quercus rubra</i>	B3
Fluweelboom	<i>Rhus typhina</i>	B1
Gewone robinia	<i>Robina pseudoacacia</i>	B3
Rimpelroos	<i>Rosa rugosa</i>	A3
Bezemkruiskruid	<i>Senecio inaequidens</i>	B3
Canadese guldenroede	<i>Solidago canadensis</i>	A3
Late guldenroede	<i>Solidago gigantea</i>	A3

Sinds 1 januari 2015 is de Europese Verordening 1143/2014 van kracht betreffende de preventie en beheersing van de introductie en verspreiding van invasieve uitheemse soorten. Een eerste lijst van 37 soorten, waarvan 14 plantensoorten (Tabel 30), is gepubliceerd (http://www.ecopedia.be/exoten_euverordening) (i.e. Unielijst)¹⁰. Sinds 2 augustus 2017 is deze lijst geactualiseerd en uitgebreid met onder andere 9 plantensoorten. In augustus 2019 zijn nogmaals 13 plantensoorten aan de lijst toegevoegd. Voor deze soorten geldt het volgende:

- Een totaalverbod op bezit, handel, transport, teelt en vrijstelling in de natuur.
- Een surveillance systeem, geïntegreerd met lopende monitoring, moet worden opgesteld om de aanwezigheid van deze soorten zo snel mogelijk op te sporen.
- Indien een soort is waargenomen, dient deze zo snel mogelijk te worden bestreden om zo een negatieve impact te vermijden. Deze bestrijding is een gedeelde verantwoordelijkheid van (lokale) overheden en terreineigenaars.
- Voor soorten op de lijst die reeds wijdverspreid zijn, dienen maatregelen te worden genomen om ze zoveel mogelijk onder controle te houden.

Momenteel zijn op de dijken van district 1 en 2 vindplaatsen gekend van drie soorten van de Unielijst: hemelboom (*Ailanthus altissima*), reuzenbalsemien (*Impatiens glandulifera*) en reuzenberenklauw (*Heracleum mantegazzianum*).

¹⁰ Uitvoeringsverordening (EU) 2016/1141 van de commissie van 13 juli 2016 tot vaststelling van een lijst van voor de Unie zorgwekkende invasieve uitheemse soorten krachtens Verordening 1143/2014 van het Europees Parlement en de Raad.

Tabel 30 Vastgestelde lijst van voor de unie zorgwekkende invasieve plantenexoten (Unielijst) van de Verordening (EU) nr. 1143/2014, met hun status in Vlaanderen (Adriaens et al. 2017a, 2017b). De soorten aangeduid met een asterisk* zijn toegevoegd sinds 02/08/2017, deze aangeduid met ** sinds augustus 2019.

Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam	Status
Wilgacacia	<i>Acacia saligna</i> (Labill.) Wendl.	niet in Vlaanderen**
Hemelboom	<i>Ailanthus altissima</i> (Mill.) Swingle	**
Alligatorkruid	<i>Alternanthera philoxeroides</i> (Mart.) Griseb.	*
Amerikaans bezemgras	<i>Andropogon virginicus</i> L.	niet in Vlaanderen**
Zijdeplant	<i>Asclepias syriaca</i> L.	*
Struikaster	<i>Baccharis halimifolia</i> L.	gevestigd
Waterwaaier	<i>Cabomba caroliniana</i> A. Gray	gevestigd
Ballonrank	<i>Cardiospermum grandiflorum</i> Sw.	niet in Vlaanderen**
Hoog pampagras	<i>Cortaderia jubata</i> (Lemoine ex Carrière) Stapf	niet in Vlaanderen**
Roze rimpelgras	<i>Ehrharta calycina</i> Sm.	niet in Vlaanderen**
Waterhyacint	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	casual
Smalle waterpest	<i>Elodea nuttallii</i> (Planch.) H. St. John	*
Gewone gunnera	<i>Gunnera tinctoria</i> (Molina) Mirb.	*
Smalle theeplant	<i>Gymnocoronis spilanthoides</i> (D. Don ex Hook. & Arn.) DC.	niet in Vlaanderen**
Reuzenberenklauw	<i>Heracleum mantegazzianum</i> Somm. et Lev.	*
Perzische berenklauw	<i>Heracleum persicum</i> Desf.	niet in Vlaanderen
Sosnowsky's berenklauw	<i>Heracleum sosnowskyi</i> Manden.	niet in Vlaanderen
Oosterse hop	<i>Humulus scandens</i> (Lour.) Merr.	**
Grote waternavel	<i>Hydrocotyle ranunculoides</i> L. fil.	gevestigd
Reuzenbalsemien	<i>Impatiens glandulifera</i> Royle	*
Verspreidbladige waterpest	<i>Lagarosiphon major</i> (Ridl.) Moss	gevestigd
Chinese struikklaver	<i>Lespedeza cuneata</i> (Dum. Cours.) G. Don	niet in Vlaanderen**
Wartereunisbloem	<i>Ludwigia grandiflora</i> (Michaux) Greuter & Burdet	gevestigd
Postelein-waterlepeltje	<i>Ludwigia peploides</i> (Kunth) P. H. Raven	gevestigd
Japane klimvaren	<i>Lygodium japonicum</i> (Thunb.) Sw.	niet in Vlaanderen**
Moerasaronskelk	<i>Lysichiton americanus</i> Hultén & H. St. John	gevestigd
Japans steltgras	<i>Microstegium vimineum</i> (Trin.) A. Camus	*
Parelvederkruid	<i>Myriophyllum aquaticum</i> (Vellozo) Verdcourt	gevestigd
Ongelijkbladig vederkruid	<i>Myriophyllum heterophyllum</i> Michaux	*
Schijnambrosia	<i>Parthenium hysterophorus</i> L.	niet in Vlaanderen
Fraai lampenpoetsersgras	<i>Pennisetum setaceum</i> (Forssk.) Chiov.	*
Gestekelde duizendknoop	<i>Persicaria perfoliata</i> (L.) H. Gross	niet in Vlaanderen
Mesquite	<i>Prosopis juliflora</i> (Sw.) DC.	niet in Vlaanderen**
Kudzu	<i>Pueraria montana</i> (Lour.) Merr.	niet in Vlaanderen
Grote vlotvaren	<i>Salvinia molesta</i> D.S. Mitch.	**
Talgboom	<i>Triadica sebifera</i> (L.) Small	niet in Vlaanderen**

7.2.2 Aanpak

Algemeen wordt voor de bestrijding van invasieve uitheemse soorten of invasieve exoten de drietrapsaanpak of -strategie gevolgd zoals die voorgeschreven wordt door de Conventie Biologische Diversiteit (www.ecopedia.be/exoten_drietrapsaanpak; Adriaens et al. 2015b; Simberloff et al. 2012):

7.2.2.1 Stap 1. Preventie van nieuwe introducties

Het vermijden van introducties is het meest efficiënt en het goedkoopst. Het verstrekken van informatie, sensibilisering en een gericht beleid kunnen introducties vermijden. Enkele voorbeelden of suggesties van maatregelen zijn:

- Nieuwe dijken worden niet ingezaaid met bloemzaadmengsels gezien deze een potentiële bron van invasieve exoten zijn (Mergeay & Adriaens 2013; Vandevoorde 2015).
- Bij aanplantingen kiest de waterbeheerder enkel voor inheemse plantensoorten; aanplant gebeurt bij voorkeur met autochtoon plantmateriaal.

- Groenafval is een potentiële bron van invasieve exoten maar wordt soms gedeponeerd op of nabij dijken. Hierover kan informatie verstrekt worden aan de buurtbewoners.
- In bestekken voor de aanleg of herstel van gronddijken kan worden opgenomen dat de gebruikte grond niet mag besmet zijn met wortelstokken noch stengelresten van Japanse duizendknoop (*Fallopia japonica*) of verwante soorten (*F. sachalinensis*) en hybriden (*F. x bohémica*).
- Invasieve uitheemse soorten, zoals reuzenberenklauw, worden soms om esthetische of andere redenen gehouden in privé-tuinen maar dreigen te ‘ontsnappen’ naar het openbaar domein (dijken). Buurtbewoners kunnen geïnformeerd worden over de risico’s en de gevolgen ervan.

De Europese Verordening invasieve exoten¹¹ verplicht de lidstaten een analyse uit te voeren van de introductieroutes van tenminste de voor de Unie zorgwekkende, invasieve uitheemse soorten voor onopzettelijke introductie of verspreiding op hun grondgebied (Tabel 30). De lidstaten moeten nagaan welke introductieroutes prioritaire maatregelen vereisen op basis van het aantal soorten of de potentiële schade die de soorten kunnen veroorzaken. Ze dienen actieplannen voor te leggen om dergelijke onopzettelijke introducties tegen te gaan tegen augustus 2019. Voorbereidend werk hiervoor op Vlaamse en Belgisch niveau is momenteel lopende (Adriaens 2016; Van Gossum & Rommens in prep.). Hoewel deze analyse algemeen gebeurt voor alle exoten, zullen de daaruit voortvloeiende actieplannen ook relevant zijn voor dijksoorten.

7.2.2.2 Stap 2. Vroege detectie en snelle respons (early detection and rapid response)

Wanneer een invasieve exoot zich toch heeft gevestigd op de dijken, is het van het grootste belang dit snel op te merken en gepast in te grijpen. Hoe sneller een introductie of vestiging wordt opgemerkt, hoe efficiënter er kan worden ingegrepen en hoe lager de kost. Snelle respons vereist vaak een initiële investering maar de kost op langere termijn is minder (Adriaens et al. 2015a). De tweede stap is een cascade van verschillende onderdelen. (1) Een invasieve exoot moet worden opgemerkt door een geoefend waarnemer. Of er kan gekozen worden voor een gerichte inventarisatie zoals Van de Meutter et al. (2012). (2) Deze waarneming wordt doorgegeven via een meldpunt zoals bijvoorbeeld www.waarnemingen.be/exoten, of via een ander kanaal waarna de melding doorstroomt naar de bevoegde beheerder. (3) Vervolgens kan de beheerder een afweging maken en gepast ingrijpen. Enkele voorbeelden of suggesties van maatregelen zijn:

- Japanse duizendknoop (*Fallopia japonica*) is een bijzonder lastig te bestrijden soort, tenzij het over kleine, pas gevestigde populaties gaat. Die zijn wel nog uit te roeien mits gepast en snel optreden.
- Hetzelfde geldt voor reuzenberenklauw (*Heracleum mantegazzianum*). Deze soort is relatief eenvoudig te bestrijden en zeker kleine populaties kunnen uitgeroeid worden maar de soort beschikt wel over een zaadbank (Nielsen et al. 2005).
- Sectorverantwoordelijken wordt een opleiding aangeboden om invasieve plantensexoten te herkennen.

¹¹ De Europese Verordening 1134/2014 van 22 oktober 2014 betreffende de preventie en beheersing van de introductie van invasieve uitheemse soorten.

7.2.2.3 Stap 3. Beheren, bestrijden en terugdringen (controle)

Als een invasieve exoot zich toch heeft weten te vestigen, zijn vaak enkel beheermaatregelen mogelijk die verdere verspreiding voorkomen of die de impact van de exoot pogen te minimaliseren. De volledige uitroeiing is veelal onmogelijk en de beheermaatregelen zijn dan ook vooral gericht op het controleren van de populatie, het indijken of tegengaan van verdere verspreiding of het milderen van de impact ervan op inheemse vegetaties. Sowieso zijn het veelal maatregelen waarvan de kosten hoog kunnen oplopen en de efficiëntie ervan laag kan zijn.

Vooraleer maatregelen worden genomen, raden we aan om een beslissings- of afwegingsproces te doorlopen. In de eerste plaats moet overwogen worden of de invasieve exoot de doelstellingen van het geïnfecteerde gebied hypothekeert. Indien deze er bijvoorbeeld toe leidt dat op de dijk de gewenste erosiebestendigheid niet wordt gehaald of onaanvaardbare ecologische of economische schade wordt veroorzaakt, zijn controlemaatregelen aangewezen. Niet enkel het betreffende gebied wordt hierbij in beschouwing genomen maar ook de omliggende gebieden.

Welke doelstellingen men wenst te bereiken met de controle- of bestrijdingsmaatregelen worden tijdens het beslissings- of afwegingsproces duidelijk vastgelegd. Bovendien gaat men na of het überhaupt technisch mogelijk is om de gestelde doelstellingen te halen met de beschikbare methodes of beheermaatregelen. Ook financieel moet de haalbaarheid afgetoetst worden want beheer- of controlemaatregelen kosten vaak veel geld maar de geleverde inspanningen gaan volledig verloren als er geen budget voorzien is voor de noodzakelijke opvolging en nazorg. Een afwegingskader voor de diverse vormen van risicobeheer is bijvoorbeeld beschikbaar in Booy et al. (2017). Dit houdt rekening met:

- Effectiviteit van de methode (hoe effectief is de methode om het vooropgestelde beheerdoel te halen);
- Praktische toepasbaarheid van de methode (bijvoorbeeld toegankelijkheid, legale belemmeringen);
- Kostprijs van de maatregel;
- Neveneffecten van de maatregelen (op niet-doelvegetaties en -soorten);
- Draagvlak voor de maatregelen (acceptatie door publiek);
- Tijdsvenster (hoe snel is actie nodig vooraleer de situatie oncontroleerbaar wordt);
- Kans op herintroductie (bijvoorbeeld vanuit andere populaties in de buurt).

Ook houdt men best rekening met eventueel beperkende omstandigheden of voorwaarden van praktische of juridische aard. Als de enige bestrijdingsmethode het gebruik van herbiciden is, kan deze methode niet worden toegepast door openbare besturen gezien er sinds 2015 voor deze een verbod geldt op het gebruik van pesticiden.

Het resultaat van het beslissings- of afwegingsproces kan ook zijn om voorlopig niets te doen (nulbeheer) en de situatie verder op te volgen omdat de kosten bijvoorbeeld te hoog zijn, of de ongewenste neveneffecten te zwaar doorwegen (Adriaens et al. 2015b) of omdat geen geschikte bestrijdingsmaatregel voor handen is:

- Grote populaties van Japanse duizendknoop (*Fallopia japonica*) op de dijk zijn zo goed als onmogelijk te bestrijden tenzij zeer rigoureuze maatregelen worden genomen (afgraven). Het toepassen van nulbeheer is te overwegen.
- Kleine populaties van Japanse duizendknoop (*Fallopia japonica*) kunnen wel bestreden worden door ze uit te graven. Opvolging en nazorg zijn echter essentieel.

- Reuzenbalsemien (*Impatiens glandulifera*) groeit massaal op de zoetwaterschorren waardoor er een constante instroom is van zaden van het schor naar de dijk. Gerichtte bestrijding van reuzenbalsemien op de dijken is dan ook weinig efficiënt.

De exotenproblematiek langs de Schelde reikt evenwel verder dan de doelstelling van deze studie. De enige invasieve exoten waaraan in deze studie aandacht is besteed, zijn Japanse duizendknoop (*Fallopia japonica*), reuzenbalsemien (*Impatiens glandulifera*) en reuzenberenklauw (*Heracleum mantegazzianum*).

Een gestructureerde, integrale aanpak van de exotenproblematiek binnen het Schelde-estuarium is echter aangewezen. Deze aanpak beperkt zich daarbij niet alleen tot de dijken maar ook de oevers en schorren van de rivier worden hierin betrokken net als de belendende vallei. Om een betrouwbaar beeld te krijgen van welke plantenexoten aanwezig zijn en van hun verspreiding, is een gerichte inventarisatie noodzakelijk. Alle plantensoorten die op de Unielijst en/of op de lijst van BFIS (ISEIA-protocol) staan (Vanderhoeven et al. 2015), worden in zo'n inventarisatie opgenomen. Deze inventarisatie is vergelijkbaar met de studie die is uitgevoerd langs de bevaarbare waterlopen in Oost- en West-Vlaanderen (Van de Meutter et al. 2012).

Op basis van de verzamelde kennis wordt dan een beheerplan opgesteld. De richtlijnen van Adriaens et al. (2015b) voor het opstellen van codes goede praktijk, worden hierin gevolgd.

7.2.3 Maatregelen op maat

Maatregelen op maat van drie invasieve exoten worden gegeven, met name voor Japanse duizendknoop (*Fallopia japonica*), alsook voor reuzenbalsemien (*Impatiens glandulifera*) en reuzenberenklauw (*Heracleum mantegazzianum*).

7.2.3.1 Japanse duizendknoop (*Fallopia japonica*)

7.2.3.1.1 Van probleem tot strategie

Enmaal gevestigd is Japanse duizendknoop (*Fallopia japonica*) een van de moeilijkst te bestrijden invasieve exoten. Hetzelfde geldt voor de nauwverwante Sachalinse duizendknoop (*Fallopia sachalinensis*) en hun hybride (Boheemse duizendknoop (*Fallopia x bohémica*)).

De plant loopt reeds vroeg in het seizoen uit, kent een hoge groeisnelheid en groeit hoog uit waardoor het een grote impact heeft op de vegetatie (Beerling et al. 1994; Hejda et al. 2009). Na verloop van tijd zijn alle andere plantensoorten weggeconcurrerd en blijven monospecifieke vegetaties van duizendknoop over. Niet enkel door hoog uitgroeien beconcurrert duizendknoop andere plantensoorten maar ook via allelopathie (Murrell et al. 2011). Bovendien verandert ze de nutriëntenhuishouding in de toplaag van de bodem (Vanderhoeven et al. 2005). In het najaar sterven de bovengrondse delen volledig af (Beerling et al. 1994) en blijft een kale bodem over wat civieltechnisch niet gewenst is.

Het bestrijden van Japanse duizendknoop is echter bijzonder moeilijk omdat ze beschikt over een zeer dicht netwerk van ondergrondse wortelstokken vol reservestoffen waaruit ze telkens kan regenereren. Bestrijdingsmaatregelen die mikken op uitputting van de plant zijn daardoor vaak weinig efficiënt. Maaien van de bovengrondse delen zorgt wel voor een reductie van de ondergrondse biomassa (Rouifed et al. 2011) maar dient zeer frequent (maandelijks) te gebeuren. Anders alloceren de bovengrondse scheuten opnieuw voedingsstoffen of fotosynthese-assimilaten naar hun wortelstokken en heeft het maai-beheer geen uitputtend effect op deze wortelstokken. de Groot et al. (2011) adviseren daarom om reeds te maaien voor de scheuten 15 cm hoog zijn. Bovendien reageert duizendknoop op maaien door versneld lateraal uit te breiden (Beerling 1990; Beerling et al. 1994).

//

Het succes van Japanse duizendknoop is niet enkel te wijten aan het hoog regeneratievermogen maar evengoed aan haar vegetatief uitbreidingsvermogen. Zo breiden de wortelstokken of rhizomen zich systematisch lateraal uit. Verspreiding van Japanse duizendknoop verloopt uitsluitend vegetatief via wortelstokken of stengels (Beerling et al. 1994). Via wortelstokken is de verspreiding het meest efficiënt maar ook regeneratie uit stengels is mogelijk, zelfs uit stengelfragmenten met slechts 1 knoop (Bímová et al. 2003).

Tegenwoordig gebeurt de meeste verspreiding evenwel via grondverzet (de Groot et al. 2011; www.bestrijdingduizendknoop.nl). Het gebruik van onbehandelde grond waarin wortelstokken zitten, geeft aanleiding tot het ontstaan van nieuwe populaties. Ook bij maaibeheer en zeker bij klepelen, kunnen stengelfragmenten en zelfs wortelstokken zich verspreiden en het begin vormen van nieuwe populaties.



Figuur 70 Bouwmateriaal voor de aanleg van dijken die besmet is met wortelstokken van Japanse duizendknoop (*Fallopia japonica*). De stengels schieten reeds door. De meeste verspreiding van Japanse duizendknoop gebeurt tegenwoordig door gebruik van besmette grond (02/10/2013).



Figuur 71 Uitschietende Japanse duizendknoop (*Fallopia japonica*) op pas aangelegde dijk doordat grond is gebruikt die besmet was met wortelstokken en/of stengels (02/10/2013).



Figuur 72 Het klepelen van populaties Japanse duizendknoop (*Fallopia japonica*) houdt risico's in. Stengelfragmenten en wortelstokken kunnen zich verspreiden en het begin vormen van nieuwe populaties (15/05/2013).

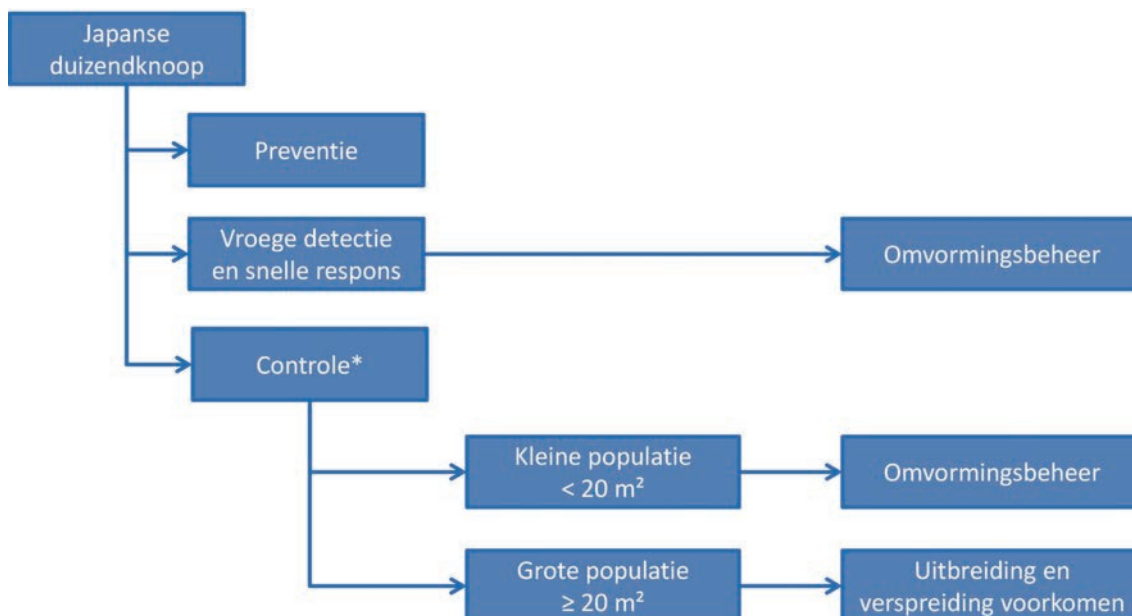




Figuur 73 Schorherstel langs de Schelde in Albertdok (RO) nabij Fort St.-Filips waar stengels of wortelstokken van Japanse duizendknoop (*Fallopia japonica*) zijn terecht gekomen en het begin vormen van een nieuwe besmettingshaard (28/10/2014).

Gezien de moeilijkheid om gevestigde populaties uit te roeien richt de geadviseerde strategie zich in de eerste plaats op preventie (stap 1) (Figuur 74). Bij het aanleggen van nieuwe dijklichamen dient men er bijvoorbeeld op toe te zien dat geen besmette grond wordt gebruikt. Er wordt bovendien afgezien van maaibeheer en zeker van klepelen (Figuur 72 en Figuur 75), omdat de kans te groot is dat stengel- en wortelstokfragmenten zich verspreiden met het ontstaan van nieuwe populaties tot gevolg. Ook stimuleert maaibeheer een versnelde laterale uitbreiding (Beerling 1990). Gerichte opvolging laat wel toe om vestiging van nieuwe populaties te detecteren (vroeg detectie) zodat snel (snelle respons) (stap 2) gepast kan ingegrepen worden (zie 7.2.3.1.2) (Figuur 74).

Bij de keuze van maatregelen die genomen worden ter controle (stap 3) van gevestigde populaties, wordt best de populatiegrootte in acht genomen. Kleine populaties (< 20 m²) worden omgevormd (zie 7.2.3.1.2.2.1). Bij populaties groter dan 20 m² worden maatregelen genomen die uitbreiding en verspreiding voorkomen (7.2.3.1.2.2.2) (Figuur 74 en Figuur 76).



