Vlaanderen
is wetenschap

Evaluatie en optimalisatie van de inventarisatiemethodiek en de beheerevaluatie voor bermen en dijken

Jan Van Uytvanck, Andy Van Kerckvoorde, Bart Vandevoorde, Geert De Blust

INSTITUUT
NATUUR- EN BOSONDERZOEK

Auteurs:

Jan Van Uytvanck, Andy Van Kerckvoorde, Bart Vandevoorde, Geert De Blust
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

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

Vestiging:

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

e-mail:

jan.vanuytvanck@inbo.be

Wijze van citeren:

Jan Van Uytvanck, Andy Van Kerckvoorde, Bart Vandevoorde, Geert De Blust (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.

D/2017/3241/233

doi.org/10.21436/inbor.12764745

Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2017 (32)

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Maurice Hoffmann

Druk:

Managementondersteunende Diensten van de Vlaamse overheid

Foto cover:

Marleen Moelants

Dit onderzoek werd uitgevoerd in opdracht van:

Departement Mobiliteit en Openbare Werken

Evaluatie en optimalisatie van de inventarisatiemethodiek en de beheerevaluatie voor bermen en dijken

Jan Van Uytvanck, Andy Van Kerckvoorde, Bart Vandevoorde, Geert De Blust

Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2017 (32)

Dankwoord/Voorwoord

We danken graag de stuurgroep voor de constructieve bijdrage aan dit rapport: Marleen Moelants, Jo Laps, Jeroen Van Waeyenberge, Piet Thys, Nathalie Devaere, Astrid Van Vosselen, Miek Hasevoets, Valerie Vandeurzen, Katja Claus, Steven Vanonckelen en Hermien Schoutteten

Samenvatting

In dit rapport worden voor bermen of dijken relevante methodieken ontwikkeld voor:

- de inventarisatie van de vegetatie in functie van het opmaken van berm- of dijkbeheerplannen en de evaluatie ervan en
- de inventarisatie van de vegetatie in functie van het opmaken van berm- of dijkbeheerplannen conform de vereisten van, door het Agentschap Natuur en Bos (ANB) goedgekeurde, natuurbeheerplannen en de evaluatie ervan.

In een eerste deel van dit rapport worden elementen die van belang zijn voor de ecologische typering van bermen en dijken besproken; in een tweede deel volgen de ecologische functies van deze landschapselementen.

In een derde deel wordt een vereenvoudigde typologie uitgewerkt voor berm- of dijkvegetaties en wordt een methode voor inventarisatie aangegeven. Dit gebeurt op basis van de achtergrond uit het eerste en tweede deel, de kennis en de ervaringen inzake het beheer en de inventarisatie van bermen of dijken en de kennis rond graslandontwikkeling (de graslandfasen). Een meer gedetailleerde typologie en verdergaande inventarisatie wordt aangegeven in functie van de opmaak van berm- of dijkbeheerplannen conform de vereisten van natuurbeheerplannen. De op dit ogenblik in ontwikkeling zijnde wetgeving met betrekking tot natuurbeheerplannen voor Vlaamse en erkende natuurreservaten en de typering van Europese habitats en regionaal belangrijke biotopen vormen hiervoor belangrijke bijdragen. Aanvullend hieraan worden er checklists voorzien die het mogelijk maken de ecologische context (ecologische functies) van de bermen en dijken te begrijpen om zo een waardevolle insteek te voorzien voor het beheerplan. Tot slot wordt een eenvoudig afwegingskader voor potentieel belangrijke faunawaarden aangereikt.

In een vierde deel worden beheermaatregelen van de verschillende types berm- of dijkvegetaties besproken, rekening houdend met randvoorwaarden (vooral het vrijwaren van de transportfunctie van (water)wegen), de instandhouding van doeltypes, de ontwikkeling naar doeltypes en met fauna-elementen.

In een vijfde deel gaan we in op de evaluatiemogelijkheden voor het beheer.