Figuur 74 Flowchart met de drietrapsaanpak voor de invasieve exoite Japanse duizendknoop (*Fallopia japonica*) en verwante soorten (*Controle wordt gedetailleerd in Figuur 76).

7.2.3.1.2 Maatregelen

7.2.3.1.2.1 Van preventie tot vroege detectie en snelle respons

Zoals aangegeven is de belangrijkste maatregel preventie (stap 1) (zie 7.2.3.1.1). Het ontstaan van nieuwe populaties moet voorkomen en vermeden worden.

Grondverzet waarbij onbehandelde grond die geïnfecteerd is door wortelstokken en/of stengelfragmenten, wordt gebruikt, is de belangrijkste oorzaak van nieuwe haarden (Figuur 70) (de Groot et al. 2011; www.bestrijdingduizendknoop.nl). Indien grondwerken zijn gepland wordt best op voorhand gecontroleerd of duizendknoop aanwezig is in de werfzone. In alle seizoenen is dit eenvoudig vast te stellen. Wanneer nodig kunnen deze omzichtig worden uitgegraven (onafhankelijk van de grootte van de populatie). Richtlijnen voor het uitgraven worden gegeven in 7.2.3.1.2.2.1.

Als gebiedsvreemde grond wordt aangevoerd, bijvoorbeeld voor de aanleg of herstel van grond dijken, kan in de specificaties van het bestek worden opgenomen dat de aangevoerde grond niet mag besmet zijn met wortelstokken noch stengelfragmenten van Japanse duizendknoop (*Fallopia japonica*) of verwante soorten.

Een andere preventieve maatregel die het ontstaan van nieuwe populaties belet, is het afzien van maaien van duizendknoop en dan in het bijzonder van klepelen. Bij maai- of klepelwerken is de kans groot dat stengel- en wortelstokfragmenten worden verspreid (Figuur 72 en Figuur 75). Fragmenten kunnen aan de machines blijven hangen of worden weggeslingerd en komen elders op de bodem of in het water terecht. Zo duikt duizendknoop de laatste jaren steeds meer en meer op in de schorren, waarschijnlijk gegroeid uit aangespoelde wortelstok- of stengelfragmenten (Figuur 73).

Naast preventie kunnen via gerichte controles in het voorjaar nieuwe haarden worden opgemerkt en kan snel worden ingegrepen (vroege detectie en snelle respons) (stap 2). Deze nieuwe haarden zijn meestal nog klein in omvang waardoor ze nog volledig te verwijderen zijn. Om deze te verwijderen wordt een soortspecifiek omvormingsbeheer toegepast (uitsteken,



uitgraven, stengelinjectie). Dit omvormingsbeheer bij vroege detectie en snelle respons zijn dezelfde maatregelen die worden voorgesteld voor het controleren van kleine populaties (< 20 m²) (zie 7.2.3.1.2.2.1). Opvolging en nazorg is steeds noodzakelijk en dit gedurende minstens 5 jaar, zo niet dreigen alle ingezette middelen en geleverde inspanningen verloren te gaan.



Figuur 75 Op de rivierzijde van deze dijk wordt de populatie Japanse duizendknoop (*Fallopia japonica*) geklepeld. Stengelfragmenten (inzetfoto) kunnen zich verspreiden en aanleiding geven tot nieuwe populaties, zoals hier op de landzijde van de dijk. De rode cirkels markeren nieuwe, nog kleine populaties waar een omvormingsbeheer kan toegepast worden (15/05/2013).

7.2.3.1.2.2 Controle

Maatregelen ter controle (stap 3) van gevestigde populaties hangen af van de populatiegrootte. Kleine populaties (< 20 m²) worden omgevormd (omvormingsbeheer, zie 7.2.3.1.2.2.1). Bij grote populaties (≥ 20 m²) worden maatregelen voorgesteld die uitbreiding en verspreiding voorkomen (Figuur 76) (zie 7.2.3.1.2.2.2).

7.2.3.1.2.2.1 Kleine populaties

Het uitroeien van kleine populaties duizendknoop is economisch (financieel) en praktisch haalbaar via een soortspecifiek omvormingsbeheer. Preferentieel worden de planten uitgestoken of uitgegraven. Secundair kan ook stengelinjectie met herbiciden maar enkel binnen een strikt wettelijk kader.

Initieel vergt dit omvormingsbeheer veel middelen en inspanningen omdat het gestoeld is op handwerk. Dit is zeer arbeidsintensief maar bespaart veel middelen op termijn. Ook hier is 5 jaar opvolging en nazorg essentieel.

Na het omvormingsbeheer wordt de locatie ingericht en beheerd zoals beschreven in 7.1.



Er worden 3 types omvormingsbeheer onderscheiden:

7.2.3.1.2.2.1.1 Uitsteken

Kleine, geïsoleerde populaties kunnen verwijderd worden door alle scheuten en wortelstokken of kronen handmatig uit te steken. Hierbij wordt zeer zorgvuldig gewerkt. Er wordt zo diep en zo breed gewerkt als er wortelstokken worden gevonden. De verzamelde stengels en wortelstokken worden afgevoerd naar een erkend verwerkingsbedrijf ter verbranding of compostering. Dit is zeer arbeidsintensief maar het meest efficiënt (<https://www.ecopedia.be/beheermaatregel/handmatig-uitspitten-van-invasieve-duizendknoop>).

Opvolging en nazorg zijn cruciaal en dit minstens 5 jaar lang. Telkens wordt eventuele hergroei zorgvuldig uitgestoken en afgevoerd.

7.2.3.1.2.2.1.2 Uitgraven

Tussen uitgraven en uitsteken is er vooral een schaalverschil. Uitgraven wordt toegepast op iets grotere populaties. Best graaft men tot 3 meter of zo diep als wortelstokken in de bodem te vinden zijn. Ook graaft men tot anderhalve meter van de rand van de populatie of zo ver er wortelstokken in de bodem worden aangetroffen (de Groot et al. 2011).

Deze besmette grond voert men af voor verbranding of hergebruikt men na ontsmetting. Verschillende methodes zijn mogelijk, zoals stomen en crushen van rhizomen (Martin 2014), al is de meest betrouwbare manier hoogstwaarschijnlijk zeven (fijnmazig). De stengel- en wortelstokfragmenten die achterblijven worden afgevoerd naar een erkend verwerkingsbedrijf ter verbranding of compostering. De gezeefde grond kan hergebruikt worden. Toch is opvolging en nazorg essentieel van zowel de locatie waar de grond is uitgegraven alsook van de locatie waar de gezeefde grond is gedeponeerd en dit minstens 5 jaar lang. Uit achtergebleven fragmenten kunnen zich nieuwe scheuten ontwikkelen die door opvolging snel worden opgemerkt en via nazorg worden verwijderd.

7.2.3.1.2.2.1.3 Stengelinjectie

Delbart et al. (2012) testten verschillende chemische bestrijdingsmethodes. Uit het onderzoek bleek dat het injecteren van de stengels met glyfosaat het efficiëntst is en ook het minst arbeidsintensief van de onderzochte methodes. In augustus-september worden alle stengels breder dan 1.5 cm tussen de 1e en 2e knoop geïnjecteerd met 5 ml herbicide (3.6 kg AE/ha) met behulp van een stengelinjectiepistool (www.steminjectionsystems.com). Het succes van deze maatregelen is sterk afhankelijk van het aantal stengels dat geïnjecteerd kan worden. Stengels smaller dan 1.5 cm worden niet geïnjecteerd maar dit wordt gecompenseerd door de meest nabije brede stengel een tweede maal te injecteren tussen de 2e en 3e knoop.

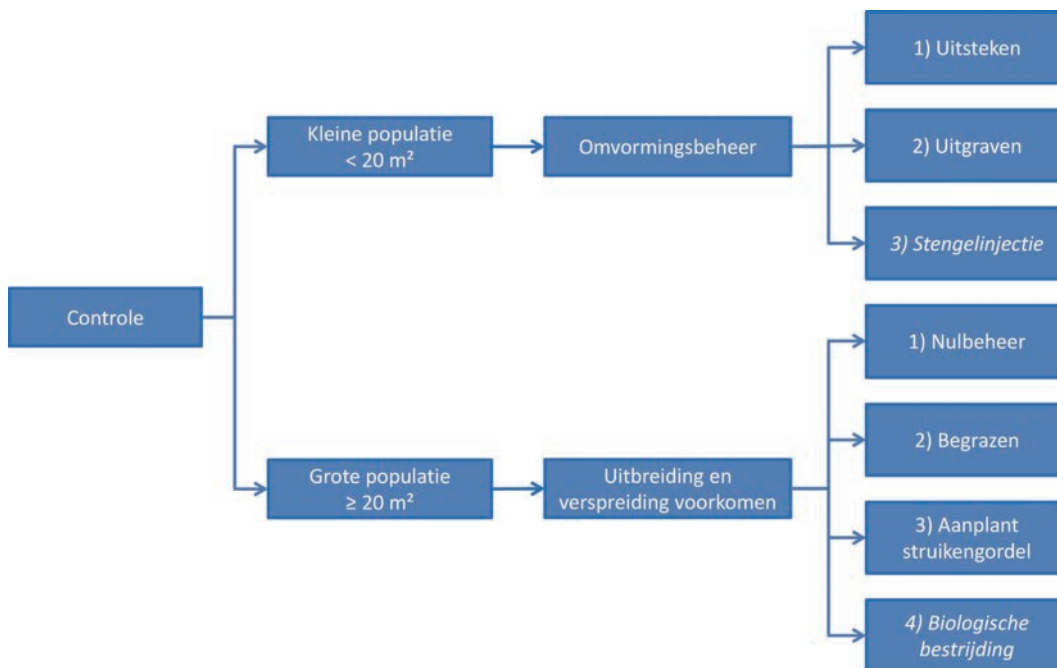
De behandeling moet verschillende jaren na elkaar worden herhaald afhankelijk van de hergroei en wordt best gecombineerd met mechanische methodes (uitsteken). Omdat de stengels bij hergroei dunner en kleiner zijn, wordt stengelinjectie namelijk praktisch moeilijk (<https://www.ecopedia.be/beheermaatregel/stengelinjectie-van-invasieve-duizendknoop>). Ook is deze bestrijdingsmethode enkel efficiënt als de groeilocatie ongestoord is of er voorheen geen bestrijding is uitgevoerd (Oldenburger et al. 2017). Opvolging en nazorg is eveneens essentieel.

Het gebruik van herbiciden kan enkel binnen een strikt wettelijk kader. Zo is het sowieso sinds 1 januari 2015 voor alle openbare besturen verboden om gebruik te maken van chemische bestrijdingsmiddelen. Voor een aantal soorten, onder andere Japanse duizendknoop en andere uitheemse duizendknopen (*Fallopia* spp.), kan een afwijking op dit verbod worden aangevraagd. Aan deze afwijking zijn verschillende voorwaarden verbonden. Zo is enkel



stengelinjectie toegestaan en geen bladbehandeling. Ook mogen geen chemische bestrijdingsmiddelen worden gebruikt binnen een zone van 1 meter langs het oppervlaktewater. Deze en andere voorwaarden en bepalingen zijn te raadplegen op www.zonderisgezonder.be/pesticiden-gebruiken/afwijking-van-verbod/procedure-1-generieke-afwijkingen#Japanse%20duizendknoop. Ook legt het Decreet Integraal Waterbeleid, het Decreet duurzaam gebruik van pesticiden (8 februari 2013) en het Besluit van de Vlaamse Regering van 15 maart 2013 een algemeen verbod vast op gebruik van herbiciden langs waterlopen, op oevers (inclusief bermen op minder dan 6 meter van het talud van het oppervlaktewater) en in bermen (<https://emis.vito.be/sites/emis.vito.be/files/legislation/1332/2013/sb180413-1.pdf>).

Deze chemische bestrijdingsmethode steunt op het injecteren van glyfosaat, andere herbiciden waren veel minder efficiënt (Delbart et al. 2012). Sinds 19 juli 2017 is het verboden om glyfosaat te gebruiken, al wordt voor de bestrijding van duizendknoop een uitzondering toegestaan (<https://www.ecopedia.be/beheermaatregel/stengelinjectie-van-invasieve-duizendknoop>). Toch adviseren we om bij het omvormingsbeheer te kiezen voor uitsteken (7.2.3.1.2.2.1.1) of uitgraven (7.2.3.1.2.2.1.2) omdat deze bestrijdingsmethodes even efficiënt of efficiënter zijn naar doeltreffendheid en arbeidsintensiteit toe en geen toxicologisch risico inhouden. Glyfosaat is bewezen bijzonder schadelijk te zijn in het aquatisch milieu (met name voor amfibieën), en is dus sterk af te raden nabij waterig milieu (Annett et al. 2014; Relyea 2005a, 2005b).



Figuur 76 Controlemaatregelen voor de aanpak van kleine en grote populaties van Japanse duizendknoop (*F. japonica*) en verwante soorten (i.e. verdere detaillering van Figuur 74).



Figuur 77 Recent aangelegde dijk waar grond is gebruikt die besmet was met wortelstokken van Japanse duizendknoop. De populaties zijn nog klein waardoor een omvormingsbeheer nog kan toegepast worden met uitroeiing als doel (16/11/2015).



7.2.3.1.2.2.2 Grote populaties

De controlemaatregelen voor grote populaties van duizendknoop ($\geq 20 \text{ m}^2$) zijn gericht op het voorkomen van uitbreiding en verspreiding. Er kan gekozen worden voor nulbeheer, begrazing of voor het aanplanten van een struikengordel rond de populatie, eventueel in combinatie met inplanten. Ook de mogelijkheden van biologische bestrijding worden kort belicht.

7.2.3.1.2.2.2.1 Nulbeheer

Het bestrijden van grote populaties van Japanse duizendknoop (*Fallopia japonica*), alsook van de verwante Sachalinse duizendknoop (*Fallopia sachalinensis*) en hun hybride (Boheemse duizendknoop (*Fallopia x bohemica*)) is bijzonder moeilijk. Momenteel zijn er nog geen controlemaatregelen bekend die het mogelijk maken om op een economisch, ecologisch en praktisch haalbare manier deze invasieve exoten te bestrijden (Delbart et al. 2012). Sommige bestrijdingsmethodes zoals (onzorgvuldig) maaien (klepelen) werken de uitbreiding zelfs in de hand omdat wortelstok- en stengelfragmenten zich kunnen verspreiden. Beerling (1990) geeft zelfs aan dat mechanische bestrijding (maaien) de laterale uitbreiding versnelt.

Vandaar dat er kan gekozen worden voor een gedoogbeleid door een nulbeheer toe te passen. Bij nulbeheer worden de populaties duizendknoop gewoon ongemoeid gelaten. Hoe minder ze verstoord worden, hoe minder duizendknoop gestimuleerd wordt om ondergrondse uitlopers te vormen en bijgevolg hoe trager de uitbreiding. Bij nulbeheer vermindert ook het risico dat stengel- en wortelstokfragmenten loskomen en zich verspreiden (Reynders et al. 2014; www.ecopedia.be/3082/planten/Japanse_%26_Sachalinse_duizendknoop_%2B_kruising)

7.2.3.1.2.2.2.2 Begrazen

Met het controleren van grote populaties Japanse duizendknoop op dijken door middel van begrazing is tot op heden weinig ervaring. Het is wel geweten dat zowel runderen, geiten, paarden als schapen Japanse duizendknoop eten, en dan vooral de jonge scheuten; al zijn er ook schapenrassen die de oudere stengels lusten (www.bestrijdingduizendknoop.nl).

Gunstige praktijkervaringen zijn er wel in Nederland (www.bestrijdingduizendknoop.nl) en uit de Hobokense polder waar jaarrondbegrazing met Galloways monospecifieke duizendknoopvegetaties omvormde tot soortenrijkere graslanden. Duizendknoop bleef aanwezig in deze graslanden maar bij lagere densiteiten (mondelijke mededeling Wim Mertens) (Figuur 78 en Figuur 79). Ook Beerling (1990) toont aan dat een vrij intensieve begrazing in het voorjaar en zomer (februari tot juli) met schapen of koeien leidt tot een halvering van de stengeldensiteit.

Daarom kunnen de grote populaties Japanse duizendknoop worden opgenomen binnen de begrazingsblokken waarna stootbegrazing wordt toegepast. De scheuten van duizendknoop schieten reeds vroeg uit, nog voor de grassen. Als de schapen dus vroeg in het voorjaar worden ingeschaard zullen ze preferentieel grazen op duizendknoop omdat deze dan het meest beschikbaar is.



Figuur 78 Binnen de begrazingsblok (rechts van het raster) zijn de jonge scheuten van Japanse duizendknoop (*Fallopia japonica*) afgegraasd door de Galloways, erbuiten duidelijk niet (Hobokense Polder) (foto Wim Mertens 27/04/2008).



Figuur 79 Door jaarrondbegrazing met Galloways is een monospecifieke duizendknoopvegetatie in de Hobokense Polder omgevormd tot soortenrijker grasland, waarin Japanse duizendknoop (*Fallopia japonica*) evenwel nog aanwezig is maar bij lagere densiteiten (foto Wim Mertens 27/04/2008).



7.2.3.1.2.2.2.3 Aanplant struikengordel

Japane duizendknoop is schaduwintolerant. De productiviteit (biomassaproductie) is beduidend lager onder beschaduwde omstandigheden (< 20% van daglicht) (Beerling et al. 1994). In deze schaduwintolerantie schuilt een mogelijkheid om enerzijds de laterale expansie te beperken en anderzijds ook om de biomassaproductie van de populatie zelf te bedwingen.

Een populatie Japane duizendknoop breidt lateraal gestaag uit. Door rond de populatie een gordel van struiken aan te planten kan deze expansie een halt toegeroepen worden omdat Japane duizendknoop minder goed onder schaduwrijke omstandigheden groeit. Deze controlemaatregel vergt evenwel een proactieve aanpak. De struiken moeten namelijk op enige afstand (ca. 2 m) van de huidige populatie worden aangeplant zodat ze kunnen uitgroeien tot een gesloten struiklaag die al voldoende schaduw geeft vooraleer duizendknoop de struikengordel bereikt.

Best wordt gekozen voor soorten die snel groeien en een gesloten bladerdek vormen zoals hazelaar (*Corylus avellana*), grauwe wilg (*Salix cinerea*) of Duitse dot (*Salix dasyclados*). Duizendknoop heeft echter een allelopathisch effect op plantensoorten (Murrell et al. 2011), alleen is niet gekend op welke soorten specifiek. Dommaget et al. (2014) toonden een effect aan op onder andere katwilg (*Salix viminalis*).

De struikengordel moet voldoende breed zijn (5-10 m) om te voorkomen dat de wortelstokken van duizendknoop eronderdoor kruipen. De plantafstand wordt eveneens zodanig gekozen dat zich snel een gesloten struiklaag vormt (bijvoorbeeld plantverband van 1 x 1 m).

Delbart et al. (2012) concludeerden dat een combinatie van mechanisch bestrijden (maaien) en inplanten van wilgen (*Salix* spp.) een mogelijke controlemaatregel is om Japane duizendknoop in te tomen. Als de ingeplante wilgen kunnen uitgroeien, werpen ze schaduw over de Japane duizendknoop waardoor deze minder productief wordt. Niet enkel lichtcompetitie speelt hierin een rol maar waarschijnlijk ook competitie voor water en voedingsstoffen. Cruciaal is dat de ingeplante wilgen moeten kunnen uitgroeien tot boven de duizendknoop. Inplanten gebeurt in de winterperiode nadat de afgestorven bovengrondse stengels van duizendknoop zijn verwijderd. In het experiment van Delbart et al. (2012) zijn wilgenstekken van 50-80 cm lang 30 cm diep in de bodem geplant met een dichtheid van 5 stekken per m². In het vegetatiesezoos hierop volgend moeten de opschietende stengels van duizendknoop omzichtig worden verwijderd, anders beconcurreren ze de ingeplante wilgen. Best gebeurt dit door handmatig maaien waarna alle stengels zorgvuldig worden verwijderd. Dit maai-beheer wordt maandelijks herhaald tot wanneer de wilgen boven de duizendknoop zijn uitgegroeid.

Een mogelijk, nog weinig onderbouwd, alternatief kan het inplanten zijn met (half)schaduwsoorten als haagbeuk (*Carpinus betulus*), hazelaar (*C. avellana*) of gewone esdoorn (*Acer pseudoplatanus*). Er vanuit gaande dat deze schaduwtolerante soorten kunnen opgroeien tussen de duizendknoop, om ze op termijn te overschaduw. Dan moet duizendknoop niet gemaaid worden tussen de aanplant, wat bij wilgen wel het geval is. Deze soorten lenen zich ook tot hakhoutbeheer.

7.2.3.1.2.2.2.4 Biologische bestrijding

Onder biologische bestrijding verstaan we het beheer van een populatie via de introductie van een natuurlijke vijand. In het geval van Japane duizendknoop wordt momenteel in Groot-Brittannië geëxperimenteerd met *Aphalara itadori* (Shaw et al. 2009, 2011), een bladvlo uit het natuurlijk verspreidingsgebied die een impact heeft op de vitaliteit van jonge scheuten.

Biologische bestrijding via het introduceren van uitheemse (in de praktijk niet-genaturaliseerde) organismen is in Vlaanderen aan specifieke voorwaarden verbonden. Het Soortenbesluit stipuleert dat hiervoor een voorafgaandelijke risicoanalyse nodig is. Voorlopig zit deze methode nog in een onderzoeksfase, en zijn er nog geen uitgebreide ervaringen bekend met deze vorm van bestrijding. Het toepassen van biologische bestrijding overstijgt het niveau van de waterbeheerder. De methode wordt hier wel vermeld omdat ze in ontwikkeling is en misschien op termijn perspectieven biedt voor een geïntegreerde bestrijding waarbij biologische bestrijding populaties op een laag niveau houdt en de kosteneffectiviteit van klassieke beheermaatregelen kan verhogen (Pratt et al. 2013).

7.2.3.2 Reuzenbalsemien (*Impatiens glandulifera*)

Reuzenbalsemien is bijzonder algemeen in het zoetwatergetijdengebied van het Schelde-estuarium en is een voorbeeld van een soort waar uitroeiing onmogelijk is geworden. Op de schorren en langs de oevers heeft reuzenbalsemien haar ideale groeiplaats gevonden en komt er dan ook veelvuldig of zelfs massaal voor. Ook op de dijken, voornamelijk langs de rivierzijde, vestigt reuzenbalsemien zich in de ruigtes (o.a. in Type 5 Brandnetelruigte en Type 8 Variabele ruigte), evenwel bijna nooit dominerend. De soort is evenwel niet gericht in kaart gebracht tijdens de dijkkartering.

Het bestrijden van reuzenbalsemien is relatief eenvoudig. Het is een eenjarige plantensoort die geen langlevende zaadbank opbouwt (Beerling & Perrins 1993; Thompson et al. 1997). Door zaadzetting te voorkomen, is het mogelijk om ze op een paar jaar tijd uit te roeien. De meest efficiënte manier van bestrijden is het manueel uittrekken van de planten of maaien tot tegen de grond, telkens net voor de bloei (begin juli). Deze behandeling wordt verschillende jaren na elkaar herhaald tot reuzenbalsemien volledig verdwenen is. Om herbesmetting te voorkomen wordt best van stroomopwaarts naar stroomafwaarts gewerkt. Voor een uitgebreide beschrijving van de bestrijding verwijzen we naar www.ecopedia.be/3070/planten/Reuzenbalsemien%2C_oranje%2C_tweekleurig_en_klein_springzaad.

Maar gezien reuzenbalsemien massaal voorkomt op de belendende schorren is er een constante instroom van zaden waardoor specifieke bestrijding van reuzenbalsemien op de dijken weinig zinvol is. Het bestrijden van reuzenbalsemien kan zich dan ook beperken tot het reguliere onderhouds- of omvormingsbeheer (zie ook 7.2.3.1.2.2.2.4).

Voor de vegetaties waarin reuzenbalsemien het meest voorkomt, wordt meestal een omvormingsbeheer voorgesteld (omvorming kruidige vegetatie). Bij dit beheer wordt reeds een eerste maal gemaaid vanaf (begin of) midden mei waardoor bloei en zaadzetting voorkomen wordt.

Sinds 2 augustus 2017 staat reuzenbalsemien op de Unielijst waardoor verschillende registratie- en rapportageverplichtingen gelden en maatregelen moeten genomen worden (zie 7.2.1 en 7.2.4).

Bovendien is men in Groot-Brittannië gestart met biologische bestrijding door de introductie van de roestschimmel *Puccinia komarovii* var. *glanduliferae* (Tanner et al. 2008, 2015). Deze roestschimmel tast de bladeren en stengels aan van reuzenbalsemien. Het is niet uitgesloten dat deze roestschimmel zich verspreidt tot in onze contreien (<https://himalayanbalsam.cabi.org/>).

7.2.3.3 Reuzenberenklauw (*Heracleum mantegazzianum*)

Op de dijken van district 1 en 2 of in de onmiddellijke omgeving komt reuzenberenklauw af en toe voor. De soort is eveneens niet gericht in kaart gebracht tijdens de dijkartering.

Het is een meerjarige plant die 3 tot 5 jaar na kieming bloeit. Na de bloei sterft de plant af. Bloei start vanaf juli. De planten groeien hoog uit (tot 3 m) en kunnen daardoor de inheemse flora volledig wegconcurreren. Bovendien vormt ze een gevaar voor de volksgezondheid omdat contact met het sap van de plant, in combinatie met zonlicht, ernstige huidirritaties en brandwonden veroorzaakt.

De soort verspreidt zich via zaden, die het massaal produceert. De bestrijding van reuzenberenklauw moet zich dan ook in de eerste plaats richten op het voorkomen van bloei en zaadzetting, anders is bestrijding niet zinvol.

De meest efficiënte manier om reuzenberenklauw te bestrijden is het door- en uitsteken van de wortels (onder de wortelhals). Hiermee wordt best gestart in het vroege voorjaar (eind april), of vanaf wanneer de planten duidelijk herkenbaar zijn. Een tweede bestrijdingsronde volgt al na 2 weken. Het materiaal wordt bij voorkeur afgevoerd of er wordt voor gezorgd dat de wortels geen contact hebben met de bodem want na- of noodbloei is mogelijk.

De planten kunnen ook uitgeput worden door te maaien maar dan minstens 2-3 keer per jaar. Een eerste maaibeurt kan al vanaf begin mei om zeker te voorkomen dat de planten tot bloei en zaadzetting komen. Afgemaaide stengels worden best afgevoerd want ze kunnen nabloeien. Ook op de overblijvende stoppel kan herbloei optreden.

Uitsteken is een methode die enkel haalbaar is voor kleine populaties, maaien kan ook toegepast worden bij grotere populaties. Begrazing met schapen of runderen biedt eveneens mogelijkheden om grote populaties te bestrijden. Reeds vroeg in het groeiseizoen worden de dieren ingeschaard; de begrazingsdichtheid mag initieel hoog zijn (stootbegrazing) en kan verlaagd worden in de loop van het groeiseizoen. Na een aanpassingsperiode gaan de grazers soms zelfs preferentieel grazen op reuzenberenklauw, waardoor de begrazing een sterk uitputtend effect heeft op de planten (de Groot & Oldenburger 2011; Nielsen et al. 2005).

Voor alle bestrijdingsmethodes is opvolging en nazorg essentieel en dit minstens gedurende 7 jaar op voorwaarde dat er geen enkele plant tijdens deze periode tot zaadzetting is gekomen. De zaden van reuzenberenklauw zijn namelijk tot 7 jaar kiemkrachtig.

Meer info omtrent het bestrijden van reuzenberenklauw is te vinden op www.ecopedia.be/620/planten/Reuzenbereklauw of in verschillende publicaties (de Groot et al. 2011; de Groot & Oldenburger 2011; Nielsen et al. 2005).

Reuzenberenklauw staat sinds de actualisatie van 02/08/2017 op de Unielijst waardoor verschillende registratie- en rapportageverplichtingen gelden en maatregelen moeten genomen worden (zie 7.2.1 en 7.2.4).

7.2.3.4 Andere exoten

Tijdens het karteren van de dijkvegetaties en van de schorvegetaties lag de nadruk niet op het inventariseren van invasieve exoten met uitzondering van Japanse duizendknoop (*Fallopia japonica*). Toch zijn op basis van deze inventarisaties reeds 25 soorten aangetroffen die op de Belgische lijst van invasieve exoten staan, 14 zelfs op de zwarte lijst (Tabel 29) (Vanderhoeven et al. 2015).

Bij inspecties en inventarisatiewerk moet ook extra aandacht gaan naar soorten van EU-belang sensu de exotenverordening (zie 7.2.1 en Tabel 30). Voor het Zeeschelde-estuarium zijn vooral de waterplanten op deze lijst van belang: grote waternavel (*Hydrocotyle ranunculoides*), waterteunisbloem (*Ludwigia grandiflora*), kleine waterteunisbloem (*Ludwigia peploides*), parelvederkruid (*Myriophyllum aquaticum*), waterwaaier (*Cabomba caroliniana*), waterhyacint (*Eichhornia crassipes*) en verspreidbladige waterpest (*Lagarosiphon major*), maar evengoed landplanten als reuzenbalsemien (*Impatiens glandulifera*), reuzenberenklauw (*Heracleum mantegazzianum*) en ook struikaster (*Baccharis halimifolia*). Deze laatste is voorlopig in Vlaanderen vooral aan de kust een probleem (duingebieden, Baai van Heist, Uitkerkse polder) maar vormt bij invasie een potentieel risico voor de goede staat van instandhouding van schorregebieden. Ook op dijken kan struikaster voorkomen. De soort is vlot te herkennen en het verdient aanbeveling veldmedewerkers hierover in te lichten. Een meldpunt voor deze soorten, evenals identificatiemateriaal, zijn beschikbaar op www.waarnemingen.be/exoten.

Maar zoals in 7.2.2 aangegeven adviseren we een gestructureerde en integrale aanpak van het exotenprobleem binnen het Scheldegebied (schorren, dijken, vallei). Een gerichte inventarisatie zal een volledig beeld scheppen van de aanwezige soorten en hun verspreiding. Waarna op basis van de verzamelde kennis en op maat van de soorten een beheerplan kan worden opgesteld volgens de richtlijnen van Adriaens et al. (2015b).

Meer info over het beheer van uitheemse invasieve plantensoorten vind je op www.ecopedia.be/exoten/uitheemse_invasieve_planten.

7.2.4 Opvolgen van maatregelen en registratie

Het bestrijden van Japanse duizendknoop (*Fallopia japonica*) en andere soorten exoten is een lopend leertraject. Vaak zal een vorm van continue opvolging en evaluatie nodig zijn waarbij het beheer wordt bijgestuurd ('adaptief beheer') als gevolg van nieuwe inzichten en onderzoeksresultaten. Dit is enkel mogelijk indien de genomen maatregelen en de resultaten daarvan steeds gedocumenteerd worden. In afwachting van een meer gestroomlijnde dataverzameling, ondersteund met mobiele tools en cyberinfrastructuur, werden hiervoor standaardformulieren ontwikkeld.

Voor invasieve plantenexoten kunnen de genomen beheermaatregelen en de resultaten ervan gerapporteerd worden via de website www.ecopedia.be/exoten/uitheemse_invasieve_planten (doorklikken naar het betreffende formulier).

Ook de nieuwe EU-Verordening invasieve exoten (zie 7.2.1) legt een aantal registratie- en rapportageverplichtingen vast voor de soorten van EU-belang. Dit dient door overheden, terreinbeheerders en ook aannemers ter harte genomen te worden. Momenteel zijn minstens drie soorten van de geactualiseerde Unielijst aanwezig op de dijken van district 1 en 2: hemelboom (*Ailanthus altissima*), reuzenbalsemien (*Impatiens glandulifera*) en reuzenberenklauw (*Heracleum mantegazzianum*).

Uiterlijk op 1 juni 2019 (in lijn met de rapportage voor de Habitatrichtlijn), en daarna om de zes jaar, moeten de lidstaten aan de Commissie de volgende informatie bezorgen (Art. 24) m.b.t. de soorten van EU-belang (Unielijst):

- De verspreiding van voor de Unie of voor een regio zorgwekkende invasieve uitheemse soorten, met inbegrip van informatie over migratie- of voortplantingspatronen;
- Geaggregeerde informatie voor het gehele nationale grondgebied over de genomen snelle respons, beheermaatregelen, de doeltreffendheid ervan en de gevolgen ervan voor niet-doelsoorten;

- Informatie over de kostprijs van de maatregelen die zijn genomen om aan deze EU-Verordening te voldoen.

De verzamelde gegevens dienen op een gestandaardiseerde manier te worden aangeleverd aan de Commissie, die hiervoor een informatie-ondersteunende tool heeft opgezet, het European Alien Species Information Network (EASIN) (Katsanevakis et al. 2013). Dit informatiesysteem werd in mei 2012 gelanceerd om de bevraging van bestaande informatie uit de vele versnipperde bronnen te vergemakkelijken via een netwerk van webservices dat voldoet aan erkende datastandaarden en protocollen (Katsanevakis et al. 2012). Samenwerking inzake het verzamelen van data rond uitheemse soorten in verschillende Europese landen is primordiaal voor de uitwerking van een 'early warning en rapid response' systeem op Europees niveau.

Om te kunnen voldoen aan deze rapportage dienen overheden en terreinbeheerders informatie over het beheer te verzamelen en uit te wisselen met bevoegde instanties. Voor Vlaanderen verzamelen INBO en ANB de nodige informatie om aan deze zesjaarlijkse rapportage, die door de EU-Verordening wordt opgelegd, te voldoen.

8 AANBEVELINGEN EN VERDER ONDERZOEK

Bij het tot stand komen van dit rapport botsten we op een aantal tekortkomingen waarvoor we aanbevelingen formuleren om deze invulling te geven. Ook kwamen we enkele kennishiaten tegen waarvoor verder onderzoek aangewezen is:

- Uitbreiding en afstemming van legende-eenheden vegetatiekartering

Bij het karteren van de vegetatie op de dijken van district 1 en 2 in 2014 is gebruik gemaakt van 10 legende-eenheden (zie 4.1). Negen daarvan komen overeen met een bepaald vegetatietype, aangevuld met een restgroep (Type 10 Andere). Op de dijken en dan voornamelijk op de recent aangelegde dijken, treffen we vegetatietypes aan die niet kunnen toegekend worden aan een van de negen vegetatietypes en bijgevolg als Type 10 Andere zijn gekarteerd of verkeerdelijk zelfs als Type 8 Variabele ruigte. Hierdoor dreigt waardevolle informatie niet of fout te worden gedocumenteerd, waardoor een passend beheervoorstel niet kan gegeven worden.

Het betreft bijvoorbeeld vegetaties met een uitgesproken dominantie van Italiaans raaigras (*Lolium multiflorum*) (i.e. pas ingezaaide dijken) of pioniersvegetaties met een veelal ijle begroeiing van verschillende eenjarige soorten als melde (*Atriplex* sp.), duizendknoop (*Polygonum* sp.), amarant (*Amaranthus* sp.), zwarte nachtschade (*Solanum nigrum*), melkdistel (*Sonchus* sp.), zwarte mosterd (*Brassica nigra*), vogelmuur (*Stellaria media*), enz. De lijst van vegetatietypes (legende-eenheden) wordt dan ook best uitgebreid met Type 11 Pioniersvegetatie en Type 12 Italiaans raaigrasland.

Voor de afstemming tussen de vegetatietypes gebruikt in dit rapport en deze van Van Kerckvoorde et al. (2015), Van Kerckvoorde (2016) en Van Uytvanck et al. (2017) verwijzen we naar 2.2.2.

- Beheerplan invasieve exoten

De problematiek van de invasieve plantenexoten langs de Schelde reikt verder dan de doelstelling van deze studie. Hier is enkel aandacht besteed aan Japanse duizendknoop (*Fallopia japonica*) en verwanten, alsook zij het in minder aan reuzenbalsemien (*Impatiens glandulifera*) en reuzenberenklauw (*Heraclium mantegazzianum*).

Een meer gestructureerde en vooral integrale aanpak van de problematiek binnen het Schelde-estuarium is echter aangewezen. Deze aanpak beperkt zich daarbij niet tot de dijken maar ook de oevers en schorren van de rivier worden hierin betrokken net als de belendende vallei. Om een betrouwbaar beeld te krijgen van welke plantenexoten aanwezig zijn en van hun verspreiding, is een gerichte inventarisatie noodzakelijk. Het is aangewezen om alle plantensoorten die op de Unielijst en/of op de lijst van BFIS (ISEIA-protocol) staan, op te nemen in deze inventarisatie. Dergelijke inventaris is vergelijkbaar met de studie uitgevoerd door Van de Meutter et al. (2012) langs de bevaarbare waterlopen in Oost- en West-Vlaanderen.

Deze inventaris kan dienen om een beheerplan op maat voor het estuarium op te stellen. De richtlijnen van Adriaens et al. (2015b) voor het opstellen van codes goede praktijk kunnen hiervoor worden gevolgd.



- Inzaaien dijken soms niet succesvol?

Het inzaaien van pas aangelegde dijkwalen met het geadviseerde mengsel (Vandevorde et al. 2007) is met wisselend succes (e-mail ir. Michiel Derycke 18/12/2014). Veelal worden de dijkwalen ingenomen door eenjarige plantensoorten en blijft de ontwikkeling van een gesloten grasmat achterwege. Hierop is reeds ingespeeld door een alternatief voor te stellen (zie 7.1.1).

Tot op heden zijn de adviezen die verleend zijn, telkens gebaseerd op onderzoeken uit het buitenland, vooral uit Nederland. Gericht onderzoek op de dijken langs het Schelde-estuarium zou mogelijk tot betere lokaal toepasbare voorstellen kunnen leiden. Vandaar dat kan onderzocht worden in hoeverre wetenschappelijke experimenten kunnen worden uitgevoerd. Hiervoor zou onder controleerbare omstandigheden kunnen geëxperimenteerd worden met verschillende zaadmengsels, beheersvormen, spontane kolonisatie, etc.

- Leveren boomwortels extra stabiliteit en erosiebestendigheid?

Bomen en struiken worden op dijken als niet-waterkerende objecten aanzien. STOWA (2001) en VTV (2007) sommen een aantal risico's op die bomen en/of struiken met zich meebrengen. Zo zorgt hun gewicht voor een extra belasting op het dijklichaam. Als een boom omvalt (windworp) ontstaat een ontgrondingskuil die een direct versturende en destabiliserende impact heeft op het dijklichaam. Bovendien kan via deze ontgrondingskuil water insijpelen en leiden tot interne erosieverschijnselen (piping). Afstervende boomwortels kunnen dan weer holtes of macroporiën achterlaten waar grondwaterstromingen zich kunnen concentreren (piping). Bovendien bemoeilijken ze dijkspectie en vormen ze een belemmering bij het beheer (zie 3.2.2.2).

Anderzijds is gekend dat boven- en ondergrondse plantendelen een stabiliserende invloed hebben op de bodem en bescherming bieden tegen erosie (zie 2.3). Ook van bomen en struiken is dit geweten. Zo tonen verschillende studies aan dat erosie op hellingen wordt ingedamd door de aanwezigheid van vegetatie. Zowel kruidige planten als bomen of struiken dragen hiertoe bij (De Baets et al. 2007; Reubens et al. 2007; Stokes et al. 2009).

Biedt het wortelgestel van bomen en struiken bescherming tegen erosie, toch kunnen ze aanleiding geven tot het ontstaan van grondpijpen, holtes of macroporiën in de bodem. In deze grondpijpen of macroporiën kunnen grondwaterstromingen zich concentreren en aanleiding geven tot ondergrondse erosie (piping) (Ghestem et al. 2011; Leslie et al. 2014). Niet enkel planten maar ook vertebraten (mol, konijn, bever, bruine rat) of invertebraten (krab, regenworm) kunnen grondpijpen of macroporiën vormen (overzicht in Menichino et al. 2015). De wetenschappelijke literatuur hieromtrent focust zich echter voornamelijk op hellingen en rivieroeveren (Fox & Wilson 2010). Specifieke literatuur voor dijken over dit onderwerp is ons niet bekend. Het extrapoleren van de conclusies uit deze studies op hellingen en rivieroeveren naar dijken houdt dan ook een risico in omdat dijken danig verschillen. Op dijken is er bijvoorbeeld voornamelijk een waterdruk van rivier- naar landzijde. Op dijken is er ook een omgekeerde topografie waarbij de rivierzijde (schor) hoger is gelegen dan de landzijde (vallei). Ook de opbouw van een dijk (zandige kern en kleiige afdeklaag) wijkt af van een natuurlijke helling of rivieroever. Gericht onderzoek naar het ontstaan van grondpijpen of macroporiën door het wortelgestel van bomen en struiken of door andere organismen en naar het risico tot piping, is aanbevolen.

- Rietvegetaties, variabele ruigtes en duizendknoop

Aansluitend op vorige aanbeveling is er onduidelijkheid omtrent de erosiebestendigheid die andere vegetatietypes leveren. Van rietvegetaties en duizendknoop (*Fallopia*) is gekend dat ze een dicht netwerk van wortelstokken vormen maar dragen die ook bij aan de

erosiebestendigheid van het dijktalud, idem voor wat ruigtes betreft. De focus van het onderzoek naar de erosiebestendigheid ligt voornamelijk op graslanden, terwijl andere vegetatietypes weinig of niet worden behandeld. Onderzoek hiernaar is aanbevolen.



9 ALTERNATIEVE TOETSINGSMETHODE 2.0 (NAAR STOWA 2001)

9.1 AANLEIDING

De resultaten van de dijkartering geven aan dat momenteel 2.6% van de dijkzones in district 1 en 2 begroeid zijn met bomen en struiken (Tabel 11). Deze bomen en struiken zijn voornamelijk aangetroffen op de rivierzijde van de dijk (Tabel 12).

Er wordt voorgesteld om deze bomen/struiken te gedogen op de rivierzijde en teen van de dijk, op voorwaarde dat ze de primaire functie van de dijk (waterkering, veiligheid) niet hypothekeren. Het toepassen van een gefaseerd hakhoutbeheer wordt geadviseerd en moet voorkomen dat bomen/struiken hoog uitgroeien zodat het risico op windworp beperkt blijft (zie 2.5 en 3.2.2.2).

Als de veiligheid in het gedrang komt, worden bomen/struiken die momenteel aanwezig zijn op de kruin of landzijde van de dijk, omgevormd naar Type 1 Soortenrijk grasland of Type 2 Soortenrijk glanshavergrasland (zie 2.5 en 3.2.3.2). Indien ze geen ongunstige impact hebben op de veiligheid kunnen ze evenwel gedoogd worden. Als hulpmiddel om te beslissen of deze bomen/struiken al dan niet moeten worden omgevormd, kan gebruik worden gemaakt van de alternatieve toetsingsmethode van STOWA (2001). Deze methode is opgenomen in de beoordeling van niet-waterkerende objecten¹² in VTV (2007) en houdt niet alleen rekening met het veiligheidsaspect maar eveneens met LNC-waarden (Landschap, Natuur, Cultuur) en met aspecten van beheer, onderhoud en beleid (BOB).

In plaats van de alternatieve toetsingsmethode, uitgewerkt door STOWA (2001), integraal over te nemen, is een eigen toetsingsmethode uitgewerkt, de alternatieve toetsingsmethode 2.0. Deze komt in zeer grote mate overeen met STOWA (2001) maar is zodanig aangepast dat ze beter toepasbaar is voor de situatie van het Schelde-estuarium. De alternatieve toetsingsmethode 2.0 is een nieuwe versie in vergelijking met STOWA (2001) waarop verder moet gebouwd worden. Voortschrijdende inzichten zullen in de toekomst leiden tot nieuwe en betere versies van de alternatieve toetsingsmethode.

Net als de methode van STOWA (2001) houdt de alternatieve toetsingsmethode 2.0 rekening met de landschappelijke, natuurlijke en cultuurhistorische waarde (LNC-waarden) van de boom, en met aspecten van beheer, onderhoud en beleid (BOB-waarden of -aspecten). De alternatieve toetsingsmethode 2.0 is evenwel een hulpmiddel die de waterbeheerder kan bijstaan bij het beslissen of een boom of struik al dan niet gekapt of omgevormd moet worden. Het resultaat van deze beoordelings- of toetsingsmethode is een score. Een hoge score suggereert om de boom te laten staan, een lage score om de boom te verwijderen. De eindbeslissing ligt evenwel steeds bij de waterbeheerder.

¹² Binnen het civieltechnisch jargon worden onder niet-waterkerende objecten alle objecten verstaan die kunnen voorkomen op of in waterkeringen of dijken maar die geen functioneel deel uitmaken van de waterkering. Voorbeelden van niet-waterkerende objecten zijn leidingen, kabels, trappen, woningen, bomen, steigers, enz. (VTV 2007).

Deze toetsingsmethode kan ook als hulpmiddel worden aangewend om te oordelen of het al dan niet nodig is om op de rivierzijde en teen van de dijk eenstammige bomen om te zetten naar meerstammig hakhout (zie 3.2.2.2.1), dan wel deze als eenstammige boom te behouden.

9.2 BOMEN OP DIJKEN?

Bomen op dijken vormt van oudsher een discussiepunt tussen voorstanders en tegenstanders (STOWA 2001). Dit leidde er ook toe dat doorheen de geschiedenis het beleid van de waterbeheerder ten aanzien van bomen op dijken geregeld veranderde. Foto's van Massart (1908), daterend van begin vorige eeuw, tonen grote aangeplante notelaars en populieren op de rivierdijken langs de Durme te Tielrode (Figuur 80) en Hamme (Figuur 81), alsook langs de Zeeschelde te Bornem (Figuur 82).

Tegenwoordig houdt het beleid van de waterbeheerder in dat bomen niet gewenst zijn op dijken. De werkelijkheid toont echter dat 2.6% van de dijkzones in district 1 en 2 begroeid zijn met bomen en struiken die zich spontaan hebben gevestigd. Het implementeren van deze beleidsbeslissing houdt in dat deze bomen en struiken verwijderd moeten worden. De vraag is of dit de beste oplossing is. Enerzijds zou dit bijzonder veel middelen vergen, en anderzijds is dit mogelijk niet langer gewenst of zelfs nodig. De alternatieve toetsingsmethode 2.0 biedt een tool aan om met de realiteit van bomen op dijken om te gaan en vormt een hulpmiddel die de waterbeheerder kan bijstaan bij het beslissen of een boom (of struik) al dan niet gekapt of omgevormd moet worden.

Het volledig verwijderen van deze bomen en struiken zou bijzonder veel middelen vergen omdat vele van deze bomen en struiken zodanig verankerd zijn in de dijken dat gewoon kappen niet voldoende is. Een deel van het dijklichaam zou namelijk moeten uitgegraven en heraangelegd worden. Dit geldt vooral voor de bomen en struiken die zich op de rivierzijde van de dijk en op de overgang naar het schor hebben gevestigd.