English abstract

In this report we develop methods for road verge and dike inventory, conservation monitoring and evaluation. We embed these methods in the current developing legislation concerning nature management plans in Flanders.

In a first chapter, we discuss some important topics for an ecological typology of verges and embankments. In a second chapter, ecological functioning of these landscape elements is considered.

In a third chapter, a basic typology is described for verge and embankment vegetations together with a method for vegetation inventory. The information of the first and second chapter, existing knowledge and experiences about inventory of verges and embankments and knowledge concerning grassland development stages are used as a basis. A more detailed typology and profound inventory for verge and embankment vegetations is proposed to develop management plans in accordance with requirements of nature management plans. The current Flemish legislation on management plans and the typology of European habitats and regional important ecotopes are used as a basis. Additionally, we provide checklists to understand the ecological context and functioning of verges and embankments. Finally, a simple framework to assess fauna conservation potencies is developed.

In chapter four we discuss the management measures for verges and embankment vegetation. Precondition to ensure transport function of roads and waterways, maintenance management of target vegetation, restoration management to target vegetations and fauna are taken into account.

In a fifth chapter, we present a monitoring system that is consistent with the current Flemish legislation on conservation management planning and evaluation.

Inhoudstafel

Dankwoord/Voorwoord.....	4
Samenvatting	5
English abstract.....	6
Lijst van figuren	9
Lijst van tabellen.....	10
1 Elementen die van belang zijn voor de ecologische typering van bermen en dijken.....	12
1.1 Soortensamenstelling en productie van de vegetatie	12
1.2 Vegetatiestructuur	14
1.3 Fauna.....	16
2 Ecologisch functioneren van bermen.....	17
2.1 Ruimtelijke en abiotische kenmerken	17
2.1.1 Expositie en hellingsgraad.....	17
2.1.2 Breedte en lengte.....	17
2.1.3 Bodem	17
2.2 Landschapsecologisch functioneren	18
2.2.1 Habitat-, relict- en bronfunctie	18
2.2.2 Verbindings- of corridorfunctie	18
2.2.3 Interactie met het omliggende landschap	19
2.2.4 Bermen als natuurgebied?	20
3 Ontwikkeling van een praktijkgerichte ecologische typering van bermen en dijken.....	21
3.1 Bestaande bermtypologieën	21
3.1.1 Zwaenepoel (1998)	21
3.1.2 Lokale indelingen	22
3.1.3 Rijkswaterstaat Nederland	23
3.2 Een nieuwe inventarisatietechniek voor vegetaties van wegbermen en dijken	24
3.2.1 Basiskartering (Spoor 1)	25
3.2.2 Uitgebreide kartering in functie van een Natuurbeheerplan (Spoor 2).	31
3.2.2.1 Beleids- en wetgevend kader	32
3.2.2.2 Implicaties voor bermen/dijken	32
3.2.2.3 Voorstel uitgebreide kartering en inventarisatie	34
3.2.3 Invasieve plantensoorten	40
3.2.4 Kwalitatieve kenmerken van bermen	41
3.2.5 Fauna.....	42
4 Afwegingskader Beheer.....	43
4.1 Veiligheidszone	43
4.2 Grasland	44
4.2.1 Maaibeheer	44
4.2.1.1 Instandhouding	44
4.2.1.2 Ontwikkelingsbeheer	45
4.2.1.3 Praktische uitvoering.....	46
4.2.2 Begrazing.....	46
4.3 Ruigten	47
4.4 Struwelen	48
4.5 Opgaande houtige vegetatie	48
4.5.1 Hakhoutbeheer	48
4.5.2 Hooghout	49
4.6 Faunabeheer	49
4.6.1 Gefaseerd maaien	49

4.6.2	Sinusbeheer.....	51
4.7	Beheereenheden en -keuzes.....	52
5	Beheerevaluatie	54
5.1	Gewoon bermbeheerplan op basis van de basiskartering	54
5.2	Methodiek voor Natuurbeheerplannen	54
6	Referenties.....	55
7	Bijlagen	61