Op dijken worden bomen en struiken als niet-waterkerende objecten aanzien. STOWA (2001) en VTV (2007) sommen een aantal risico's op die bomen en/of struiken met zich meebrengen. Zo zorgt hun gewicht voor een extra belasting. Bij windworp ontstaat een ontgrondingskuil waarlangs water kan insijpelen (risico tot het ontstaan van grondpijpen (*piping*)). Afstervende boomwortels kunnen holtes of macroporiën achterlaten waar grondwaterstromingen zich kunnen concentreren wat de aanleiding kan zijn tot ondergrondse erosie (*piping*) (Ghestem et al. 2011; Leslie et al. 2014). Bovendien bemoeilijken bomen en struiken dijkinspecties en -beheer. Omwille hiervan zijn bomen en struiken tegenwoordig niet gewenst op dijken.

Anderzijds is gekend dat boven- en ondergrondse plantendelen een stabiliserende invloed hebben op de bodem en bescherming bieden tegen erosie (zie 2.3.1). Ook van bomen en struiken is dit geweten. Verschillende studies tonen aan dat erosie op hellingen wordt ingedamd door de aanwezigheid van vegetatie. Zowel kruidige planten als bomen of struiken dragen hiertoe bij (De Baets et al. 2007; Reubens et al. 2007; Stokes et al. 2009) (zie 8).

De wetenschappelijke literatuur omtrent het ontstaan van grondpijpen focust zich evenwel niet op dijken. Specifieke literatuur voor dijken over dit onderwerp is ons niet bekend. Het extrapoleren van de conclusies uit deze studies over hellingen en rivieroeveren naar dijken houdt dan ook een risico in omdat dijken danig verschillen wat topografie, opbouw, waterdruk, etc. betreft. Gericht onderzoek naar het ontstaan van grondpijpen of macroporiën in dijken door het wortelgestel van bomen en struiken of door andere organismen is aanbevolen (zie 8).

In afwachting van de resultaten van deze studies kan voor de bestaande bomen en struiken gekozen worden voor een ja-mits-benadering. Bomen en struiken op de rivierzijde en teen van

de dijk worden gedoogd, op voorwaarde dat de primaire functie van de dijk (waterkering, veiligheid) niet in het gedrang komt. Het gefaseerd hakhoutbeheer moet voorkomen dat bomen en struiken hoog uitgroeien zodat het risico op windworp beperkt blijft (zie 2.5 en 3.2.2.2).



Figuur 80 Notelaars op de Durmedijk nabij Tielrode, te zien op plaat 63 uit Massart (1908) genomen op 15/11/1904 met als bijschrift: "Polder de Thielrode, sur la rive gauche de la Durme. A gauche, la digue plantée de Noyers (*Juglans regia*) et la roselière qui bordent la Durme. A droite, le village de Thielrode, qui est sur le sable flamand. L'herbe de la prairie est couverte de la boue amenée par la marée du 8 novembre 1904."





Figuur 81 Notelaars en populieren op de Durmedijk nabij Hamme, te zien op plaat 78 uit Massart (1908) genomen op 17/06/1904 met als bijschrift: "Prairies dans les polders de la rive gauche de la Durme, à Hamme. L'abondance du foin permet de juger de la fertilité du sol. A droite, la digue de la Durme avec Noyers (*Juglans regia*) et Peupliers (*Populus monilifera*). Au delà, la roselière qui borde la rivière."



Figuur 82 Notelaars op de Scheldedijk in Bornem, te zien op plaat 62 uit Massart (1908) met als bijschrift: "Digue du Groot Schoor, sur la rive droite de l'Escaut, à Bornhem."

9.3 ALTERNATIEVE TOETSINGSMETHODE 2.0

9.3.1 Methode

De alternatieve toetsingsmethode 2.0 is gebaseerd op de gelijknamige methode uitgewerkt door STOWA (2001). Deze toetsingsmethode beoordeelt de landschappelijke, natuurlijke en cultuurhistorische waarden (LNC-waarden) van een boom tot een score. Op gelijkaardige manier worden aspecten van beheer, onderhoud en beleid (BOB-waarden) omgezet tot een score. Beide scores worden vervolgens op basis van een algoritme verrekend tot een eindscore.

De STOWA-methode is evenwel bijzonder uitgebreid. Zo worden 28 beoordelingscriteria gehanteerd voor het bepalen van de LNC-score en nog eens 4 voor de BOB-score. Ten gunste van de toepasbaarheid en haalbaarheid is voor het Schelde-estuarium een eigen toetsingsmethode uitgewerkt. Deze verschilt van STOWA (2001) doordat een geringer aantal beoordelingscriteria wordt gebruikt. Sommige criteria zijn integraal overgenomen van STOWA (2001), andere zijn inhoudelijk aangepast, terwijl ook nieuwe criteria, op maat van het Schelde-estuarium, zijn gedefinieerd. Uiteindelijk zijn in de alternatieve toetsingsmethode 2.0 14 beoordelingscriteria gedefinieerd voor het bepalen van de LNC-score en 2 beoordelingscriteria voor het bepalen van de BOB-score. De criteria worden gescoord op een schaal van 1 tot 5 in plaats van 1 tot 10 en de berekening van de eindscores verschilt licht van STOWA (2001).

De waardebeoordeling van een boom of struik gebeurt dus door zowel een LNC-score als een BOB-score te bepalen. De LNC-score is een waarderingscijfer voor de landschappelijke, natuurlijke en cultuurhistorische waarde van de boom/struik. De BOB-score daarentegen is een waarderingscijfer voor de boom in termen van beheer, onderhoud en beleid. Aan de hand

van een eenvoudige wiskundige formule wordt uit beide scores een eindscore berekend. Hoe hoger de score, hoe hoger de waardering.

Om tot de LNC-score te komen dienen 14 beoordelingscriteria te worden getoetst. Per beoordelingscriterium is telkens beschreven hoe de beoordeling dient te gebeuren (zie 9.3.3.1.1). Elk beoordelingscriterium wordt gescoord op een schaal van 1 (lage waarde) tot 5 (hoge waarde). Aan de hand van een wiskundig algoritme wordt de uiteindelijke LNC-score berekend. Bovendien laat de methode toe om aan elk beoordelingscriterium een gewicht toe te kennen. Deze wegingsfactor is een geheel getal tussen 1 en 5 die door de beheerder aan het betreffende criterium wordt toegekend in verhouding tot het belang dat de beheerder aan dit criterium hecht¹³.

Het bepalen van de BOB-score is analoog aan de bepaling van de LNC-score maar er dienen slechts 2 beoordelingscriteria te worden getoetst. Op basis van de LNC-score en BOB-score wordt vervolgens een eindscore berekend middels een eenvoudig algoritme. Bij het bepalen van deze eindscore kan eveneens een gewicht worden toegekend aan de LNC-score en BOB-score. Deze wegingsfactor is opnieuw een geheel getal tussen 1 en 5 die door de beheerder aan de betreffende score wordt toegekend in verhouding tot het belang dat de beheerder hieraan hecht.

9.3.2 Toepassing en werkwijze alternatieve toetsingsmethode 2.0

Vooraleer de alternatieve toetsingsmethode 2.0 toe te passen dient voor elke betreffende boom of struik eerst de beslisboom (Figuur 83) te worden doorlopen!

Vanaf wanneer een boom de primaire functie van de dijk (waterkering) bedreigt door een verhoogde kans op ontworteling of dijkinstabiliteit, wordt de boom omgevormd of verwijderd. Als er een ander ernstig veiligheidsrisico verbonden is aan een boom, onafhankelijk van de waterkeringsfunctie, wordt deze boom eveneens omgevormd (zie 3.2.3.2).

Op overlopdijken zijn bomen niet gewenst. In geval er zich toch een boom vestigt, wordt deze verwijderd. Ook als de ondergrond is opgebouwd uit open steenasfalt of andere vergelijkbare bekledingen zijn bomen of houtige soorten ongewenst en worden ze onmiddellijk verwijderd.

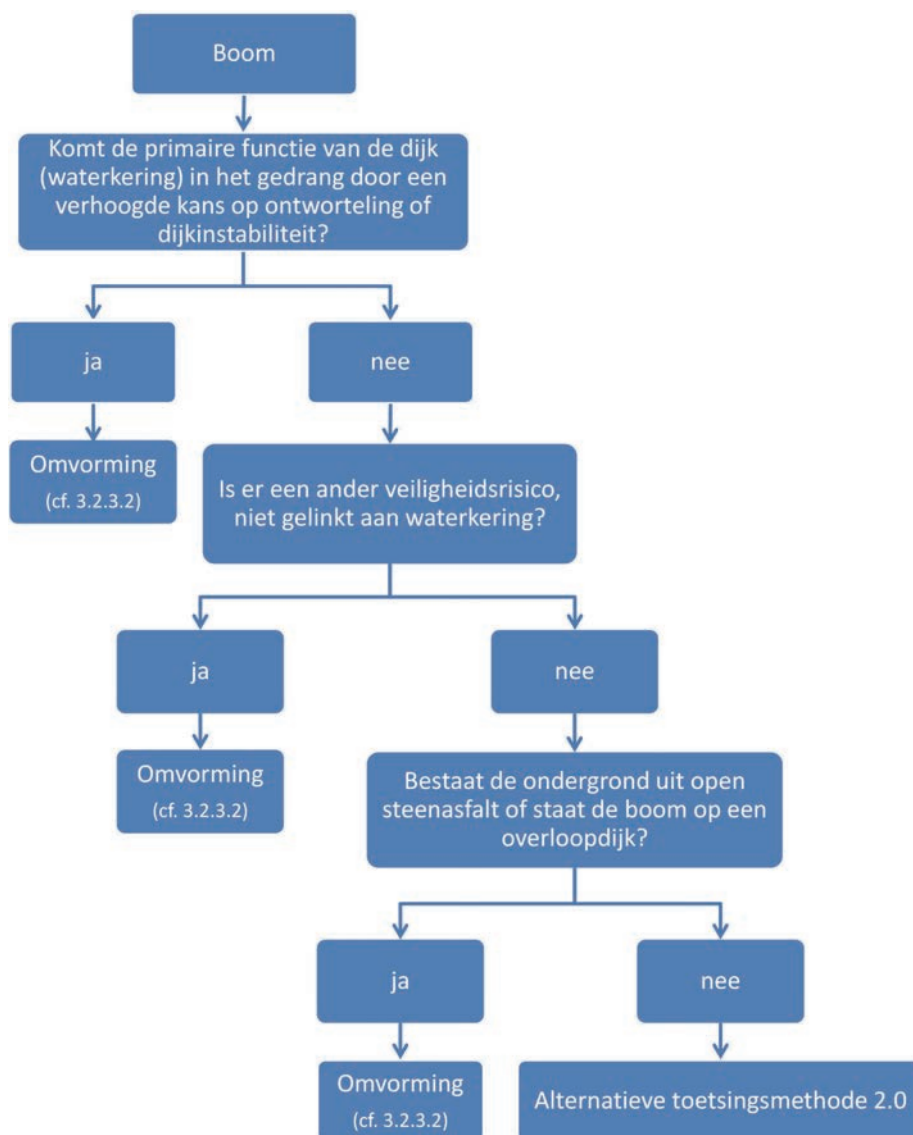
Als laatste stap in de beslisboom wordt de alternatieve toetsingsmethode 2.0 toegepast. Deze toetsingsmethode is een hulpmiddel die de waterbeheerder kan bijstaan bij het beslissen of een boom (of struik) al dan niet gekapt of omgevormd moet worden. Het resultaat van de toetsing is een score tussen 1 en 5. Een hoge score suggereert om de boom te laten staan, een lage score om de boom te verwijderen. De resultaten van de toetsingsmethode zijn echter adviserend en niet bindend. Elke eindbeslissing ligt steeds bij de waterbeheerder. Grenswaarden worden niet voorgesteld maar kunnen bepaald worden door de waterbeheerder.

Bij voorkeur worden alle LNC- en BOB-beoordelingscriteria toegepast op de betreffende boom of struik, al is dit geen vereiste. Indien een criterium als irrelevant wordt beoordeeld, kan het buiten beschouwing worden gelaten. Het beoordelingscriterium 'Overstromingstolerantie' (9.3.3.1.1.10) is bijvoorbeeld enkel toepasbaar voor bomen op de rivierzijde van de dijk en het criterium 'Leeftijd (formaat)' (9.3.3.1.1.1) is niet van toepassing op meerstammig hakhout en struiken. De methode is trouwens ontwikkeld om toe te passen op individuele bomen en struiken.

¹³ Deze wegingsfactoren hebben een grote impact op het resultaat van de verschillende scoreberekeningen (LNC, BOB, eindscore) en worden bij voorkeur weloverwogen vastgelegd. Dit zou bijvoorbeeld kunnen binnen een adequaat platform van beheerders en belanghebbende actoren.

Voor het toepassen van de alternatieve toetsingsmethode 2.0 is een rekenblad opgesteld (xlsx-bestand) waarin alle beoordelingscriteria zijn opgenomen uit Tabel 31 en Tabel 35. Per beoordelingscriterium dient de waterbeheerder de wegingsfactor vast te leggen (kolom Toepassing Weging; geel gekleurde cellen). Deze wegingsfactor is een geheel getal tussen 1 en 5. Vervolgens wordt voor elk beoordelingscriterium de score (1 tot 5) bepaald voor de betreffende boom (kolom Toepassing Score; lichtgroen gekleurde cellen). Duiding hoe de beoordeling en scoring dient te gebeuren voor de LNC-beoordelingscriteria is gegeven in Tabel 31 en in 9.3.3.1.1.1 tot 9.3.3.1.1.14; voor de BOB-beoordelingscriteria in Tabel 35 en in 9.3.3.2.1.1 en 9.3.3.2.1.2.

Gelijktijdig verschijnt telkens het subtotaal in de donkergroen gekleurde cellen. Onderaan de tabel wordt automatisch de LNC- en BOB-score berekend. Om tot een eindscore te komen, dient een wegingsfactor te worden vastgelegd voor de LNC- en BOB-score in verhouding tot het belang dat de beheerder aan deze waarden hecht (Weging LNC, Weging BOB; geel gekleurde cellen). Vervolgens wordt automatisch de eindscore berekend.



Figuur 83 Beslisboom die voor elke boom doorlopen moet worden en op basis waarvan beslist wordt of de alternatieve toetsingsmethode 2.0 wordt toegepast of direct wordt overgegaan tot omvorming.

9.3.3 Beoordeling

9.3.3.1 LNC-waarden (Landschap, Natuur, Cultuurhistorie)

De beoordeling van de LNC-waarden van de betreffende boom of struik gebeurt door 14 beoordelingscriteria (zie 9.3.3.1.1) te toetsen en wordt uiteindelijk uitgedrukt in een LNC-score (zie 9.3.3.1.2).

9.3.3.1.1 LNC-beoordelingscriteria

Elk beoordelingscriterium wordt volgens een vast schema beschreven. In eerste instantie wordt het schaalniveau gegeven waarop de toetsing betrekking heeft (schaal). Er worden drie schaalniveaus onderscheiden: boom, plaats en omgeving. Het laagste niveau 'boom' impliceert dat de beoordeling moet uitgevoerd worden op het niveau van de betreffende boom. Indien als schaalniveau is aangegeven 'plaats van de boom' heeft de beoordeling betrekking op de locatie, standplaats of onmiddellijke omgeving van de betreffende boom. Bij het derde, hoogste schaalniveau, 'omgeving van de boom', gebeurt de beoordeling op de ruimere omgeving van de betreffende boom.

Aansluitend wordt een kader geschepd voor het beoordelingscriterium met duiding over de waardeparameter. Tot slot wordt toegelicht hoe de toetsing en scoring dient te gebeuren (toetsingsmethode).

De 14 LNC-beoordelingscriteria zijn gebundeld in Tabel 31. In deze tabel worden de volgende kolommen onderscheiden:

- Nr.: volgnummer overeenkomstig de beschrijving van de beoordelingscriteria (zie 9.3.3.1.1.1 tot 9.3.3.1.1.14);
- Criterium: naam van het beoordelingscriterium;
- Waarde: aanduiding of het beoordelingscriterium betrekking heeft op de landschappelijke (L), natuurlijke (N) of cultuurhistorische (C) waarde van de boom;
- Schaal: niveau waarop de toetsing betrekking heeft;
- Weging: wegingsfactor tussen 1 en 5 die door de beheerder aan het beoordelingscriterium wordt toegekend in verhouding tot het belang dat de beheerder hieraan hecht;
- Zone: dijkzone waarop het beoordelingscriterium van toepassing is (R: rivierzijde, KR: kruin aan rivierzijde, KL: kruin aan landzijde, L: landzijde, T: teen);
- Hoe beoordelen?: summier duiding hoe het criterium beoordeeld dient te worden. Een uitgebreider toelichting wordt gegeven in 9.3.3.1.1.1 tot 9.3.3.1.1.14;
- Score: scoreschaal van 1 (lage waarde) tot 5 (hoge waarde). Per beoordelingscriterium zijn de grenswaarden voor elke score gegeven;
- Opmerking: aanvullende duiding of referenties.

Tabel 31 Overzicht van de 14 beoordelingscriteria om de LNC-waarden van bomen te evalueren.

Nr	Criterium	Waarde	Schaal	Weging	Zone	Hoe beoordelen?	Score					Opmerking
							1	2	3	4	5	
1	Leeftijd (formaat)		boom	1-5	R/KR/KL/L/T	Hoe ouder, hoe meer waarde. Beoordeling op basis van stamdiameter (in cm) op borsthoogte. Grenswaarden in cm.	< 10	10-19	20-29	30-39	≥ 40	Dit criterium is enkel van toepassing op eenstammige bomen en niet op meerstammig kalkhout en struiken.
2	Conditie/toestand		boom	1-5	R/KR/KL/L/T	Een indicatie van de conditie van de boom in de winter wordt verkregen door de kroontoestand te beoordelen. Concreet wordt het percentage (%) taksterfte ingeschat in 5 klassen. Hoe lager het percentage taksterfte, hoe hoger de waarde die wordt toegekend aan de boom. Grenswaarden in %. Een indicatie van de conditie van de boom in de zomer wordt verkregen door de kroontoestand te beoordelen. Concreet wordt het percentage (%) bladverlies ingeschat in 5 klassen. Hoe lager het percentage bladverlies, hoe hoger de waarde die wordt toegekend aan de boom. Grenswaarden in %.	61-100	41-60	21-40	11-20	0-10	De conditie of de gezondheidstoestand van een boom bepalen is specialistenwerk. Dit criterium levert louter een indicatie op. Indien een vermoeden bestaat dat de boom in een slechte conditie verkeert, kan contact opgenomen worden met het Diagnosecentrum voor Bomen (https://www.inbo.be/nl/over-inbo/dienstverlening/diagnosecentrum-voor-bomen).
3	Toekomstwaarde		boom	1-5	R/KR/KL/L/T	Hoe langer de restlevensverwachting, hoe meer waarde. Grenswaarden in jaren.	≤ 25	26-50	51-100	101-250	> 250	In STOWA (2001) wordt voor verschillende boomsoorten een richtwaarde gegeven voor de gemiddelde levensverwachting.
4	Zeldzaamheid	Natuur	boom	1-5	R/KR/KL/L/T	Hoe zeldzamer, hoe meer waarde. Grenswaarden in kilometerhelfrequentieklasse (KFK).	9-10	7-8	5-6	3-4	< 3	Kilometerhelfrequentieklasse (KFK) uit Van Landuyt et al. (2006a)
5	Biotoop	Natuur	boom	1-5	R/KR/KL/L/T	Hoe rijker aan andere biotopen of habitats, hoe meer waarde.	arm				rijk	De aanwezigheid van nesten levert een hoge score op; overjarige nesten wordt een hogere score toegekend. De aanwezigheid van holtes die nestgelegenheid bieden aan vogels of slaap-, paar- of overwinteringsplaats zijn voor vleermuizen levert een hoge score op. De aanwezigheid van epifyten (bryo, pterido, spermat) levert een hogere score op. Als criterium worden de Rode lijst-categorieën gebruikt volgens Van Landuyt et al. (2006b) en Van Landuyt & De Beer (2017).
6	Genenbron	Natuur	boom	1-5	R/KR/KL/L/T	Hoe meer als lokale zaadbron fungerend, hoe meer waarde. Als kwantificerend criterium wordt de afstand tot de volgende zaadboom gebruikt. Hoe groter de afstand tussen de betreffende boom en een andere zaadboom van dezelfde soort, hoe hoger de waarde. Grenswaarden in meter.	≤ 50	51-100	101-200	201-400	> 400	Als de boom fungeert als lokale zaadbron. Als kwantificerend criterium wordt de afstand tot de volgende zaadboom gebruikt. Hoe groter de afstand tussen de betreffende boom en een andere zaadboom van dezelfde soort, hoe hoger de waarde
7	Markeringsboom, geschiedenis, symboliek	Cultuur	boom	1-5	R/KR/KL/L/T	Is het een markeringsboom (biv. linde) en hoe ouder, hoe meer waarde. Hoe meer geschiedenis de boom heeft, hoe meer waarde. Als boom verwijst naar iets in het verleden, heeft ie waarde. Grenswaarden in jaren.	≤ 25	26-50	51-100	101-200	> 200	De waarde van de markeringsboom of de geschiedenis van de boom wordt gekwantificeerd door de leeftijd van de boom.
8	Invasieve exoten	Natuur	boom	1-5	R/KR/KL/L/T	Invasieve exoten krijgen een lage waarde toegekend.	Unielijst	zwarte lijst (black list) of rode lijst (alert list)	oranje lijst (watch list)	advertentie soort	niet op een van voorgaande lijsten	Score op basis van de opname van de soort op de Unielijst of de categorie waartoe de betreffende soort behoort volgens het ISEA-protocol of de advertentie oorsprong.
9	Staat de boom bij een ander element (subcrit. 1) en is de boomsoort kenmerkend (subcrit. 2)?	Landschap	plaats	1-5	R/KR/KL/L/T	Als de boom staat bij een ander element (gebouw, monument, heuse, spirit, hek, sluis, coupure, enz.), heeft ie waarde. Als de boomsoort passend is bij dit ander element, heeft het waarde. Als de boom niet bij een ander element staat maar wel de correcte boomsoort is voor de plaats op de dijk, heeft ie waarde.	subcrit. 1: neen en subcrit. 2: neen		subcrit. 1: ja en subcrit. 2: neen	subcrit. 1: neen en subcrit. 2: ja	subcrit. 1: ja en subcrit. 2: ja	Okkernoot of hoogstamfrutboom bij een boerdijk, lindende voor een woning, knotwilgen langs een wiel, elzen langs het water, linde, okkernoot, hoogstamfrutboom, zomereik, iep bij oprit, enz. zijn voorbeelden van passende boomsoorten bij elementen (STOWA 2001).
10	Overstromingstolerantie	Natuur	plaats	1-5	R	Een boomsoort met een hoge overstromingstolerantie heeft waarde.	zeer laag	laag	intermediair	hoog	zeer hoog	Dit criterium geldt enkel voor bomen aan de rivierzijde van de dijk. Glenz et al. (2006) deelde de verschillende boomsoorten in 5 categorieën.
11	Landschapelement	Landschap	omgeving	1-5	R/KR/KL/L/T	Als de boom een verbindingfunctie heeft in de lengterichting van de dijk, heeft ie een waarde als corridor. De corridorfunctie wordt beoordeeld door de afstand (m) tussen de kruinen te meten tussen de 2 meest nabije andere bomen in dezelfde lijn aan weerszijden van de betreffende boom. Hoe groter de afstand, hoe hoger de corridorfunctie. Grenswaarden in meter.	niet				in hoge mate	
12	Ecologische verbinding in de lengterichting	Natuur	omgeving	1-5	R/KR/KL/L/T	Als de boom een verbindingfunctie heeft in de lengterichting van de dijk, heeft ie een waarde als corridor. De corridorfunctie wordt beoordeeld door zowel de breedte (m) van de volledige corridor in rekening te brengen, als het aantal rijen bomen (indien als dusdanig herkenbaar). Als slechts 1 rij aanwezig is, wordt direct score 5 toegekend. Indien meer dan 1 rij aanwezig, wordt ook de breedte (m) van de bomenrij(en) in rekening gebracht. Hoe smaller de corridor, hoe hoger de impact indien deze verwijderd wordt. Vandaar dat de score afneemt bij toenemende breedte van de corridor. Grenswaarden in aantal rijen en in meter.	< 5	5-9	10-14	15-20	> 20	Jansen et al. (2010); Schut et al. (2013)
13	Breedte ecologische verbinding	Natuur	omgeving	1-5	R/KR/KL/L/T	Als de boom een verbindingfunctie heeft dwars over de dijk, tussen het binnendijks en buitendijks gebied, heeft ie een waarde als corridor. De corridorfunctie wordt beoordeeld door de afstand (m) tussen de kruinen te meten tussen de 2 meest nabije andere bomen in dezelfde lijn aan weerszijden van de betreffende boom. Hoe groter de afstand, hoe hoger de corridorfunctie. Grenswaarden in meter.	> 1 rij en > 40	> 1 rij en 31-40	> 1 rij en 21-30	> 1 rij en 11-20	1 rij of (> 1 rij en ≤ 10)	Verboom & Hultema (2010)
14	Dwarse ecologische verbinding	Natuur	omgeving	1-5	R/KR/KL/L/T	Als de boom een verbindingfunctie heeft dwars over de dijk, tussen het binnendijks en buitendijks gebied, heeft ie een waarde als corridor. De corridorfunctie wordt beoordeeld door de afstand (m) tussen de kruinen te meten tussen de 2 meest nabije andere bomen in dezelfde lijn aan weerszijden van de betreffende boom. Hoe groter de afstand, hoe hoger de corridorfunctie. Grenswaarden in meter.	< 5	5-9	10-14	15-20	> 20	Jansen et al. (2010); Schut et al. (2013)

9.3.3.1.1.1 Leeftijd (formaat)

Schaal: boom

Kader: leeftijd is bij bomen een positieve waarde, vandaar dat een oude boom waardevoller wordt ingeschat dan een jong exemplaar. De leeftijd van een boom bepalen is evenwel niet evident, vandaar dat de stamdiameter als proxy wordt gebruikt. Door de stamdiameter als meetstatistiek te gebruiken, worden snelgroeiende soorten intrinsiek bevoordeeld in tegenstelling tot traag groeiende soorten omdat ze sneller een hogere stamdiameter bereiken. Maar eigenlijk dient dit criterium niet de leeftijd van de boom te beoordelen maar eerder het



formaat of de grootte van de boom. Grote bomen worden namelijk waardevoller ingeschat in vergelijking met kleinere bomen.