Lijst van figuren

Figuur 1	Relatie tussen jaarlijkse hooiproduktie (2 sneden: begin zomer en september) en de botanische soortenrijkdom in 27 graslanden (uit: Oomes 1992)	13
Figuur 2	Elementen die de variatie in verticale structuur van de vegetatie bepalen (naar: Van Uytvanck & De Blust 2012); enkel realistisch in voldoende brede bermen (>10 m)	14
Figuur 3	Dijk met bloemrijk grasland en struwelen in de rand	14
Figuur 4	Configuratie van structuurelementen (bv. struiken) in bermen en op dijken: (a) regelmatig (zelden), (b) willekeurig (vnl. op dijken), (c) in vlekken (dijken, bermcomplexen), (d) in de rand (vaak op bermen)	15
Figuur 5	Functioneel habitat van het bruin dikkopje (linkse figuur). De waardplanten zijn laag en staan in een open, snel opwarmende vegetatie. Vlakbij zijn er nectarplanten (bv. muizenootje, rechte figuur), struikjes voor beschutting en kale plekjes waarin de vlinders opwarmen en van waaruit ze hun territorium verdedigen	15
Figuur 6	Bloemrijke bermen fungeren in de zomer als enige habitat, refugium, corridor én voedselbron voor bloembezoekende insecten in een intensief landbouwlandschap	16
Figuur 7	Zonnige, steile berm met havikskruiden en veel open bodem, geschikt voor gravende insecten	17
Figuur 8	Basismodellen voor verbinding: schematische voorstelling ruimtelijke configuratie en ecologische verbindingsfuncties (naar Adriaens et al. 2007)	18
Figuur 9	Stap 1: Voorbeeld van het afbakenen van beheereenheden: harde grenzen zijn hier middenbermen, bruggen, opritten. Lijnvormige elementen worden met lijnen aangeduid. Vlakvormige elementen met polygonen. Grenzen tussen de eenheden zijn in dit voorbeeld opritten, overgangen tussen houtige vegetatie en grasland, grenzen tussen bermen en complexen. Stap 2: Waar mogelijk kan reeds de structuurklasse gegeven worden (grasland, ruigte, struweel of opgaande houtige vegetatie of een indicatie vd aard (bv. middenberm); geel: bermen met graslandvegetatie; oranje: idem, maar zeer korte vegetatie op middenbermen; groen: bermen met houtige vegetatie. Complexen, behalve hun randen grenzend aan de wegen, worden met polygonen gekarteerd; hier weergegeven in rood.	26
Figuur 10	Optimale karteerperiodes voor verschillende biotooptypes	27
Figuur 11	Basiskartering op het terrein met vegetatiestructuurklassen en direct te onderscheiden karteereenheden (in het rood). De karteereenheden die vet gedrukt zijn kunnen in bepaalde gevallen verder onderverdeeld en/of vertaald worden naar Europese habitats en regionaal belangrijke biotopen (zie verder spoor 2: uitgebreide kartering in functie van natuurbeheerplan).	28
Figuur 12	Graslandontwikkeling onder optimaal maaibeheer (zie tabel 12) in een tijds- en vochtigheidsgradiënt met weergave van de door ons onderscheiden graslandtypen voor bermen en dijken (naar Zwaenepoel 2000). De ecologische doeltypes zijn groen gekleurd	44
Figuur 13	Beheervoorstel 1: Links (dijk): Het onderste kwart van het dijktaflood 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). Rechts (berm): idem, met 2 x maaien van het gedeelte dichtst bij de weg	50
Figuur 14	Beheervoorstel 1 wordt best gevarieerd in ruimte en tijd. Als voorbeeld zijn 4 dijkvakken gegeven waarvan er drie gefaseerd worden gemaaid en één integraal (t = jaar 1).	50
Figuur 15	Beheervoorstel 2 (voorbeeld voor 4 dijkvakken van telkens 250m): bovenste driekwart van de dijk (zone van de berm dichtst bij de weg) wordt tweemaal gemaaid (in groen). Het onderste kwart wordt gefaseerd gemaaid. Een vak wordt het 1 ^e jaar niet (in rood), het 2 ^e jaar tweemaal (in groen), het 3 ^e jaar eenmaal (september) (in geel) en het 4 ^e jaar opnieuw tweemaal gemaaid. Dit beheervoorstel wordt telkens gevarieerd in ruimte en tijd (t = jaar 1). voorbeeld 4 dijkvakken van telkens 250m gegeven.	51