Dit beoordelingscriterium is enkel van toepassing op eenstammige bomen en niet op meerstammig hakhout. Ook voor struiken als meidoorn (*Crataegus* spp.), hazelaar (*Corylus avellana*), gewone vlier (*Sambucus nigra*), sleedoorn (*Prunus spinosa*), Gelderse roos (*Viburnum opulus*), sporkehout (*Frangula alnus*), rode kornoelje (*Cornus sanguinea*), struikvormige wilgen (*Salix* spp.), enz. is dit criterium niet geldig.

Toetsingsmethode: eigenlijk beoordeelt dit criterium niet de leeftijd maar eerder het formaat of de grootte van de boom, vandaar dat de beoordeling gebeurt op basis van de stamdiameter (in cm) op borsthoogte (± 130 cm boven het maaiveld). Hoe hoger de diameter, hoe hoger de score. De hoogste score (5) wordt gegeven als de diameter groter dan of gelijk is aan 40 cm; de laagste score (1) indien minder dan 10 cm.

9.3.3.1.1.2 Conditie/toestand

Schaal: boom

Kader: een boom die in goede conditie of gezondheidstoestand verkeert, wordt waardevoller ingeschat omdat verwacht wordt dat een gezonde boom minder snel omvalt (windworp) en bijgevolg geen schade veroorzaakt aan het dijklichaam. Ecologisch hebben beschadigde of afstervende bomen ook een waarde maar deze wordt hier niet in rekening gebracht.

Toetsingsmethode: de conditie van de boom wordt ingeschat door de kroontoestand te beoordelen door het percentage blad- of naaldverlies in te schatten in 5 klassen (zie o.a. Sioen et al. 2017). Deze beoordeling gebeurt best tussen begin juli en eind augustus; populieren bij voorkeur tijdens de eerste tien dagen van augustus. Hoe lager het percentage blad- of naaldverlies, hoe beter de conditie, hoe hoger de waarde of score die wordt toegekend aan de boom. De hoogste score (5) wordt gegeven als het percentage blad- of naaldverlies tussen de 0% en 10% ligt, de laagste score (1) als het 100% is.

Als alternatief kan in de winterperiode bij bladverliezende soorten het percentage taksterfte worden ingeschat. Enkel takken met een diameter groter dan of gelijk aan 2 cm worden in rekening gebracht. Het oppervlakte-aandeel dat afgestorven takken innemen ten opzichte van het totaal takoppervlakte wordt ingeschat in 5 klassen. Dode takken kunnen herkend worden aan de verkleuring, loskomende, afbladderende tot ontbrekende schors of bast of aan de bruine kleur onder de bast. De hoogste score (5) wordt gegeven als het percentage taksterfte tussen de 0% en 10% ligt, de laagste score (1) als het meer dan 60% is.

Voor het inschatten van de conditie van de boom geniet de beoordeling van de kroontoestand door het inschatten van het percentage blad- of naaldverlies de voorkeur. Slechts een van beide methodes wordt toegepast, percentage blad- of naaldverlies of percentage taksterfte.

!! De conditie of de gezondheidstoestand van een boom bepalen is evenwel specialistenwerk. Dit criterium levert louter een indicatie op. Indien een vermoeden bestaat dat de boom in een slechte conditie verkeert, is het aangewezen om contact op te nemen met het Diagnosecentrum voor Bomen (<https://www.inbo.be/nl/over-inbo/dienstverlening/diagnosecentrum-voor-bomen>). Het Diagnosecentrum voor Bomen kan praktisch en wetenschappelijk onderbouwd advies verlenen.

9.3.3.1.1.3 Toekomstwaarde

Schaal: boom

Kader: bomen die nog lang te gaan hebben, worden waardevoller ingeschat dan bomen die hun verwachte levensduur naderen.

Toetsingsmethode: in STOWA (2001) wordt voor verschillende boomsoorten een indicatieve richtwaarde gegeven voor de gemiddelde levensverwachting (Tabel 32). Hoe langer de restlevensverwachting, hoe meer waarde aan de boom wordt toegekend of hoe hoger de score. Bij de beoordeling wordt de huidige leeftijd geschat en in rekening gebracht. De hoogste score (5) wordt toegekend als de resterende levensverwachting meer dan 250 jaar bedraagt, de laagste score (1) als deze minder dan of gelijk is aan 25 jaar.

De levensverwachting is evenwel sterk afhankelijk van de standplaats (bodemeigenschappen, grondwaterstand, windbelasting, enz.). Vandaar dat bij de beoordeling best niet enkel rekening wordt gehouden met de levensverwachting van de betreffende soort maar ook met de specifieke individuele boom.

Tabel 32 Indicatieve levensverwachting van enkele boom- en struiksoorten (naar STOWA 2001).

Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam	Levensverwachting
Gewone esdoorn	<i>Acer pseudoplatanus</i>	150-300
Zwarte els	<i>Alnus glutinosa</i>	80-150
Berk	<i>Betulus</i>	60-70
Tamme kastanje	<i>Castanea sativa</i>	250-500
Hazelaar	<i>Corylus avellana</i>	60-70
Eenstijlige meidoorn	<i>Crataegus monogyna</i>	80-100
Beuk	<i>Fagus sylvatica</i>	100-250
Gewone es	<i>Fraxinus excelsior</i>	200-300
Okkernoot	<i>Juglans regia</i>	100-300
Appel	<i>Malus</i>	80-100
Witte abeel	<i>Populus alba</i>	80-100
Canadapopulier	<i>Populus x canadensis</i>	100-120
Grauwe abeel	<i>Populus canescens</i>	80-100
Ratelpopulier	<i>Populus tremula</i>	60-70
Zoete kers	<i>Prunus avium</i>	60-70
Vogelkers	<i>Prunus padus</i>	30-50
Peer	<i>Pyrus</i>	80-100
Eik	<i>Quercus</i>	250-500
Robinia	<i>Robinia pseudoacacia</i>	100-300
Schietwilg	<i>Salix alba</i>	80-140
Wilde lijsterbes	<i>Sorbus aucuparia</i>	60-80
Linde	<i>Tilia</i>	500-1000
Iep	<i>Ulmus</i>	200-300



9.3.3.1.1.4 Zeldzaamheid

Schaal: boom

Kader: de zeldzaamheid van de boom- of struiksoort in Vlaanderen wordt in rekening gebracht. Hoe zeldzamer de soort, hoe hoger de waarde die wordt toegekend.

Toetsingsmethode: aan elke soort heeft Van Landuyt et al. (2006a) een kilometerhokfrequentieklasse (KFK) toegekend op basis van het aantal kilometerhokken¹⁴ waarin de soort in Vlaanderen is aangetroffen. Van Landuyt et al. (2006a) onderscheidt 11 kilometerhokfrequentieklassen, gaande van klasse 0 (niet meer waargenomen sinds 1972), over klasse 1 (uiterst zeldzaam) tot klasse 10 (uiterst algemeen).

Tot welke kilometerhokfrequentieklasse een bepaalde soort behoort, kan opgezocht worden in de Floradatabank (<https://flora.inbo.be>). Via deze webapplicatie kan het betreffende taxon (soort) worden opgezocht, waarna onder 'Status' de 'Zeldzaamheid KFK' af te lezen is. Soorten die tot een lage kilometerhokfrequentieklasse behoren of met andere woorden zeldzaam zijn, krijgen een hoge score toegekend. Zo wordt de hoogste score (5) gegeven aan soorten met een KFK van 0, 1 of 2; de laagste score (1) bij een KFK van 9 of 10. Voor een selectie van soorten is de kilometerhokfrequentieklasse (KFK) gegeven in Tabel 33.

9.3.3.1.1.5 Biotoop

Schaal: boom

Kader: hoe rijker aan andere biota of habitats, hoe meer waarde. Een boom kan het leefgebied of habitat vormen van tal van andere plant-, dier- en paddenstoelsoorten. Vogels kunnen hun nest bouwen in een boom. Sommige vogelsoorten gebruiken zelfs jaar na jaar hetzelfde nest. Spechten hakken nestholtes in bomen. Holtes die trouwens ook gebruikt worden door andere holenbroedende vogelsoorten zoals mezen, spreeuw, holenduif, kauw, bosuil, enz.

Ook vleermuizen maken gebruik van deze holtes als slaappleats, overwinteringsplaats, paarplaats of sommige soorten hebben kraamkolonies in bomen. Vleermuizen maken niet enkel gebruik van holen maar evengoed van spleten of zelfs gebarsten of losgekomen schors kan voldoende zijn voor vleermuizen.

Bomen fungeren als forofyt voor tal van epifyten. Zowel hogere planten kunnen op bomen groeien maar evengoed mossen, korstmossen en varens. Bovendien vormen bomen het habitat van tal van insectensoorten. Sommige foerageren op de bladeren, terwijl andere profiteren van nectar en stuifmeel. In die zin zijn er verschillen tussen de soorten. Lindes, wilgen en verschillende soorten van de rozenfamilie (*Rosaceae*) produceren veel nectar en/of pollen. Eikensoorten doen dit niet maar hebben een hoge waarde voor epifyten en bladeteende insecten. In Alexander et al. (2006) worden de verschillende boom- en struiksoorten afgewogen.

Toetsingsmethode: het beoordelen van een boom als biotoop of habitat voor andere biota is moeilijk te kwantificeren. Indien nesten van vogels aanwezig zijn, en zeker overjarige nesten, wordt een hoge score toegekend. Als spechtenholen of losse schors aanwezig zijn, krijgt de boom eveneens een hoge score. Het voorkomen van epifyten (bryo-, pterido-, spermatofyten) levert eveneens een hogere score op. Als leidraad kunnen de Rode Lijstcategorieën worden gebruikt om de waarde van deze epifyten in te schatten (varens en hogere planten: Van

¹⁴ Om de verspreiding van plantensoorten in Vlaanderen in kaart te brengen is het gehele grondgebied opgedeeld in rastereenheden of hokken van 1 x 1 km. Dergelijke kilometerhokken vormen de basiseenheid waarbinnen soorten worden geïnventariseerd.

Landuyt et al. (2006b); mossen: Van Landuyt & De Beer (2017)). De scoring tussen beide uitersten kan gradueel gebeuren.

9.3.3.1.1.6 Genenbron

Schaal: boom

Kader: vele van de bomen en struiken langs het Schelde-estuarium zijn opgenomen in de databank van autochtone genenbronnen (<https://www.natuurenbos.be/autochtonebomen>), maar officieel erkende zaadbronnen voor de opkweek van autochtoon plantgoed komen in de directe omgeving van het Schelde-estuarium niet voor. Desalniettemin fungeren de aanwezige bomen en struiken wel als lokale streekeigen zaadbron voor natuurlijke verjonging. De vruchten en zaden verspreiden zich en vormen het begin van nieuwe bomen en struiken. Aldus wordt de populatie en genetische diversiteit in stand gehouden.

Indien veel bomen van dezelfde soort bij elkaar voorkomen daalt het relatief belang van een bepaald exemplaar, als lokale zaadbron. Indien weinig exemplaren voorkomen, geldt vanzelfsprekend het omgekeerde. De toetsingsmethode is daarop gebaseerd. Hoe groter de afstand tussen de betreffende boom en een andere boom van dezelfde soort, hoe hoger de waarde of score want dan is de boom de enige die dienst kan doen als lokale zaadbron.

Toetsingsmethode: als kwantificerend criterium wordt de afstand (m) tussen de betreffende boom en een andere boom van dezelfde soort (i.e. de volgende zaadbron) gebruikt. Hoe hoger de afstand, hoe hoger de score. Als de afstand meer dan 400 m bedraagt, wordt de maximale score (5) gegeven; de laagste score (1) als de afstand minder of gelijk is aan 50 m.

9.3.3.1.1.7 Markeringsboom, geschiedenis, symboliek

Schaal: boom

Kader: ter gelegenheid van speciale gebeurtenissen of ter herdenking worden geregeld bomen aangeplant (bijvoorbeeld bevrijdingsboom, vredesboom, enz.). Ook worden soms bomen geplant om speciale punten te markeren. In andere gevallen wordt aan bestaande bomen een symbolische waarde toegekend omwille van redenen van verschillende aard. Dergelijke herdenkings-, markerings- of symbolische bomen genieten een speciale waarde. Vele daarvan zijn bovendien opgenomen in de Inventaris van het Onroerend Erfgoed (<https://inventaris.onroerenderfgoed.be>).

Toetsingsmethode: aan deze herdenkings-, markerings- of symbolische bomen wordt een waarde of score toegekend op basis van hun leeftijd. Hoe ouder, hoe hoger de waarde of score de boom wordt toebedeeld. Indien de leeftijd meer dan 200 jaar is, wordt de hoogste score (5) toegekend. Bij een leeftijd van 25 jaar of jonger krijgt de boom de laagste score (1).



Tabel 33 Lijst van bomen en struiken waarin voor elke soort de kilometerhokfrequentie (zeldzaamheid (KFK)) gegeven is indien beschikbaar in de Floradatabank (<https://flora.inbo.be>) (zie 9.3.3.1.1.4 Zeldzaamheid). Voor elke soort is aangegeven of ze op de Unielijst staat of op de zwarte, rode of oranje lijst volgens het ISEIA-protocol. Ook is aangegeven of het een adventieve soort is (zie 9.3.3.1.1.8 Invasieve exoten).

Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam	Zeldzaamheid (KFK)	Invasieve exoot/adventief
Spaanse aak	<i>Acer campestre</i>	6	
Vederesdoorn	<i>Acer negundo</i>	3	oranje lijst (watch list)
Noorse esdoorn	<i>Acer platanoides</i>	7	
Gewone esdoorn	<i>Acer pseudoplatanus</i>	10	
Grijze streepjesbastesdoorn	<i>Acer rufinerve</i>		oranje lijst (watch list)
Witte paardenkastanje	<i>Aesculus hippocastanum</i>	6	adventief
Hemelboom	<i>Ailanthus altissima</i>	4	Unielijst
Zwarte els	<i>Alnus glutinosa</i>	10	
Witte els	<i>Alnus incana</i>	7	adventief
Amerikaans krentenboompje	<i>Amelanchier lamarckii</i>	6	oranje lijst (watch list)
Struikaster	<i>Baccharis halimifolia</i>	2	Unielijst
Zachte berk	<i>Betula alba</i>	9	
Ruwe berk	<i>Betula pendula</i>	10	
Vlinderstruik	<i>Buddleja davidii</i>	6	oranje lijst (watch list)
Haagbeuk	<i>Carpinus betulus</i>	9	
Tamme kastanje	<i>Castanea sativa</i>	9	adventief
Rode kornoelje	<i>Cornus sanguinea</i>	8	
Canadese kornoelje	<i>Cornus sericea</i>	2	zwarte lijst (black list)
Hazelaar	<i>Corylus avellana</i>	10	
Vlakke dwergmispel	<i>Cotoneaster horizontalis</i>	4	zwarte lijst (black list)
Tweestijlige meidoorn	<i>Crataegus laevigata</i>	6	
Eenstijlige meidoorn	<i>Crataegus monogyna</i>	10	
Brem	<i>Cytisus scoparius</i>	10	
Smalle olijfwilg	<i>Elaeagnus angustifolia</i>	2	oranje lijst (watch list)
Wilde kardinaalsmuts	<i>Euonymus europaeus</i>	6	
Beuk	<i>Fagus sylvatica</i>	9	
Vijg	<i>Ficus carica</i>		adventief
Sporkehout	<i>Frangula alnus</i>	10	
Es	<i>Fraxinus excelsior</i>	10	
Pennsylvaanse es	<i>Fraxinus pennsylvanica</i>		oranje lijst (watch list)
Duindoorn	<i>Hippophae rhamnoides</i>	4	
Hulst	<i>Ilex aquifolium</i>	8	
Zwarte walnoot	<i>Juglans nigra</i>		adventief
Ökkernoot	<i>Juglans regia</i>	6	adventief
Jeneverbes	<i>Juniperus communis</i>	3	
Haagliguster	<i>Ligustrum ovalifolium</i>	4	adventief
Wilde liguster	<i>Ligustrum vulgare</i>	5	
Boksdoorn	<i>Lycium barbarum</i>	3	
Mahonia	<i>Mahonia aquifolium</i>	5	zwarte lijst (black list)
Wilde appel en eetappel	<i>Malus sylvestris</i>	6	
Witte moerbeï	<i>Morus alba</i>		adventief
Zwarte moerbeï	<i>Morus nigra</i>		adventief
Wilde gageï	<i>Myrica gale</i>	5	
Fijnspar	<i>Picea abies</i>		adventief
Corsicaanse den	<i>Pinus nigra subsp. laricio</i>		adventief
Oosterijkse den	<i>Pinus nigra subsp. nigra</i>		adventief
Grove den	<i>Pinus sylvestris</i>	7	
Witte en grauwe abeel	<i>Populus alba (+ Populus x canescens)</i>	8	
Italiaanse populier	<i>Populus nigra var. italica</i>		adventief
Zwarte populier	<i>Populus nigra var. nigra</i>	2	
Ratelpopulier	<i>Populus tremula</i>	9	
Canadapopulier	<i>Populus x canadensis</i>		adventief
Zoete kers	<i>Prunus avium</i>	9	
Kerspruim	<i>Prunus cerasifera</i>	3	adventief
Laurierkers	<i>Prunus laurocerasus</i>		oranje lijst (watch list)
Vogelkers	<i>Prunus padus</i>	6	

Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam	Zeldzaamheid (KFK)	Invasieve exoot/adventief
Amerikaanse vogelkers	<i>Prunus serotina</i>	10	zwarte lijst (black list)
Sleedoorn	<i>Prunus spinosa</i>	9	
Gekweekte peer	<i>Pyrus communis</i>	3	adventief
Wilde peer	<i>Pyrus pyraster</i>	2	
Wintereik	<i>Quercus petraea</i>	5	
Zomereik	<i>Quercus robur</i>	10	
Amerikaanse eik	<i>Quercus rubra</i>	9	oranje lijst (watch list)
Wegedoorn	<i>Rhamnus cathartica</i>	3	
Pontische rododendron	<i>Rhododendron ponticum</i>	5	zwarte lijst (black list)
Fluweelboom	<i>Rhus typhina</i>		oranje lijst (watch list)
Alpenbes	<i>Ribes alpinum</i>	2	
Zwarte bes	<i>Ribes nigrum</i>	5	
Aalbes	<i>Ribes rubrum</i>	9	
Kruisbes	<i>Ribes uva-crispa</i>	6	
Robinia	<i>Robinia pseudoacacia</i>	9	oranje lijst (watch list)
Kraagroos	<i>Rosa agrestis</i>	1	
Bosroos	<i>Rosa arvensis</i>	5	
Hondsroos s.l.	<i>Rosa canina</i>	9	
Kleinbloemige roos	<i>Rosa micrantha</i>	1	
Veelbloemige roos	<i>Rosa multiflora</i>	1	adventief
Duinroos	<i>Rosa pimpinellifolia</i>	2	
Egelantier	<i>Rosa rubiginosa</i>	4	
Rimpelroos	<i>Rosa rugosa</i>	4	zwarte lijst (black list)
Stijlroos	<i>Rosa stylosa</i>	1	
Viltroos	<i>Rosa tomentosa</i>	4	
Bottelroos	<i>Rosa villosa</i>	1	
Schietwilg	<i>Salix alba</i>	10	
Geoorde wilg	<i>Salix aurita</i>	8	
Krulwilg	<i>Salix babylonica</i> var. <i>Pekinensis</i> cv. <i>Tortuosa</i>		adventief
Boswilg	<i>Salix caprea</i>	10	
Grauwe wilg (incl. kruisingen)	<i>Salix cinerea</i> (incl. kruisingen)	9	
Duitse dot	<i>Salix dasyclados</i>	3	adventief
Kraakwilg (incl. kruisingen)	<i>Salix fragilis</i> (incl. kruisingen)	9	
Laurierwilg	<i>Salix pentandra</i>	2	
Bittere wilg	<i>Salix purpurea</i>	3	
Kruipwilg	<i>Salix repens</i>	6	
Amandelwilg	<i>Salix triandra</i>	5	
Katwilg	<i>Salix viminalis</i>	8	
Amandelwilg x Katwilg	<i>Salix x mollissima</i>	4	
Treurwilg	<i>Salix x sepulcralis</i>		adventief
Kruidvlier	<i>Sambucus ebulus</i>	3	
Gewone vlier	<i>Sambucus nigra</i>	10	
Trosvlier	<i>Sambucus racemosa</i>	4	
Wilde lijsterbes	<i>Sorbus aucuparia</i>	10	
Sneeuwbes	<i>Symphoricarpos albus</i>	6	adventief
Moerascipres	<i>Taxodium distichum</i>		adventief
Taxus	<i>Taxus baccata</i>	5	
Winterlinde	<i>Tilia cordata</i>	4	
Zomerlinde (+ bastaarden)	<i>Tilia platyphyllos</i> (incl. kruisingen)	5	
Gaspeldoorn	<i>Ulex europaeus</i>	4	
Ruwe iep	<i>Ulmus glabra</i>	5	
Fladderiep	<i>Ulmus laevis</i>	2	
Gladde iep	<i>Ulmus minor</i>	9	
Wollige sneeuwbal	<i>Viburnum lantana</i>	2	
Gelderse roos	<i>Viburnum opulus</i>	9	

9.3.3.1.1.8 Invasieve exoten

Schaal: boom

Kader: sommige uitheemse soorten, die door menselijk toedoen, bewust of onbewust, buiten hun natuurlijke verspreidingsgebied zijn geïntroduceerd, kunnen een negatieve impact hebben op de natuur, de volksgezondheid of op de infrastructuur. Deze worden invasieve uitheemse soorten of invasieve exoten genoemd. Omwille van hun negatieve impact is bestrijding soms nodig. Bij deze bestrijding wordt de drietrapsaanpak of -strategie gevolgd (zie 7.2 in rapport).

Toetsingsmethode: indien de betreffende boom een invasieve exoot is, wordt een lage waarde of score gegeven. De score wordt toegekend op basis van de opname van de soort op de Unielijst (zie 7.2.1 in rapport of <https://www.ecopedia.be/pagina/exoten>) of de categorie waartoe de betreffende soort behoort volgens het ISEIA-protocol (<https://ias.biodiversity.be/species/all>). Ook aan adventieve, verwilderde of ingeburgerde soorten (< 100 jaar) wordt een lage score gegeven. Indien de soort in geen enkele van deze lijsten is opgenomen, wordt een hoge score toegekend.

In de soortenlijst (Tabel 33) is aangegeven of de soort op de Unielijst staat. Ook de categorie waartoe de betreffende soort behoort volgens het ISEIA-protocol is opgenomen in Tabel 33. De lijst van adventieve plantensoorten is overgenomen uit Lambinon et al. (1998).

9.3.3.1.1.9 Staat de boom bij een ander element (subcrit. 1) en is de boomsoort kenmerkend (subcrit. 2)?

Schaal: plaats van de boom

Kader: vaak worden bomen aangeplant bij andere elementen, zoals bij een huis, monument, hoeve, oprit, hek, sluis, coupure, enz. Deze elementen komen voor op de dijk of in de onmiddellijke omgeving. De bomen vormen met dit element een lokaal landschap. Bovendien zijn de bomen zodanig gekozen dat ze aangepast zijn aan de specifieke groeiplaatsomstandigheden en veelal zijn ze ook functioneel. Hoogstamfruitbomen worden bijvoorbeeld aangeplant nabij een hoeve of huis en dan geregeld op de nabije dijk omdat daar de drogere gronden werden gevonden waarop ze best gedijen.

Als de boom staat bij een ander element (gebouw, monument, hoeve, oprit, hek, sluis, coupure, enz.) heeft hij waarde en biedt het een meerwaarde als het de correcte boomsoort betreft.

Bomen die niet bij een ander element staan maar wel op de dijk, zijn doorgaans zodanig gekozen dat ze aangepast zijn aan de specifieke groeiplaatsomstandigheden. Indien aangepast of kenmerkend aan de groeiplaats hebben ze waarde, anders niet.

Toetsingsmethode: enkel de bomen die op de dijk staan worden beoordeeld. Het toekennen van een score gebeurt door twee subcriteria te beoordelen. Door de beoordeling van beide subcriteria te combineren, bekomt men een eindscore voor dit criterium. **De beoordeling van subcriterium 2 gebeurt op twee manieren, afhankelijk van het resultaat van subcriterium 1.**

Eerst wordt nagegaan of de boom bij een ander element staat. Dit ander element staat op of nabij de dijk (subcriterium 1). Indien dit het geval is, wordt nagegaan of de soort passend of kenmerkend is bij het element (subcriterium 2). STOWA (2001) geeft enkele voorbeelden van passende of kenmerkende bomen bij elementen. Een okkernoot of hoogstamfruitboom is typisch bij een boerderij, een leilinde voor een woning, knotwilgen langs een wiel, elzen langs het water, een linde, okkernoot, hoogstamfruitboom, zomereik, iep bij oprit, enz. (de



beoordeling van subcriterium 2 staat los van onderstaande soortenlijst, als het antwoord op subcriterium 1 ja is).

Indien de boom niet bij een ander element staat (subcriterium 1 is neen), gaat het tweede subcriterium na of de betreffende boomsoort kenmerkend is voor zijn plaats op de dijk. Als leidraad hiervoor wordt onderstaande soortenlijst gebruikt die soorten geeft per plaats op de dijk (STOWA 2001):

- Kruin of hogere delen: linde (*Tilia* sp.), iep (*Ulmus* sp.), okkernoot (*Juglans regia*), witte paardenkastanje (*Aesculus hippocastanum*), Canadapopulier (*Populus x canadensis*), hoogstamfruitbomen
- Rivierzijde: soorten van de kruin (zie boven), aangevuld met wilg (*Salix* sp.), eenstijlige meidoorn (*Crataegus monogyna*), populier (*Populus* sp.), zwarte els (*Alnus glutinosa*)
- Landzijde: soorten van kruin en rivierzijde (zie boven), aangevuld met gewone es (*Fraxinus excelsior*)

9.3.3.1.1.10 Overstromingstolerantie

Schaal: plaats van de boom

Kader: bomen die op de rivierzijde van de dijk staan worden geconfronteerd met overstromingen. Deze overstromingen kunnen regelmatig en van kortere duur zijn, zoals tijdens hoogwater bij springtij of onregelmatig en van langere duur zoals bij storm en hoogwaterafvoeren. Afhankelijk van de locatie verschillen deze overstromingen in frequentie, duur, hoogte, periode en diepte. Boomsoorten verschillen in hun tolerantie voor overstromingen en moeten op een specifieke locatie aangepast zijn aan de heersende overstromingskenmerken. Indien de soort aangepast is aan de overstromingskenmerken van de specifieke locatie hebben ze waarde.

Toetsingsmethode: dit criterium is enkel van toepassing op bomen die op het talud aan de rivierzijde van de dijk staan, gezien daar de overstromingskans het grootst is. Glenz et al. (2006) onderscheidde 5 overstromingstolerantieclassen en kende de verschillende boomsoorten toe aan een van deze klassen. Deze indeling door Glenz et al. (2006) gebeurde enerzijds op basis van plantenkenmerken (aanpassingen aan overstromingen) maar anderzijds vooral op basis van expertkennis. Hoe hoger de overstromingstolerantie van de betreffende soort, hoe beter de soort is aangepast, hoe hoger de score die wordt toegekend.

In Glenz et al. (2006) (Tabel 34) kan nagegaan worden tot welke overstromingstolerantieklasse de betreffende soorten behoort. Enkele langs het Schelde-estuarium veel voorkomende soorten of hybriden ontbraken in Glenz et al. (2006) en zijn op basis van expertkennis toegevoegd aan Tabel 34.

Tabel 34 Verdeling van verschillende boom- en struiksoorten over 5 overstromingstolerantieclassen (naar Glenz et al. 2006, enkel de soorten die in België voorkomen zijn weerhouden). De soorten of hybriden aangeduid met een * zijn toegevoegd.

1 Zeer laag	2 Laag	3 Intermediair	4 Hoog	5 Zeer hoog
Beuk (<i>Fagus sylvatica</i>)	Noordse esdoorn (<i>Acer platanoides</i>)	Spaanse aak (<i>Acer compestre</i>)	Witte els (<i>Alnus incana</i>)	Zwarte els (<i>Alnus glutinosa</i>)
Fijnspar (<i>Picea abies</i>)	Haagbeuk (<i>Carpinus betulus</i>)	Gladde iep (<i>Ulmus minor</i>)	Zachte berk (<i>Betula alba</i>)*	Grauwe wilg (<i>Salix cinerea</i>)
Gewone esdoorn (<i>A. pseudoplatanus</i>)	Wollige sneeuwbal (<i>Viburnum lantana</i>)	Wilde liguster (<i>Ligustrum vulgare</i>)	Sporkehout (<i>Frangula alnus</i>)	Amandelwilg (<i>Salix triandra</i>)
Gewone zilverspar (<i>Abies alba</i>)	Hazelaar (<i>Corylus avellana</i>)	Wegedoorn (<i>Rhamnus cathartica</i>)	Zwarte populier (<i>Populus nigra</i>)	Katwilg (<i>Salix viminalis</i>)
Zomerlinde (<i>Tilia platyphyllos</i>)	Gewon robinia (<i>Robinia pseudoacacia</i>)	Rode kornoelje (<i>Cornus sanguinea</i>)	Canadapopulier (<i>Populus x canadensis</i>)*	Schietwilg (<i>Salix alba</i>)
Zoete kers (<i>Prunus avium</i>)	Tamme kastanje (<i>Castanea sativa</i>)	Duindoorn (<i>Hippophae rhamnoides</i>)	Vogelkers (<i>Prunus padus</i>)	Kraakwilg (<i>Salix fragilis</i>)
Europese tork (<i>Larix decidua</i>)	Zuurbes (<i>Berberis vulgaris</i>)	Gewone es (<i>Fraxinus excelsior</i>)	Bittere wilg (<i>Salix purpurea</i>)	Laurierwilg (<i>Salix pentandra</i>)
Hulst (<i>Ilex aquifolium</i>)	Eenstijlige meidoorn (<i>C. monogyna</i>)	Zomereik (<i>Quercus robur</i>)	Boswilg (<i>Salix caprea</i>)	Duitse dot (<i>Salix dasyclydos</i>)*
Wintereik (<i>Quercus petraea</i>)	Sleedoorn (<i>Prunus spinosa</i>)	Gelderse roos (<i>Viburnum opulus</i>)		<i>Salix x mollissima</i> *
Donzige eik (<i>Quercus pubescens</i>)	Winterlinde (<i>Tilia cordata</i>)	Witte abeel (<i>Populus alba</i>)		<i>Salix x rubens</i> *
Jeneverbess (<i>Juniperus communis</i>)	Ruwe iep (<i>Ulmus glabra</i>)	Ratelpopulier (<i>Populus tremula</i>)		
Tweestijlige meidoorn (<i>C. laevigata</i>)	Okkernoot (<i>Juglans regia</i>)	Wilde lijsterbes (<i>Sorbus aucuparia</i>)		
	Witte paardenkastanje (<i>A. hippocast.</i>)			
	Appel (<i>Malus sylvestris</i>)			
	Grove den (<i>Pinus sylvestris</i>)			
	Taxus (<i>Taxus baccata</i>)			
	Meelbes (<i>Sorbus aria</i>)			
	Gewone vlier (<i>Sambucus nigra</i>)			
	Ruwe berk (<i>Betula pendula</i>)			

9.3.3.1.11 Landschapselement

Schaal: omgeving van de boom

Kader: dijken vormen als lineair landschapselement veelal de ‘ruggengraat’ van dit landschap. Dit is zeker het geval in een open landschap. Bomen op de dijken versterken deze ruggengraat en maken ze beter zichtbaar (STOWA 2001). Ook een individuele boom kan een baken in het landschap vormen en de dijk als ruggengraat van het landschap accentueren.

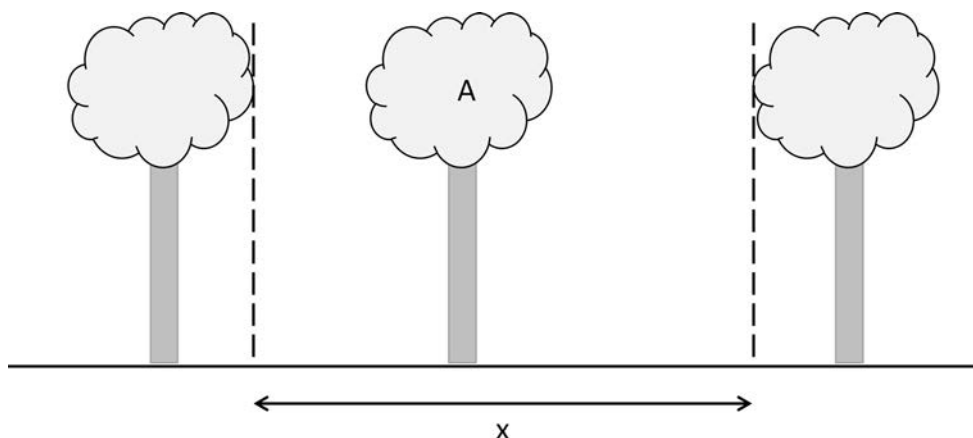
Toetsingsmethode: voor dit criterium dient de boom in zijn landschappelijke context te worden beoordeeld. Als de boom deel uitmaakt van een rij bomen op de dijk en deze rij bomen accentueert de dijk als ruggengraat van het landschap, dan heeft de boom waarde en wordt een hoge score toegekend. Op gelijkaardige manier wordt een individuele boom beoordeeld. De scoring tussen beide uitersten kan gradueel gebeuren.

9.3.3.1.1.12 Ecologische verbinding in de lengterichting

Schaal: omgeving van de boom

Kader: als de boom onderdeel is van een rij bomen die parallel met de dijk staan, heeft de boom een verbindingsfunctie in de lengterichting van de dijk. Deze rij bomen fungeert als corridor waarlangs organismen zich kunnen verplaatsen van het ene naar het andere geschikt habitat. De corridorfunctie van dergelijke lijnvormige landschapselementen is algemeen aangetoond voor vleermuizen. Deze gebruiken bomen- en struikenrijen om zich bijvoorbeeld te verplaatsen van hun slaap- of verblijfplaats naar hun foerageergebieden (Frey-Ehrenbold et al. 2013; Heim et al. 2015; Limpens et al. 1989). Het aantal soorten vleermuizen dat gebruik kan maken van deze bomenrij, is afhankelijk van de afstand tussen de bomen en dan in het bijzonder de afstand tussen de kruinen. Hoe geringer deze afstand, voor hoe meer soorten de corridor geschikt is. Vleermuizen gebruiken namelijk een sonarsysteem om zich te oriënteren. Het sonarbereik verschilt tussen de vleermuissoorten. Bij kleinere soorten is dit bereik veelal lager in tegenstelling tot grotere soorten. Grotere soorten kunnen met andere woorden over grotere afstanden hun omgeving waarnemen in tegenstelling tot kleinere soorten. Als de boomkruinen bijgevolg ver van elkaar staan, is de corridor ongeschikt voor kleine soorten, maar mogelijk geschikt voor grotere soorten. Als de boomkruinen dicht bij elkaar staan is de corridor zowel voor grote als kleine soorten geschikt. De afstanden die gebruikt worden bij het beoordelingssysteem zijn dan ook gebaseerd op de sonarbereiken van de gevoeligste vleermuissoorten (Everaert 2015; Jansen et al. 2010; Limpens et al. 1989; Schut et al. 2013).

Toetsingsmethode: de corridorfunctie van de boom wordt beoordeeld door de afstand (m) tussen de kruinen te kwantificeren tussen de 2 meest nabije andere bomen in dezelfde lijn aan weerszijden van de betreffende boom, of met andere woorden door de opening te kwantificeren die in de rij ontstaat door het verwijderen van de te beoordelen boom (Figuur 5). Hoe groter de afstand, hoe hoger de corridorfunctie, en bijgevolg hoe hoger de score van de betreffende boom. Als de afstand minder is dan 5 m, wordt de laagste score (1) gegeven; indien meer dan 20 m de hoogste of maximale score (5).



Figuur 84 Bij de beoordeling van boom A wordt de afstand tussen de kruinen bepaald van de 2 meest nabije bomen in dezelfde lijn aan weerszijden van de betreffende boom A (afstand x).

9.3.3.1.1.13 Breedte ecologische verbinding

Schaal: omgeving van de boom

Kader: als de boom onderdeel is van een rij bomen of van een strook bos die parallel met de dijk staan of dwars op de dijk, heeft de boom een verbindings- of corridorfunctie in de lengterichting of dwarse richting van de dijk (zie resp. 9.3.3.1.1.12 en 9.3.3.1.1.14). Deze rij bomen of strook bos fungeert als corridor waarlangs organismen, zoals vleermuizen, zich kunnen verplaatsen van het ene naar het andere geschikt habitat. Niet enkel de afstand tussen de bomen of beter boomkruinen is bepalend voor de functie als corridor voor vleermuizen maar ook de breedte. Hoe breder de corridor, hoe meer geschikt deze is voor vleermuizen om er langs te migreren maar evengoed om te foerageren. Bovendien biedt een brede corridor een betere bescherming tegen wind (Verboom & Huitema 2010) wat gunstig is voor insecten en dus ook voor dieren die op insecten jagen, zoals vleermuizen.

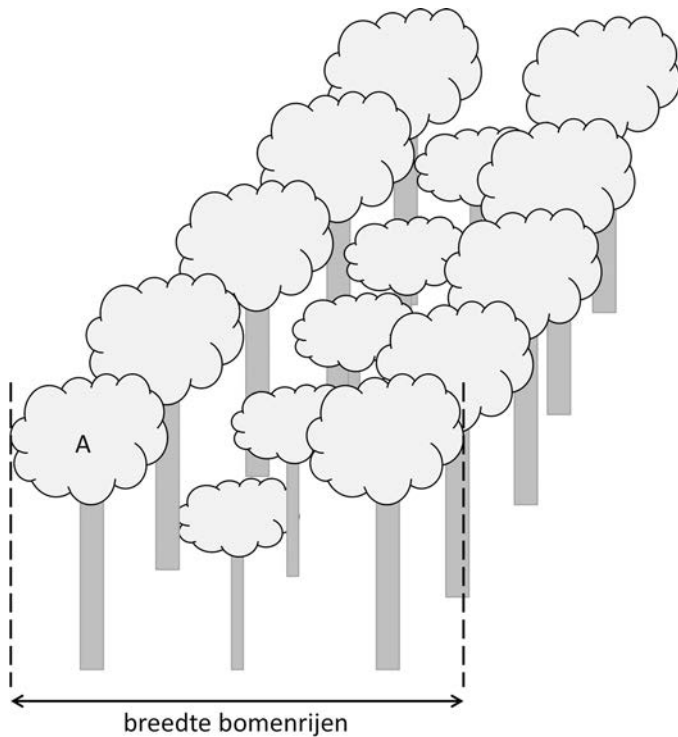
Anderzijds is een brede corridor die bestaat uit verschillende rijen bomen robuuster en is de impact op de corridorfunctie geringer als deze breedte vermindert, bijvoorbeeld door het kappen van een rij bomen. De corridor zal smaller worden, maar behoudt in zekere mate zijn corridorfunctie. Een smalle corridor, in het uiterste geval bestaande uit een enkele rij, is daarentegen veel minder robuust. Indien deze rij verwijderd wordt, verdwijnt de volledige corridor.

Dit criterium is bedoeld om de robuustheid van de corridor te beoordelen. Hoe smaller de corridor, hoe hoger de waarde of score die wordt toegekend. Een smalle corridor is namelijk veel minder robuust in vergelijking met een brede corridor en heeft een grotere kans om bij ingrepen zijn corridorfunctie te verliezen.

Toetsingsmethode: de robuustheid van de corridor wordt beoordeeld door enerzijds het aantal rijen bomen in rekening te brengen, indien als dusdanig herkenbaar (bij een strook bos



is dit minder evident). Anderzijds wordt ook de breedte (m) van de volledige corridor in rekening gebracht. Dit betreft dus de breedte (m) van de bomenrij(en), gemeten als de afstand tussen de buitenste kroonprojecties van de buitenste rijen (Figuur 85). Indien slechts 1 rij aanwezig is, wordt direct de hoogste score (5) toegekend. Indien meer dan 1 rij aanwezig is, wordt dit gecombineerd met de breedte. Hoe smaller de corridor, hoe hoger de impact bij ingrepen. Vandaar dat de score afneemt bij toenemende breedte van de corridor. De hoogste score (5) wordt gegeven als de corridor uit 1 rij bestaat of uit meer dan 1 rij maar 10 m of minder breed is; de laagste score (1) als de corridor uit meer dan 1 rij bestaat en meer dan 40 m breed is.



Figuur 85 Om bij de beoordeling van boom A de breedte van de corridor te bepalen, wordt de afstand gemeten tussen de buitenste kroonprojecties van de buitenste rijen.

9.3.3.1.1.14 Dwarse ecologische verbinding

Schaal: omgeving van de boom

Kader: als de boom onderdeel is van een rij bomen die dwars op de dijk staan, heeft de boom een verbindingfunctie dwars op de dijk. Er wordt een verbinding gemaakt tussen binnen- en buitendijks. Dit is zeker het geval wanneer bosachtige omstandigheden binnen- en buitendijks voorkomen. Een open dijklichaam vormt dan een barrière voor organismen die willen migreren tussen binnen- en buitendijks. Deze rij bomen fungeert als corridor dwars over de dijk waarlangs organismen, zoals vleermuizen, zich kunnen verplaatsen van het ene naar het andere geschikt habitat, van binnen- naar buitendijks en omgekeerd.

Het kader en de toetsingsmethode van dit criterium sluiten aan bij het criterium Ecologische verbinding in de lengterichting (zie 9.3.3.1.1.12).

Toetsingsmethode: als de boom een verbindingfunctie heeft dwars over de dijk, tussen het binnendijks en buitendijks gebied, heeft hij een waarde als corridor. Deze corridorfunctie wordt beoordeeld door de afstand (m) tussen de kruinen te kwantificeren tussen de 2 meest

nabije andere bomen in dezelfde lijn aan weerszijden van de betreffende boom of met andere woorden door de opening te meten die in de rij ontstaat door het verwijderen van de te beoordelen boom (Figuur 5). Hoe groter de afstand, hoe hoger de corridorfunctie, en bijgevolg hoe hoger de score van de betreffende boom. Als de afstand minder is dan 5 m, wordt de laagste score (1) toegekend; indien meer dan 20 m de hoogste of maximale score (5).

9.3.3.1.2 Bepaling LNC-score

De LNC-score wordt berekend volgens de formule, afgeleid van STOWA (2001):

$$\text{LNC-score} = 5 \times \left(\frac{\sum_{i=1}^N \frac{\text{Score } i \times \text{Gewicht } i}{\text{Maximum } i}}{N} \right)$$

Waarbij *Score i* de waarde of de score is die gegeven is aan het betreffende beoordelingscriterium volgens Tabel 31. *Gewicht i* is een wegingsfactor (geheel getal tussen 1 en 5) die door de beheerder aan het betreffende beoordelingscriterium is toegekend in verhouding tot het belang dat de beheerder aan dit beoordelingscriterium toekent. *Maximum i* komt overeen met de maximale score die het betreffende beoordelingscriterium kan halen. Deze maximale score wordt bepaald door de wegingsfactor te vermenigvuldigen met de maximaal te behalen score (i.e. 5). *N* betreft het aantal beoordelingscriteria uit Tabel 31 die in de toetsing zijn opgenomen.

De LNC-score heeft een waarde tussen 1 en 5.

9.3.3.2 BOB-waarden (Beheer, Onderhoud, Beleid)

Naast de landschappelijke, natuurlijke en cultuurhistorische waarden van een boom houdt de alternatieve toetsingsmethode 2.0 ook rekening met aspecten van beheer, onderhoud en beleid (BOB-aspecten of -waarden).

De beoordeling van de BOB-waarden van de boom of struik gebeurt door 2 beoordelingscriteria (zie 9.3.3.2.1) te toetsen. Het resultaat van deze toetsing wordt uitgedrukt in een BOB-score (zie 9.3.3.2.2).

9.3.3.2.1 BOB-beoordelingscriteria

De BOB-beoordelingscriteria zijn volgens een gelijkaardig vast schema beschreven als de LNC-beoordelingscriteria (zie 9.3.3.1.1). Eerst is het schaalniveau gegeven, vervolgens het kader en tot slot wordt de toetsingsmethode geduid.