- Figuur 16 Schematisch voorstelling van sinusbeheer (variant zonder sinuspaden), waarbij een gevarieerde randzone ontstaat met delen die in een bepaald jaar enkel gemaaid worden bij de eerste snede, enkel gemaaid worden bij de tweede snede, tweemaal gemaaid worden of niet gemaaid worden. De hier voorgestelde derde snede (rechts onder) kan nodig zijn bij de botanische ontwikkeling van voedselrijke graslanden, maar is vaker van toepassing voor de 1^{ste} snede van het erop volgend jaar52

Lijst van tabellen

Tabel 1	Relatie tussen doelen voor botanisch ontwikkelingsbeheer en productieniveau	13
Tabel 2	Bermtypes in Vlaanderen volgens Zwaenepoel (1998)	21
Tabel 3	Bermtypes voorgesteld door Janssens & Claus (1996).....	22
Tabel 4	Bermtypes aangewend bij de inventarisatie van kruidige dijkvegetaties langs het Kanaal Nieuwpoort-Duinkerke, het Lokanaal en de Bergenvaart (Van Kerckvoorde & De Geest, 2015).....	22
Tabel 5	Bermtypes aangewend door bij de inventarisatie van dijkvegetaties langs de Zeeschelde en Durme (Vandevoorde et al., in voorbereiding)	23
Tabel 6	De onderscheiden vegetatietypen langs Nederlandse Rijkswegen.....	24
Tabel 7	Basiskarteereenheden (rood) met hun typische soorten en/of kenmerken. Bijlage 1 geeft uitgebreide informatie voor het herkennen van de graslandfasen.....	29
Tabel 8	Te gebruiken basiskarteerkarteereenheden, Europese habitats en rbb's (rood) met een link naar andere bestaande indelingen.....	36
Tabel 9	Terrestrische invasieve plantensoorten in België op basis van het ISEIA-protocol (Branquart 2017); zeer invasieve exoten zijn grijs gearceerd.....	40
Tabel 10	Combinaties van de gehanteerde vegetatie-structuurtypen en kwalitatieve kenmerken van bermen en dijken die potentieel belangrijk zijn voor dieren.....	42
Tabel 11	Effecten van de veiligheidsmaaibeurt en hakhoutbeheer i.f.v. de veiligheid op relevante vegetatietypes. + = positief effect; - = negatief effect; +/- = soms positief, soms negatief; nvt = niet van toepassing. In kolom Veligheidsmaaibeurt: V = vroeg; H = herhaaldelijk. In kolom instandhouding/ontwikkeling: I = type kan door het beheer behouden blijven; O = type kan door het beheer in de goede richting ontwikkelen	43
Tabel 12	Optimale maaitijdstippen voor de ontwikkeling van botanisch waardevol grasland vanuit graslandfasen G0-G2 en voor het in stand houden van de soortenrijke types G3-G5. De cijfers 1, 2 en 3 geven resp. de eerste, tweede en eventuele derde maaibeurt aan (uit Zwaenepoel 2000).....	45
Tabel 13.	Ontwikkelingsduur van botanisch waardevol grasland bij optimaal maaibeheer (uit: Zwaenepoel 2000)	46