De 2 BOB-beoordelingscriteria zijn samengevoegd in Tabel 35. In deze tabel worden de volgende kolommen onderscheiden:

- Nr.: volgnummer overeenkomstig de beschrijving van de beoordelingscriteria (zie 9.3.3.2.1.1 en 9.3.3.2.1.2);
- Criterium: naam van het beoordelingscriterium;
- Waarde: aanduiding of het beoordelingscriterium aspecten van beheer (Bh), onderhoud (Oh) of beleid (Bl) betreft;
- Schaal: niveau waarop de toetsing betrekking heeft;
- Weging: wegingsfactor tussen 1 en 5 die door de beheerder aan het beoordelingscriterium wordt toegekend in verhouding tot het belang dat de beheerder hieraan hecht;
- Zone: dijkzone waarop het beoordelingscriterium van toepassing is (R: rivierzijde, KR: kruin aan rivierzijde, KL: kruin aan landzijde, L: landzijde, T: teen);

- Hoe beoordelen?: summiere duiding hoe het criterium beoordeeld dient te worden. Een uitgebreider toelichting wordt gegeven in 9.3.3.2.1.1 en 9.3.3.2.1.2;
- Score: scoreschaal van 1 (lage waarde) tot 5 (hoge waarde). Per beoordelingscriterium zijn de grenswaarden voor elke score gegeven.

Tabel 35 Overzicht van de 2 beoordelingscriteria om de BOB-waarden van bomen te evalueren.

Nr	Criterium	Waarde	Schaal	Weging	Zone	Hoe beoordelen?	Score					
							1	2	3	4	5	
1	Zichtbaarheid voor inspectie en bereikbaarheid voor beheer en onderhoud	Oh	plaats	1-5	R/KR/KL/L/T	Indien de boom geen belemmering vormt voor inspectie (zichtbaarheid), beheer of onderhoud (bereik- en bereikbaarheid), krijgt ie een hoge waarde; idem als ie geen belemmering vormt voor boven- of ondergrondse nutsvoorzieningen.	zware belemmering		matige belemmering			geen belemmering
2	Beheer- en onderhoudskost van de boom	Bh	boom	1-5	R/KR/KL/L/T	Als de boom netto kosten genereert, wordt een lage score toegekend. Bij netto opbrengst wordt een hoge score gegeven.	netto verlies					netto opbrengst

9.3.3.2.1.1 Zichtbaarheid voor inspectie en bereikbaarheid voor beheer en onderhoud

Schaal: plaats van de boom

Kader: de waterbeheerder dient een dijk te kunnen onderhouden en beheren. Om dit te kunnen doen moet een dijk voldoende bereik- en berijdbaar zijn voor het nodige materieel. De aanwezigheid van een boom of bomenrijen kan een ongunstige of belemmerende impact hebben op deze bereik- en berijdbaarheid. Bovendien moet een dijklichaam ten allen tijde kunnen geïnspecteerd worden. Om deze (visuele) inspecties te kunnen uitvoeren mogen bomen de zichtbaarheid van de inspecteur niet bemoeilijken. Ook kunnen in dijken boven- en/of ondergrondse nutsvoorzieningen zijn aangebracht. Bomen kunnen een ongunstige invloed hebben op het onderhoud en functioneren van deze nutsvoorzieningen.

Toetsingsmethode: indien de boom geen belemmering vormt voor inspectie (zichtbaarheid), beheer of onderhoud (bereik- en berijdbaarheid), krijgt hij een hoge waarde; idem als hij geen belemmering vormt voor boven- of ondergrondse nutsvoorzieningen. Indien dit wel het geval is wordt een lage score toegekend. De scoring tussen beide uitersten kan gradueel gebeuren.

9.3.3.2.1.2 Beheer- en onderhoudskost van de boom

Schaal: boom

Kader: bij de beheer- en onderhoudskost van de boom worden in de eerste plaats de kosten van het snoeien bedoeld. Enerzijds genereert het snoeiwerk zelf kosten, maar ook het opruimen, afvoeren en verwerken van het snoeihout vergt middelen.

Ook kan de aanwezigheid van bomen nog andere kosten genereren. Zo kan het nodig zijn om in de herfst de gevallen bladeren te verwijderen om te voorkomen dat de onderliggende dijkvegetatie afsterft en er ongewenste kale plekken ontstaan. Afvallende takken kunnen schade aan derden veroorzaken en extra onderhoudsinterventies vereisen om bijvoorbeeld het jaagpad opnieuw bereik- en berijdbaar te maken of om de dijkvegetatie opnieuw beheerbaar te maken.

Anderzijds kan houtige biomassa gevaloriseerd worden. Stamhout kan gebruikt worden voor producttoepassingen en houtige restbiomassa voor energieproductie (www.ecopedia.be/pagina/houtige-biomassa). Bij de beoordeling dient de balans te worden opgemaakt tussen de kosten en de opbrengsten.

Toetsingsmethode: als de boom netto kosten genereert, wordt een lage score toegekend. Bij netto opbrengst wordt een hoge score gegeven. De scoring tussen beide uitersten gebeurt gradueel.

9.3.3.2.2 Bepaling BOB-score

Naar analogie met de LNC-score wordt de BOB-score berekend volgens de formule, afgeleid van STOWA (2001):

$$\text{BOB - score} = 5 \times \left(\frac{\sum_{i=1}^N \frac{\text{Score } i \times \text{Gewicht } i}{\text{Maximum } i}}{N} \right)$$

Waarbij *Score i* de waarde of de score is die gegeven is aan het betreffende beoordelingscriterium volgens Tabel 35. *Gewicht i* is een wegingsfactor (geheel getal tussen 1 en 5) die door de beheerder aan het betreffende beoordelingscriterium is toegekend in verhouding tot het belang dat de beheerder aan dit criterium toekent. *Maximum i* komt overeen met de maximale score die het betreffende beoordelingscriterium kan halen. Deze maximale score wordt bepaald door de wegingsfactor te vermenigvuldigen met de maximaal te behalen score (i.e. 5). *N* is het aantal beoordelingscriteria uit Tabel 35 die in de toetsing zijn opgenomen.

De BOB-score heeft een waarde tussen 1 en 5.

9.3.3.3 Eindscore

Op basis van de LNC-score en de BOB-score wordt een eindscore berekend. Bij het bepalen van deze eindscore is het opnieuw mogelijk om een bepaalde wegingsfactor (geheel getal tussen 1 en 5) toe te kennen aan de LNC-score en BOB-score in verhouding tot het belang dat de beheerder hieraan toekent. Dit resulteert in de volgende formule voor de eindscore, afgeleid van STOWA (2001):

$$\text{Eindscore} = \frac{(\text{LNC - score} \times \text{Gewicht LNC}) + (\text{BOB - score} \times \text{Gewicht BOB})}{(\text{Gewicht LNC} + \text{Gewicht BOB})}$$

Dit levert een eindscore voor de beoordeelde boom op tussen 1 en 5.

Een hoge score suggereert het behoud van de boom, een lage score kan helpen bij de beslissing een boom te verwijderen. De eindbeslissing ligt evenwel steeds bij de waterbeheerder.

Referenties

Adriaens P., & Ameeuw G., (eds.) (2008). Ontwikkeling van criteria voor de beoordeling van de lokale staat van instandhouding van de vogelrichtlijnsoorten. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.R.2008.36. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel, 246 p.

Adriaens T., (2016). Advies over de introductieroutes van voor de Europese Unie zorgwekkende invasieve exoten in Vlaanderen. Adviezen van het Instituut voor Natuur en Bosonderzoek INBO.A.3408. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Adriaens T., Baert K., Breyne P., Casaer J., Devisscher S., Onkelinx T., Pieters S., & Stuyck J., (2015a). Successful eradication of a suburban Pallas's squirrel *Callosciurus erythraeus* (Pallas 1779) (Rodentia, Sciuridae) population in Flanders (northern Belgium). *Biological Invasions* 17(9): 2517-2526.

Adriaens T., Barbier Y., Branquart E., Coupremagne M., Desmet P., Devisscher S., van Hoey S., Vanderhoeven S., Verreycken H., & Prévot C., (2017a). Belgian baseline distribution of invasive alien species of Union Concern (Regulation (EU) 1143/2014) [dataset]. <http://doi.org/10.5281/zenodo.438.709>.

Adriaens T., Vandegehuchte M., & Casaer J., (2015b). Basisdocument voor het opmaken van een code van goede praktijk (best practice) voor invasieve exoten. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.R.2015.7041776. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Adriaens T., Verreycken H., & D'hondt B., (2017b). De aanpak van invasieve uitheemse soorten in Vlaanderen. *De Levende Natuur* 118(4): 116-121.

Adriaensen F., Van Damme S., Van den Bergh E., Van Hove D., Brys R., Cox T., Jacobs S., Konings P., Maes J., Maris T., Mertens W., Nachtergale L., Struyf E., Van Braeckel A., & Meire P., (2005). Instandhoudingsdoelstellingen Schelde-estuarium, Universiteit Antwerpen in opdracht van W&Z, Rapport Ecobe 05R-82, Antwerpen.

Alexander K., Butler J., & Green T., (2006). The value of different tree and shrub species to wildlife. *British Wildlife* (10): 18-28.

Annett R., Habibi H.R., & Hontela A., (2014). Impact of glyphosate and glyphosate-based herbicides on the freshwater environment. *Journal of Applied Toxicology* 34: 458-479.

Anonymus, (2004). Technisch vademecum: Grasland. Harmonisch Park- en Groenbeheer. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap. Afdeling Bos & Groen.

Anonymus, (2008). Studie t.b.v. de aanleg van overstromingsgebieden en natuurgebieden i.h.k.v. het SIGMAPLAN. Bestek nr. 16EI/06/16. Deelopdracht 11 Onderzoek bekleding van waterkeringen. I/RA/11305/08.032/RVL. Studie uitgevoerd door THV Sigma Dijke in opdracht van Waterwegen en Zeekanaal nv.

Anselin A., (2004). Bosrietzanger. p. 346-347. In: Vermeersch G., Anselin A., Devos K., Herremans M., Stevens J., Gabriëls J., & Van Der Krieken B., (eds.) Atlas van de Vlaamse broedvogels 2000-2002. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud 23. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.



- Anselin A., & Mertens W., (2014). Moerasvogels. p. 218-228. In: Van Uytvanck J., & Goethals V., (eds.) Handboek voor beheerders. Europese natuurdoelstellingen op het terrein. Deel II. Soorten. Uitgeverij Lannoo-campus, Leuven, 348 p.
- Asaeda T., Rajapakse L., Manatunge J., & Sahara N., (2006). The effect of summer harvesting of *Phragmites australis* on growth characteristics and rhizome resource storage. *Hydrobiologia* 553: 327-335.
- Bakker J.P., & Berendse F., (1999). Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. *Trends in Ecology & Evolution* 14(2): 63-68.
- Beerling D.J., (1990). The ecology and control of Japanese knotweed (*Reynoutria japonica* Houtt.) and Himalayan balsam (*Impatiens glandulifera* Royle) on river banks in South Wales. PhD thesis, University of Wales, Cardiff.
- Beerling D.J., Bailey J.P., & Conolly A.P., (1994). *Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decraene (*Reynoutria japonica* Houtt.; *Polygonum cuspidatum* Sieb. & Zucc.). *Journal of Ecology* 82: 959-979.
- Beerling D.J., & Perrins J.M., (1993). *Impatiens glandulifera* Royle (*Impatiens roylei* Walp.). *Journal of Ecology* 81: 167-382.
- Berendse F., Oomes M.J.M., Altena H.J., & Elberse W.Th., (1992). Experiments on the restoration of species-rich meadows in The Netherlands. *Biological Conservation* 62: 59-65.
- Berendse F., van Ruijven J., Jongejans E., & Keesstra S., (2015). Loss of plant species diversity reduces soil erosion resistance. *Ecosystems* 18: 881-888.
- Bervoets K., (2008). Nieuwe perspectieven voor beheerresten uit natuurgebieden. *Natuur.Focus7(2)*: 54-59.
- Bímová K., Mandák B., & Pyšek P., (2003). Experimental study of vegetative regeneration in four invasive *Reynoutria* taxa (Polygonaceae). *Plant Ecology* 166(1): 1-11.
- Boeye D., Gryseels M., & Anselin A., (2004). Moerassen en open water. p 153-189. In: Hermy M., De Blust G., & Sloommaekers M., (eds.) Natuurbeheer. Uitgeverij Davidsfonds i.s.m. Argus vzw, Natuurpunt vzw en het Instituut voor Natuurbehoud, Leuven. 452 p.
- Booy O., Mill A.C., Roy H.E., Hiley A., Moore N., Robertson P., Baker S., Brazier M., Bue M., Bullock .R, Campbell S., Eyre D., Foster J., Hatton-Ellis M., Long J., Macadam C., Morrison-Bell C., Mumford J., Newman J., Parrott D., Payne R., Renals T., Rodgers E., Spencer M., Stebbing P., Sutton-Croft M., Walker K.J., Ward A., Whittaker S., & Wyn G., (2017). Risk management to prioritise the eradication of new and emerging invasive non-native species. *Biological Invasions* DOI 10.1007/s10530-017-1451-z.
- Branquart E., (2007). Guidelines for environmental impact assessment and list classification of non-native organisms in Belgium.
- Bruppacher L., Pellet J., Arlettaz R., & Humbert J.Y., (2016). Simple modifications of mowing regime promote butterflies in extensively managed meadows: evidence from field-scale experiments. *Biological Conservation* 196: 196-202.
- Bullock J.M., Franklin J., Stevenson M.J., Silvertown J., Coulson S.J., Gregory S.J., & Tofts R., (2001). A plant trait analysis of responses to grazing in a long-term experiment. *Journal of Applied Ecology* 38: 253-267.



- Bullock J.M., Hill B.C., Silvertown J., & Sutton M., (1995). Gap colonization as a source of grassland community change: effects of gap size and grazing on the rate and mode of colonization by different species. *Oikos* 72(2): 273-282.
- Buri P., Arlettaz R., & Humbert JY., (2013). Delaying mowing and leaving uncut refuges boosts orthopterans in extensively managed meadows: evidence drawn from field-scale experimentation. *Agriculture Ecosystems and Environment* 181: 22-30.
- Ceulemans T., Merckx R., Hens M., & Honnay O., (2013). Plant species loss from European semi-natural grasslands following nutrient enrichment – is it nitrogen or is it phosphorus? *Global Ecology and Biogeography* 22: 73-82.
- Cosyns E., & Hoffmann M., (2004). Extensieve begrazing: mogelijkheden en beperkingen. p. 363-405. In: Hermy M., De Blust G., & Sloommaekers M., (eds.) *Natuurbeheer*. Uitgeverij Davidsfonds i.s.m. Argus vzw, Natuurpunt vzw en het Instituut voor Natuurbehoud, Leuven. 452 p.
- Cosyns H., & De Keersmaeker L., (2015). Terreininstrument voor biomassaogst vanuit een ecologisch perspectief. Rapport in opdracht van het Agentschap voor Natuur en Bos en INVERDE (KOBÉ-project). Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.R.2015.6913764. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Couckuyt J., (2015). Sinusbeheer: maaibeheer op maat van dagvlinders en insecten. Vlaamse Vereniging voor Entomologie. Werkgroep Dagvlinders, Lokeren, 28 p.
- Couvreux M., & Hermy M., (2002). Verspreiden van zaden door maai- en grasbeheer. *Natuur.Focus* 1(1): 4-8.
- Dahlin A.S., Emanuelsson U., & McAdam J.H., (2005). Nutrient management in low input grazing-based systems of meat production. *Soil Use and Management* 21: 122-131.
- De Baets S., Poesen J., Gyssels G., & Knapen A., (2006). Effects of grass roots on the erodibility of topsoils during concentrated flow. *Geomorphology* 76: 54-67.
- De Baets S., Poesen J., Knapen A., & Galindo P., (2007). Impact of root architecture on the erosion-reducing potential of roots during concentrated flow. *Earth Surface Processes and Landforms* 32: 1323-1345.
- De Baets S., Poesen J., Meersmans J., & Serlet L., (2011). Cover crops and their erosion-reducing effects during concentrated flow erosion. *Catena* 85: 237-244.
- De Becker P., (2004). Graslanden, ruigten en natuurbeheer. p 191-219. In: Hermy M., De Blust G., & Sloommaekers M., (eds.) *Natuurbeheer*. Uitgeverij Davidsfonds i.s.m. Argus vzw, Natuurpunt vzw en het Instituut voor Natuurbehoud, Leuven. 452 p.
- Decler K., (eds.) (2007). Europees beschermde natuur in Vlaanderen en het Belgisch deel van de Noordzee. Habitattypen | Dier- en plantensoorten. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.M.2007.1. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. 584 p.
- Decler K., & Leten M., (1997). De wettelijk verplichte bestrijding van distels in Vlaanderen. Een standpunt van het Instituut voor Natuurbehoud. Rapporten van het Instituut voor Natuurbehoud IN.R.1997.13. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel.
- de Groot C., Oldenburger J., & Jansen P., (2011). Invasieve plantensoorten. Handreikingen voor het beheer. Stichting ProBOS, Wageningen.



de Groot C., & Oldenburger J., (2011). De bestrijding van invasieve uitheemse plantensoorten; een studie naar de bestrijding van 6 invasieve exoten in de Nederlandse buitenruimte. Stichting Probos, Wageningen, 90 p.

Delarue S., & Willem J., (2006). Mechanisatie van het landschapsbeheer. Werktuigen voor het beheer van opgaande kleine landschapselementen, (oever)bermen en recreatiepaden. IKC Groenmanagement, i.o.v. InterregIII en provincie West-Vlaanderen. 92 p.

Delbart E., Mahy G., Weickmans B., Henriët F., Crémer S., Pieret N., Vanderhoeven S., & Monty A., (2012). Can land managers control Japanese Knotweed? Lessons from control tests in Belgium. *Environmental Management* 50: 1089-1097.

De Saeger S., & Wouters J., (2017). BWK en Habitatkartering, een praktische handleiding. Deel 5: de graslandsleutel. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2018 (4). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. DOI: doi.org/10.21436/inbor.13847497

De Schrijver A., De Frenne P., Ampoorter E., Van Nevel E., Demey A., Wuyts K., & Verheyen K., (2011). Cumulative nitrogen input drives species loss in terrestrial ecosystems. *Global Ecology and Biogeography* 20: 803-816.

De Schrijver A., Demey A., De Frenne P., Schelfout S., Vergeynst J., De Smedt P., & Verheyen K., (2013a). Stikstof en biodiversiteit: een onverzoenbaar duo. *Natuur.Focus* 12(3): 92-102.

De Schrijver A., Schelfout S., Demey A., Raman M., Baeten L., De Groote S., Mertens J., & Verheyen K., (2013b). Natuurherstel op landbouwgrond: fosfor als bottleneck. *Natuur.Focus* 12(4): 145-153.

Dommanget F., Evette A., Spiegelberger T., Gallet C., Pacé M., Imbert M., & Navas M.L., (2014). Differential allelopathic effects of Japanese knotweed on willow and cottonwood cuttings used in riverbank restoration techniques. *Journal of Environmental Management* 132: 71-78.

Driessen B., & Geers R., (2009). Landschapsbegrazing met schapen. Gedrag als leidraad bij keuze van traditionele rassen. *Natuur.Focus* 8(4): 135-141.

Driessens G., (2011). Fenologie: resultaten en bespreking 2010. *Natuur.Oriolus* 77(1): 4-8.

Ellenberg H., Weber H.E., Düll R., Wirth V., Werner W., & Paulissen D., (1992). Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta geobotanica* 18: 1-248.

Everaert J., (2015). Effecten van windturbines op vogels en vleermuizen in Vlaanderen. Leidraad voor risicoanalyse en monitoring. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2015 (INBO.R.2015.6498022). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

FAO (2006). Guidelines for soil description. Fourth edition. FAO, Italy.

Fliervoet L.M., (1992). Aanleg en beheer van grasland op rivierdijken. Unie van Waterschappen, IKC-NBLF, Wageningen, 63 p.

Fox G.A., & Wilson G.V., (2010). The role of subsurface flow in hillslope and stream bank erosion: a review. *Soil Science Society of America Journal* 74(3): 717-733.

Frey-Ehrenbold A., Bontadina F., Arlettaz R. & Obrist M.K., (2013). Landscape connectivity, habitat structure and activity of bat guilds in farmland-dominated matrices. *Journal of Applied Ecology* 50: 252-261.

- Gaston K.J., & Spicer J.I., (2004). *Biodiversity. An introduction*. Second edition. Blackwell Publishing, Oxford, UK, 191 p.
- Ghestem M., Sidle R.C., & Stokes A., (2011). The influence of plant root systems on subsurface flow: implications for slope stability. *Bioscience* 61(11): 869-879.
- Gilbert J., Gowing D., & Wallace H., (2009). Available soil phosphorus in semi-natural grasslands: assessment methods and community tolerances. *Biological Conservation* 142: 1074-1083.
- Glenz C., Schlaepfer R., Iorgulescu I., & Kienast F., (2006). Flooding tolerance of Central European tree and shrub species. Review. *Forest Ecology and Management* 235: 1-13.
- Grant S.A., Suckling D.E., Smith H.K., Torvell L., Forbes T.D.A. & Hodgson J., (1985). Comparative studies of diet selection by sheep and cattle. *Journal of Ecology* 73(3): 987-1004.
- Groenendijk D., & Wolterbeek T., (2001). *Praktisch natuurbeheer: vlinders en libellen*. KNNV Uitgeverij Utrecht, De Vlinderstichting, Wageningen, 219 p.
- Gryseels M., (1989a). Nature management experiments in a derelict reedmarsh. I: Effects of winter cutting. *Biological Conservation* 47: 171-193.
- Gryseels M., (1989b). Nature management experiments in a derelict reedmarsh. II: Effects of summer mowing. *Biological Conservation* 48: 85-99.
- Gyssels G., Poesen J., Bochet E., & Li Y., (2005). Impact of plant root characteristics on the resistance of soils to erosion by water: a review. *Progress in Physical Geography* 29(2): 189-217.
- Hautier Y., Niklaus P.A., & Hector A., (2009). Competition for light causes plant biodiversity loss after eutrophication. *Science* 324: 636-638.
- Heim O., Treitler J.T., Tschapka M., Knörnschild M., & Jung K., (2015). The importance of landscape elements for bat activity and species richness in agricultural areas. *PLoS ONE* 10(7): e0134443. doi:10.1371/journal.pone.0134443.
- Hejda M., Pyšek P., & Jarošík V., (2009). Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. *Journal of Ecology* 97(3): 393-403.
- Hellström K., Huhta A.P., Rautio P., & Juha T., (2009). Seed introduction and gap creation facilitate restoration of meadow species richness. *Journal for Nature Conservation* 17: 236-244.
- Hermij M., De Blust G., & Sloommaekers M., (2004). *Natuurbeheer*. Uitgeverij Davidsfonds i.s.m. Argus vzw, Natuurpunt vzw en het IN, Leuven. 452 p.
- Herr C., (2015). Voortoets bij de aanleg van een jaagpad langs de Boven-Durme tussen de Veerstraat en de Daknambrug te Lokeren. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.A.3303. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Hewlett H.W.M., Boorman L.A., & Bramley M.E., (1987). Design of reinforced grass waterways. CIRIA Report 116.
- Hill M.O., Mountford J.O., Roy D.B., & Bunce R.G.H., (1999). *Ellenberg's indicator values for British plants*. ECOFACT Volume 2 Technical Annex. Huntingdon, Institute of Terrestrial Ecology.