Inleiding

Zowel bij de Vlaamse wegbeheerder als bij de waterwegbeheerders worden berm- en dijkbeheerplannen opgemaakt. Hiermee wil men de natuurwaarde van de bermen en dijken in stand houden of verder ontwikkelen zonder daarbij de primaire functie van de bermen en dijken als functioneel onderdeel en veiligheidszone van de weg of waterweg uit het oog te verliezen. Typisch voor dergelijke landschapselementen is dat het over vele kilometers lange stroken gaat die soms moeilijk bereikbaar zijn voor het beheer (maaïen én weghalen van de vegetatie) of waarbij moet rekening gehouden worden met de veiligheid van de beheerders, de (weg-/jaagpad-) gebruikers en de scheepvaart.

Voor de inventarisatie van de aanwezige vegetatie wordt dikwijls gewerkt met de bermtypes volgens het standaardwerk 'Werk aan de berm! Handboek botanisch bermbeheer' van Zwaenepoel (1998). Deze methode wordt door de opdrachtgevers en uitvoerders van beheer en beheerplanning, mede door het groot aantal bermtypes, als te arbeidsintensief en vatbaar voor interpretatie ervaren. Daarnaast is een groot deel van de verzamelde informatie minder relevant om tot een praktisch haalbaar beheer te komen. De methodiek van Zwaenepoel (1998) gaat ook enkel uit van de kruidige botanische samenstelling. Houtige vegetaties komen echter vaak voor, vooral bij brede bermen en dijken, en kunnen een belangrijke ecologische meerwaarde betekenen. Bovendien hebben bermen en dijken een ruimere ecologische functie, o.a. als leefgebied en natuurverbinding voor veel diersoorten. Daarom moet een inventarisatiemethodiek ook rekening houden met de fauna, echter steeds met een minimale inventarisatie-inspanning als voorwaarde.

Berminventarisaties en de opmaak van bermbeheerplannen worden dikwijls uitbesteed. Het is niet nodig om alle bermen en dijken op een zelfde intensieve manier te inventariseren. Dit is enkel zinvol voor de meest waardevolle trajecten. Voor de kilometerslange bermen en dijken in Vlaanderen is er dan ook nood aan:

- een nieuwe, pragmatische en praktische inventarisatiemethode die bruikbaar is langs wegen en waterwegen;
- een afwegingskader, waarbij aan de bermtypen een beheer wordt gekoppeld. Dit moet dan omgezet kunnen worden in een werkbaar beheerplan toepasbaar voor lange trajecten;
- een aansluitende methodiek voor het periodiek evalueren van het uitgevoerde beheer. Daarbij moet aandacht gaan naar de evolutie van het beheer, de noodzaak aan een wijziging van dat beheer als bv. de vegetatie verandert en de vertaling van dit alles in het beheerplan.

1 Elementen die van belang zijn voor de ecologische typering van bermen en dijken

Bermen en dijken kunnen, mede door hun grote gezamenlijke oppervlakte aan onbemest grasland, van groot belang zijn voor het behoud van de flora. Een natuurvriendelijk beheer is daarvoor een vereiste (van der Haterd et al. 2009). De ecologische typering gebeurt bijna steeds aan de hand van de soortensamenstelling van de vegetatie. Dit laat toe om snel inzicht te verwerven in de ecologische waarden en potenties. In het recente verleden werd hiervoor reeds goed onderbouwd onderzoek uitgevoerd dat tot een typologie van de Vlaamse bermen leidde (Zwaenepoel 1998). De veelheid aan types staat echter in contrast met de relatief beperkte set maatregelen die in het praktische beheer mogelijk zijn. Daarom is het noodzakelijk om een typering uit te werken op basis van meerdere, goed herkenbare kenmerken op het terrein. Om tot een eenvoudiger systeem te komen moeten biogeografische en functionele kenmerken en randvoorwaarden (m.b.t. de verkeerstechnische aspecten) opgenomen worden zodat reeds van in het begin - het aantal types en mogelijke beheervormen worden beperkt.

In dit hoofdstuk worden a.d.h.v. literatuurstudie de elementen geselecteerd die van belang zijn voor de ecologische typering en het ecologische functioneren van bermen (zoals flora, fauna, milieukenmerken, ruimtelijke kenmerken en naastliggende infrastructuur). We geven ook een eerste commentaar over de bruikbaarheid van deze kenmerken bij een eenvoudige inventarisatiemethodiek.

1.1 Soortensamenstelling en productie van de vegetatie

Hoewel in vele bermen en dijken ook houtige vegetatie aanwezig is (zie verder), zijn voor de meeste trajecten hoofdzakelijk diverse graslandvegetaties van belang. Om de transportfunctie niet te belemmeren en omwille van veiligheidsaspecten worden bermen en dijken immers dikwijls beheerd om graslandvegetaties in stand te houden. In graslandvegetaties zijn productie en soortensamenstelling onlosmakelijk met elkaar verbonden.

In het kader van

dit project zijn soortensamenstelling en productie belangrijke factoren, maar ze moeten op een manier benaderd worden die vermijdt dat er uitgebreide inventarisaties van soorten of arbeidsintensieve metingen en analyses nodig zijn. Daarom moet gezocht worden naar typering die deze factoren onrechtstreeks meenemen aan de hand van andere kenmerken.

Een belangrijke methode om graslandvegetaties te typeren is het herkennen van de zgn. graslandfasen, gebruikt voor de ontwikkeling van botanisch waardevol grasland. Er werden voor Nederland (Bax & Schippers 1997) en West-Vlaanderen (Zwaenepoel 2000) handige gidsen opgemaakt die beheerders in staat stellen om de ontwikkelingsgraad van graslanden in landbouwgebruik te herkennen en een aangepast beheer te voeren. Omdat bermen en dijken vooral uit graslandvegetaties bestaan, kunnen deze publicaties helpen om ook voor bermen en dijken een goede inschatting van het grasland te maken. Hoewel ze in het verleden bijna steeds door landbouwers werden gemaaid voor hooiwinning (Melman et al. 1990), hebben bermen en dijken nu niet langer meer een reguliere landbouwfunctie. Daarom zouden ze (binnen de randvoorwaarden van bv. veiligheid (s.l.)) in principe optimaal ecologisch beheerd kunnen worden. Bermen en dijken hebben dus geen productiefunctie meer. Ook in het kader van het Bermbesluit van 27 juni 1984 (gepubliceerd in het Belgisch Staatsblad van 2 oktober 1984) mogen bermen en dijken niet bemest worden. Daardoor kunnen andere omgevingsfactoren tot uiting komen en kunnen er botanisch waardevolle vegetaties en eraan verbonden levensgemeenschappen ontwikkelen op bermen en dijken. De botanische soortenrijkdom is het hoogst bij laag tot matig productieve graslanden (6000-8000 kg droge stof/ha/jaar; Oomes 1992; figuur 1). Bax & Schippers (1997) vermelden als doelvegetaties voor botanisch waardevol grasland een productieniveau van <5000 tot 7000 kg droge stof/ha/jaar (tabel 1). Nog lagere productie doet de soortenrijkdom iets afnemen, maar zeker niet de natuurwaarde. In dergelijke laagproductieve graslanden komen namelijk vaak bijzondere soorten en levensgemeenschappen voor. Lage productieniveaus (dus vnl. schrale, voedselarme vegetaties) zijn dus belangrijk en bovendien zal samen met een dalende productie ook de werklast en kosten voor het berm- en dijkbeheer (incl. de afgiftecost van het maaisel in de composteerbedrijven) dalen.