- Hilligers H.P.M., (1983). Beweidingseffecten van Mergellandschappen in enkele Zuidlimburgse natuurrezervaten. *Publ. Natuurhist. Gen. Limb.* 32: 24-30.
- Humbert J.-Y., Ghazoul J., & Walter T., (2009). Meadow harvesting techniques and their impacts on field fauna. *Agriculture Ecosystems and Environment* 130: 1-8.
- Humbert J.-Y., Ghazoul J., Sauter G.J., & Walter T., (2010). Impact of different meadow mowing techniques on field invertebrates. *Journal of Applied Entomology* 134: 592-599.
- Hurford C., & Schneider M., (2006). *Monitoring nature conservation in cultural habitats: a practical guide and case studies.* Springer, Dordrecht, The Netherlands, 394 p.
- IMDC, (2014). *Duurzame bathymetrie opgesteld in het kader van het duurzaam beheerplan Boven-Zeeschelde i.o.v. Waterwegen en Zeekanaal nv, Afdeling Zeeschelde. Versie 0.9, 16EI1357.*
- INBO, (2016). *Klassieke vegetatieopname in een proefvlak aan de hand van visuele inschattingen van bedekking van soorten in (semi-)terrestrische vegetatie (versie 1.0). Standaard Veldprocedure 401, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.*
- Jansen E.A., Limpens H.J.G.A., & Westra S., (2010). Landschappelijke herinrichting van het landschap van de Nieuwe Hollandse Waterlinie & vleermuizen. Potentiële knelpunten, oplossingen en ontwikkelkansen. In: *Rapport van de Zoogdierverseniging* (ed. by Zoogdierverseniging). Zoogdierverseniging, Nijmegen.
- Jansen J., (2011). *Status van de dijkvegetatie op de linkerscheldeoever. Resultaten inventarisatie van de flora en richtlijnen voor beheer van de Sigmadijken langs de linkerscheldeoever van Blokkersdijk tot de Nederlandse grens. Natuurpunt Wase Linkerscheldeoever, 21 p. + bijlagen.*
- Jansen P., (2016). *Hakhout op omgekeerde rabatten. Probos Bosberichten 2016: 2.*
- Jansen P., & Kuiper L., (2001). *Hakhout. Suggesties voor het beheer. Stichting Bos en Hout i.s.m. Unie van Bosgroepen, Wageningen.*
- Janssens F., Peeters A., Tallowin J.R.B., Bakker J.P., Bekker R.M., Fillat F., & Oomes M.J.M., (1998). Relationship between soil chemical factors and grassland diversity. *Plant and Soil* 202: 69-78.
- Joye T., Ramaekers J., Van Herp P., De Wael J., Geerts P., & Schauvliege M., (2008). *Technisch Vademecum Bomen. Harmonisch Park- en Groenbeheer. Agentschap voor Natuur en Bos, Brussel. 356 p.*
- Katsanevakis S., Bogucarskis K., Gatto F., Vandekerkhove J., Deriu I., & Cardoso A.C., (2012). Building the European Alien Species Information Network (EASIN): a novel approach for the exploration of distributed alien species data. *BioInvasions Records* 1(4): 235-245.
- Katsanevakis S., Genovesi P., Gaiji S., Hvid H.N., Roy H., Nunes A.L., Aguado F.S., Bogucarskis K., Debusscher B., Deriu I., Harrower C., Josefsson M., Lucy F.E., Marchini A., Richards G., Trichkova T., Vanderhoeven S., Zenetos A., & Cardoso A.C., (2013). Implementing the European policies for alien species: networking, science, and partnership in a complex environment. *Management of Biological Invasions* 4(1): 3-6.
- Küchler A.W., & Zonneveld I.S., (1988). *Vegetation mapping. Handbook of vegetation science Vol. 10* (Ed. H. Lieth). Kluwer, Den Haag, 635 p.

Lambinon J., De Langhe J.E., Delvosalle L., & Duvigneaud J., (1998). Flora van België, het Groothertogdom Luxemburg, Noord-Frankrijk en de aangrenzende gebieden (Pteridofyten en Spermatofyten). 3e druk, Nationale Plantentuin van België, Meise, 1091 p.

Leslie I.N., Heinse R., Smith A.M.S., & McDaniel P.A., (2014). Root decay and fire affect soil pipe formation and morphology in forested hillslopes with restrictive horizons. *Soil Science Society of America Journal* 78(4): 1448-1457.

Limpens H.J.G.A., Helmer W., Van Winden A., & Mostert K., (1989). Vleermuizen (Chiroptera) en lintvormige landschapselementen. Een overzicht van de huidige kennis van het belang van lintvormige landschapselementen voor vleermuizen. *Lutra* 32(1): 1-16.

Lindemann-Matthies P., Junge X., & Matthies D., (2010). The influence of plant diversity on people's perception and aesthetic appreciation of grassland vegetation. *Biological Conservation* 143: 195-202.

Londo G., (1976). The decimal scale for relevés of permanent quadrats. *Vegetatio* 33(1): 61-64.

Maes D., Vanreusel W., & Van Dyck H., (2013). Dagvlinders in Vlaanderen: nieuwe kennis voor betere actie. Tielt Uitgeverij Lannoo nv., 542 p.

Maris M., (1999). Hoe ver is de bonte kade nog weg? Erosiebestendigheid en floristische ontwikkeling van de Maaskades. Waterschap Roer en Overmaas, Sittard, 53 p.

Martin S., (2014). Experience Report Knotweed control in river maintenance. In: International Knotweed Workshop 2014, Zurich (www.europeanknotweedcontrolnetwork.eu/wp-content/uploads/2014/09/Presentation-Germany_infrastructure-waterways_Martin.pdf).

Massart J., (1908). Les districts littoraux et alluviaux. In Bommer C., & Massart J., (Ed.): Les aspects de la végétation en Belgique. Jardin Botanique de l'Etat.

Menichino G.T., Scott D.T., & Hester E.T., (2015). Abundance and dimensions of naturally occurring macropores along stream channels and the effects of artificially constructed large macropores on transient storage. *Freshwater Science* 34(1): 125-138.

Mergeay J., (2012). Advies betreffende het gebruik van bloemzaadmengsels ten bate van bestuivers en biodiversiteit. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.A.2012.80. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. 26 p.

Mergeay J., & Adriaens T., (2013). Afwegingskader voor het gebruik van bloemenzaadmengsels ten bate van bestuivers en biodiversiteit. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.R.2013.5. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2016. Schematiseringshandleiding grasbekleding WBI 2017. Versie 2.0. Rijkswaterstaat, Water Verkeer en Leefomgeving, 106 p.

Moore P.D., & Chapman S.B., (1986). *Methods in Plant Ecology*. Second edition. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 588 p.

Murrell C., Gerber E., Krebs C., Parepa M., Schaffner U., & Bossdorf O., (2011). Invasive knotweed affects native plants through allelopathy. *American Journal of Botany* 98(1): 38-43.

Nielsen C., Ravn H.P., Nentwig W., & Wade M., (2005). Reuzenberenklauw: een praktisch handleiding. Richtlijnen voor bestrijding en controle van een invasieve plant. *Forest & Landscape Denmark, Hørsholm*, 44 p.



- Noordijk J., Delille K., Schaffers A.P., & Sýkora K.V., (2009). Optimizing grassland management for flower-visiting insects in roadside verges. *Biological Conservation* 142: 2097-2103.
- Oldenburger J., Penninkhof J., de Groot C. & Voncken F., (2017). Praktijkproef bestrijding duizendknoop. Resultaten en kostenefficiëntie van zeven bestrijdingsmethoden voor duizendknoop en varianten daarop. Stichting ProBOS, Wageningen, 66 p.
- Onkelinx T., Verschelde P., Wouters J., Bauwens D., & Quataert P., (2008). Ontwerp en evaluatie van meetnetten voor het milieu- en natuurbeleid. Steekproefgrootteberekeningen en analyse van de kosteneffectiviteit. Vlaamse Overheid, Departement Leefmilieu, Natuur en Energie, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.M.2008.8, Brussel.
- Parr T.W., & Way J.M., (1988). Management of roadside vegetation: the long-term effects of cutting. *Journal of Applied Ecology* 25(3): 1073-1087.
- Pavlů V., Schellberg J., & Hejcman M., (2011). Cutting frequency vs. N application: effect of a 20-year management in *Lolium-Cynosuretum* grassland. *Grass and Forage Science* 66: 501-515.
- Peeters P., De Vos L., Vandevoorde B., Taverniers E., & Mostaert F., (2012). Erosiebestendigheid van de grasmat bij golfoverslag: Golfoverslagproeven Tielrodebroek. Versie 2_0. WL Rapporten, 713_15b. Waterbouwkundig Laboratorium, INBO en afdeling Geotechniek, Antwerpen, België.
- Peeters P., De Vos L., Vandevoorde B., & van der Meer J., (2013). Application of grass cover failure models following in situ wave overtopping experiments in Belgium. *Universal Journal of Geoscience* 1(2): 46-55.
- Pratt C.F., Shaw R.H., Tanner R.A., Djeddour D.H., & Vos J.G.M., (2013). Biological control of non-native weeds: an opportunity not to be ignored. *Entomologische Berichten* 73(4): 144-154.
- Pywell R.F., Bullock J.M., Hopkins A., Walker K.J., Sparks T.H., Burke M.J.W., & Peel S., (2002). Restoration of species-rich grassland on arable land: assessing the limiting processes using a multi-site experiment. *Journal of Applied Ecology* 39(2): 294-309.
- Pywell R.F., Bullock J.M., Tallowin J.B., Walker K.J., Warman E.A., & Masters G., (2007). Enhancing diversity of species-poor grasslands: an experimental assessment of multiple constraints. *Journal of Applied Ecology* 44: 81-94.
- Relyea R.A., (2005a). The impact of insecticides and herbicides on the biodiversity and productivity of aquatic communities. *Ecological Applications* 15(2): 618-627.
- Relyea R.A., (2005b). The lethal impact of Roundup on aquatic and terrestrial amphibians. *Ecological Applications* 15(4): 1118-1124.
- Reubens B., Poesen J., Danjon F., Geudens G., & Muys B., (2007). The role of fine and coarse roots in shallow slope stability and soil erosion control with a focus on root system architecture: a review. *Trees* 21: 385-402.
- Reynders M., Heylen O., Damen L., Maes P., Claerbout S., & Van Gossum H., (red.) (2014). Technisch Vademecum Beheer van Invasieve Uitheemse Planten. Antea Group i.o.v. het Agentschap voor Natuur en Bos en m.m.v. Inverde.
- Roufied S., Bornette G., Mistler L., & Piola F., (2011). Contrasting response to clipping in the Asian knotweeds *Fallopia japonica* and *Fallopia × bohemica*. *Ecoscience* 18(2): 110-114.

Rook A.J., Dumont B., Isselstein J., Osoro K., Wallis de Vries M.F., Parente G., & Mills J., (2004). Matching type of livestock to desired biodiversity outcomes in pastures - a review. *Biological Conservation* 119(2): 137-150.

Schaffers A.P., Vesseur M.C., & Sýkora K.V., (1998). Effects of delayed hay removal on the nutrient balance of roadside plant communities. *Journal of Applied Ecology* 35(3): 349-364.

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 p.

Schut J., Limpens H., La Haye M., van der Heide Y., Koelman R., & Overman W., (2013). Belangrijke factoren voor het gebruik van hop-overs door vleermuizen over wegen. *Veldonderzoek bij Sumar en Gieten.* (ed. by bv AWeo). Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek bv, Feanwâlden.

Shannon C.E., & Weaver W., (1949). *The mathematical theory of communication.* The University of Illinois Press, Urbana, 117 p.

Shaw R.H., Bryner S., & Tanner R., (2009). The life history and host range of the Japanese knotweed psyllid, *Aphalara itadori* Shinji: Potentially the first classical biological weed control agent for the European Union. *Biological Control* 49(2): 105-113.

Shaw R.H., Tanner R., Djeddour D., & Cortat G., (2011). Classical biological control of *Fallopia japonica* in the United Kingdom - lessons for Europe. *Weed Research* 51(6): 552-558.

Sibbald A.M., & Hooper R.J., (2004). Sociability and the willingness of individual sheep to move away from their companions in order to graze. *Applied Animal Behaviour Science* 86(1-2): 51-62.

Simberloff D., Martin J.-L., Genovesi P., Maris V., Wardle D.A., Aronson J., Courchamp F., Galil B., García-Berthou E., & Pascal M., (2012). Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in Ecology & Evolution* 28(1): 58-66.

Sioen G., Verschelde P., & Roskams P., (2017). *Bosvitaliteitsinventaris 2016. Resultaten uit het bosvitaliteitsmeetnet (Level 1). Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2017 (15).* Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Stokes A., Atger C., Bengough A.G., Fourcaud T., & Sidle R.C., (2009). Desirable plant root traits for protecting natural and engineered slopes against landslides. *Plant and Soil* 324(1-2): 1-30.

Stortelder A.H.F., Schaminée J.H.J., & Hommel P.W.F.M., (1999). *De vegetatie van Nederland. Deel 5: Ruigten, struwelen, bossen.* Opulus Press, Uppsala, Leiden, 376 p.

STOWA (2001). *Handleiding voor beplanting op en nabij primaire waterkeringen.* Stowa 2000-06, eerste versie, Utrecht, 71 p.

Sýkora K.V., & Liebrand C.I.J.M., (1987). *Natuurtechnische en civieltechnische aspecten van rivierdijkvegetaties.* Landbouww universiteit Wageningen, 194 p.

Sýkora K.V., Kalwij J.M., & P.J. Keizer P.J., (2002). Phytosociological and floristic evaluation of a 15-year ecological management of roadside verges in the Netherlands. *Preslia* 74: 421-436.

Tanner R., Ellison C., Shaw R.H., Evans H., & Gange A., (2008). Losing patience with *Impatiens*: are natural enemies the solution? *Outlooks on Pest Management* 19: 86-91.



Tanner R.A., Ellison C.A., Seier M.K., Kovács G.M., Kassai-Jáger E., Berecky Z., Varia S., Djeddour D., Singh M.C., Csiszár A., Csontos P., Kiss L. & Evans H.C., (2015). *Puccinia komarovii* var. *glanduliferae* var. nov.: a fungal agent for the biological control of Himalayan balsam (*Impatiens glandulifera*). European Journal of Plant Pathology 141(2): 247-266.

Tax M.H., (1989). Atlas van de Nederlandse dagvlinders. Natuurmonumenten en Vlinderstichting, 248 p.

Technische Adviescommissie voor de Waterkeringen (TAW), (1996). Technisch rapport klei voor dijken. Delft. 52 p. + bijlagen.

Technische Adviescommissie voor de Waterkeringen (TAW), (1998). Technisch rapport erosiebestendigheid van grasland als dijkbekleding. Delft, 38 p.

Technische Adviescommissie voor de Waterkeringen (TAW), (1999). Grasmatt als dijkbekleding; Delft. 19 p.

Thompson K., Bakker J. P., & Bekker R. M., (1997). The soil seed banks of North West Europe: methodology, density and longevity. Cambridge, UK: Cambridge University Press., 276 p.

Thompson K., & Davis M.A., (2011). Why research on traits of invasive plants tells us very little. Trends in Ecology & Evolution 26(4): 155-156.

Tilman D., (1997). Mechanisms of plant competition. p. 239-261. In: Crawley M.J., Plant ecology. Second edition. Blackwell Science, Oxford England.

Vanallemeersch R., Hoffmann M., Anselin A., & Meire P., (1997). Advies van het Instituut voor Natuurbehoud omtrent het maaibeheer op de Sigmadijken in het Zeescheldebekken. Adviezen van het Instituut voor Natuurbehoud IN.97.05, 13 p. (+ bijlagen).

Van de Meutter F., Vanderhaeghe F., Raman M., & Van Kerckvoorde A., (2012). Invasieve uitheemse planten langsheen bevaarbare waterlopen in West- en Oost-Vlaanderen. Inschatting van het voorkomen en een afwegingskader voor beheer. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.R.2012.13. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Vanderhoeven S., Adriaens T., D'hondt B., Van Gossum H., Vandegehuchte M., Verreycken H., Cigar J., & Branquart E., (2015). A science-based approach to tackle invasive alien species in Belgium - the role of the ISEIA protocol and the Harmonia information system as decision support tools. Management of Biological Invasions 6(2): 197-208.

Vanderhoeven S., Dassonville N., & Meerts P., (2005). Increased topsoil mineral nutrient concentrations under exotic invasive plants in Belgium. Plant and Soil 275(1-2): 169-179.

Vandevoorde B., (2015). Advies over het gebruik van bloemzaadmengsels op dijken en in Sigmagebieden. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.A.3039. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Vandevoorde B., Van Braeckel A., & Van den Bergh E., (2007). Voorstel voor het inzaaien van nieuw aangelegde dijken langs de Zeeschelde. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.A.2007.128. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Vandevoorde B., Terrie T., & Van den Bergh E., (in prep.). Ecologisch onderzoek naar dijkvegetaties en hun erosiebestendigheid langs de Zeeschelde en Durme. Richtlijnen naar beheer. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.



- Van Uytvanck J., & De Blust G., (2012). Handboek voor beheerders. Europese natuurdoelstellingen op het terrein. Deel I. Habitats. Uitgeverij Lannoo-campus, Leuven.
- Van Uytvanck J., Van Kerckvoorde A., Vandevoorde B., & De Blust G., (2017). Evaluatie en optimalisatie van de inventarisatiemethodiek en de beheerevaluatie voor bermen en dijken. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2017 (32). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- van Wieren S.E., (1987). Grote herbivoren in het natuurbeheer. p.200-214. In: de Bie S., Joenje W., & van Wieren S.E., (eds) Begrazing in de natuur. Pudoc, Wageningen.
- Verboom B., & Huitema H.H., (2010). The influence of treeline structure and wind protection on commuting and foraging common pipistrelles (*Pipistrellus pipistrellus*). *Lutra* 53(2): 63-80.
- Vriens L., Bosch H., De Knijf G., De Saeger S., Guelinckx R., Oosterlynck P., Van Hove M., & Paelinckx D., (2011). De Biologische Waarderingskaart. Biotopen en hun verspreiding in Vlaanderen en het Brussels Hoofdstedelijk Gewest. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.M.2011.1. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- VTV (2007). Voorschrift Toetsen op Veiligheid Primaire Waterkeringen. Iov. Ministerie van Verkeer en Waterstaat Directoraat-Generaal Water, Den Haag.
- Wallis de Vries M.F., & Knotters J.C., (2000). Effecten van gefaseerd maaibeheer op de ongewervelde fauna van graslanden. *De Levende Natuur* 101(2): 37-41.
- Weeda E.J., Westra R., Westra C.H., & Westra T., (1988). Nederlandse Oecologische Flora. Wilde planten en hun relaties 3. IVN, Amsterdam.
- Weeda E.J., Westra R., Westra C., & Westra I., (1991). Nederlandse Oecologische Flora. Wilde planten en hun relaties. Deel 4. IVN, Amsterdam, 317 p.
- Wessels S., Eichberg C., Storm C., & Schwabe A., (2008). Do plant-community-based grazing regimes lead to epizoochorous dispersal of high proportions of target species? *Flora* 203(4): 304-326.
- Williamson M.H., & Fitter A., (1996). The varying success of invaders. *Ecology* 77(6): 1661-1666.
- Wouters J., Onkelinx T., Bauwens D., & Quataert P., (2008). Ontwerp en evaluatie van meetnetten voor het milieu- en natuurbeleid. Leidraad voor de opdrachtgever. Vlaamse Overheid, Departement Leefmilieu, Natuur en Energie, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. Mededelingen Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.M.2008.7. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Zwaenepoel A., (1998). Werk aan de berm! Handboek botanisch bermbeheer. Stichting Leefmilieu vzw/Kredietbank i.s.m. AMINAL afdeling Natuur, Brussel, 295 p.
- Zwaenepoel A., (2000). Veldgids. Ontwikkeling van botanisch waardevol grasland in West-Vlaanderen. WVI in opdracht van Provincie West-Vlaanderen.



Bijlage

Bijlage 1: GIS-bestanden

Als bijlage bij dit rapport zijn 6 GIS-bestanden (shapefile, Lambert-72 projectie) gegeven:

- VegetatiekaartDijkenDistrict1_2.shp: vegetatiekaart van de dijken van district 1 en district 2. Deze lijnenkaart bevat 5 parallelle lijnen (lijnen zijn niet exact gelokaliseerd!), een lijn voor elke dijkzone. Deze lijnen zijn opgedeeld in lijnstukken die telkens bestaan uit een homogene vegetatie-eenheid waaraan een bepaald vegetatietype is gekoppeld. Duiding bij de kolommen in de attribuentabel is gegeven in Tabel 22.
- VegetatiekaartDijkenDistrict1_2_punten.shp: vegetatiekaart van de dijken van district 1 en district 2. Deze puntenkaart staat voor homogene vegetatie-eenheden die korter zijn dan 10 m waaraan een vegetatietype is gekoppeld. Duiding bij de kolommen in de attribuentabel is gegeven in Tabel 23.
- Beheervoorstel_District1.shp: lijnenkaart van district 1 die dezelfde lijnstukken bevat als de vegetatiekaart maar voor elk lijnstuk is een beheervoorstel onder de vorm van een concrete beheermaatregel gegeven. Duiding bij de kolommen in de attribuentabel is gegeven Tabel 26.
- Beheervoorstel_District1_punt.shp: puntenkaart van district 1 die dezelfde punten bevat als de vegetatiekaart maar voor elk punt is een beheervoorstel onder de vorm van een concrete beheermaatregel gegeven. Duiding bij de kolommen in de attribuentabel is gegeven Tabel 27.
- Beheervoorstel_District2.shp: idem als Beheervoorstel_District1.shp maar voor district 2.
- Beheervoorstel_District2_punt.shp: idem als Beheervoorstel_District1_punt.shp maar voor district 2.

Bijlage 2: Alternatieve toetsingsmethode 2.0

Als bijlage bij dit rapport is een excel-bestand AlternatieveToetsingsmethode2.0.xlsx (Microsoft® Excel® 2010 (14.0.7183.5000)) gegeven met de volgende kolommen:

- LNC/BOB: geeft aan of het een LNC- of BOB-beoordelingscriterium betreft;
- Nr: volgnummer dat overeenkomt met het hoofdstuk (zie 9.3.3.1.1.1 tot 9.3.3.1.1.14 en 9.3.3.2.1.1 tot 9.3.3.2.1.2);
- Criterium: naam van het betreffende beoordelingscriterium;
- Waarde: geeft aan of het een Landschap, Natuur, Cultuur, Beheer, Onderhoud of Beleidscriterium betreft;
- Schaal: schaalniveau waarop de toetsing betrekking heeft;
- Weging: bereik van wegingsfactor die aan het betreffende criterium kan gegeven worden, zie ook kolom Q (Toepassing/Weging);
- Zone: dijkzone waarop het criterium kan toegepast worden (R rivierzijde, KR: kruin aan rivierzijde, KL: kruin aan landzijde, L: landzijde, T: teen van de dijk);
- Hoe beoordelen?: korte beschrijving hoe de beoordeling dient te gebeuren, verdere duiding wordt gegeven in hoofdstuk 9.3.3.1.1.1 tot 9.3.3.1.1.14 en in hoofdstuk 9.3.3.2.1.1 tot 9.3.3.2.1.2;
- Score:
 - 1-5: per beoordelingscriterium is voor elke score de grenswaarde gegeven. Deze grenswaarden worden gebruikt om de score te bepalen voor de beoordeelde boom/struik;
- Opmerking: aanvullende duiding of referenties;
- Toepassing:
 - Weging: wegingsfactor tussen 1 en 5 die de beheerder toekent aan het beoordelingscriterium in verhouding tot het belang dat de beheerder hieraan hecht (in te vullen);
 - Score: resultaat van de beoordeling voor het betreffende criterium. Waarde van 1 tot 5 bepaalt op basis van de beoordeling en de grenswaarden (zie Score 1-5) (in te vullen);
 - Subtotaal: subtotaal die voor elk criterium automatisch wordt berekend op basis van de wegingsfactor en toegekende score.

In cel Q22 wordt automatisch de LNC-score berekend, in cel Q23 de BOB-score. De eindscore (cel Q28) wordt eveneens automatisch berekend, al dient eerst een wegingsfactor van 1 tot 5 te worden ingevuld voor LNC (cel P25) en BOB (cel P26).

In het werkblad dienen enkel de geel en lichtgroen gekleurde cellen te worden ingevuld. De donkergroen gekleurde cellen worden automatisch berekend.

LNC-score		#DEEL/0!
BOB-score		#DEEL/0!
Weging LNC		
Weging BOB		
Eindscore		#DEEL/0!

////////////////////////////////////