Figuur 1. Relatie tussen jaarlijkse hooiproduktie (2 sneden: begin zomer en september) en de botanische soortenrijkdom in 27 graslanden (uit: Oomes 1992)

Matig soortenrijke tot (zeer) soortenrijke graslandvegetaties vormen natuurdoelen voor bermen en dijken, m.a.w. de fasen 3 tot 5 (tabel 1). De productie is matig tot laag en kan door het juiste beheer in stand gehouden worden. Hiervoor is het noodzakelijk dat de toestand waarin een berm- of dijkgrasland zich bevindt accuraat kan ingeschat worden. Meer tijdrovend, maar daarom niet altijd haalbaar, zijn het herkennen van de diverse soorten en/of vegetatietypes. Kennis hierover is zeker een pluspunt, vooral wanneer het gaat over zeldzame en/of delicate vegetatietypes.

Tabel 1. Relatie tussen doelen voor botanisch ontwikkelingsbeheer en productieniveau (uit: Bax & Schipper 1997)

Fase	Graslandtype	Productie (ton ds/ha/jr)	Soorten (per 25m ²)	Kwalificatie		
	Tussenfasen				Invloed mest	Invloed bodem/water
0	Raaigrasweide	> 10	05-10	zeer soortenarm		
1	Grassen-mix	8-10	10-15	soortenarm		
2	Dominant-stadium	6-8	10-15	soortenarm		
	Botanische doelen					
3	Gras-kruidenmix	5-7	15-25	matig soortenrijk		
4	Bloemrijk grasland	3-6	20-40	soortenrijk		
5	Schraalland	< 5	> 30	(zeer) soortenrijk		

ton ds = ton droge stof*

De onderscheiden graslandfasen zoals bij Bax & Schippers (1997) en Zwaenepoel (2000) hebben het voordeel dat ze in principe niet afhankelijk zijn van biogeografische verschillen. Deze zes fasen zijn ook zinvol voor berm- en dijkgraslanden. Ze zijn geschikt om tot een eenvoudige typering te komen, wat één van de belangrijkste doelstellingen van deze studie is. Voor een benadering van de soortensamenstelling van berm- en dijkvegetaties en hun typering zal daarom een voorstel uitgewerkt worden dat de graslandfasen als basis neemt.

Er zijn echter varianten mogelijk die specifiek van toepassing zijn voor bermen en dijken, zoals verschillende verrijgingsfasen, die bij ontwikkelingsbeheer vanuit landbouwgebruik in principe niet voorkomen. Naast graslandvegetaties en hun verrijgingsfasen kunnen op bermen en dijken ook andere vegetaties van belang zijn zoals bv. bos, struwelen, akkeronkruidvegetaties en heide. Bij deze vegetatietypes zal vooral soortensamenstelling en structuur en niet zozeer de jaarlijkse productie van belang zijn voor de typering en het bepalen van beheerdoelen. Hiervoor kunnen andere standaardwerken worden gebruikt zoals de BWK-kartering (Vriens et al. 2011), de habitatkaart (De Saeger et al. 2014) en de Vlaamse Natuurtypen.

In bijlage 1 worden de kenmerken van de verschillende graslandfasen kort samengevat. Dit is gebeurd door het weglaten van verwijzingen naar landbouwgraslanden en hun gebruik en door aanvullingen die juist wel specifiek gelden voor bermen en dijken, zoals verruigingsstadia. Verder werd ook een meer uitgebreide geografische context (Vlaamse schaal) beschouwd.

In functie van de ontwikkeling van een inventarisatiemethodiek voor bermen en dijken, zal in hoofdstuk 3 uit de verschillende bestaande typering een typologie gedistilleerd worden die sterk op beheer en ontwikkeling is gericht is en die bovendien de huidige ontwikkelingen voor de opmaak van natuurbeheerplannen en het beleid hierrond opvolgt.

1.2 Vegetatiestructuur

De vegetatiestructuur is de ruimtelijke en temporele opbouw van de vegetatie. Ruimtelijke structuur bestaat uit horizontale patronen en verticale gelaagdheid van de vegetatie. De temporele structuur duidt op patronen in de tijd. Voor beheerders is het vooral belangrijk de variatie in vegetatiestructuur te kunnen herkennen, inschatten en waarderen. Voor bermen en dijken situeert zich die variatie in vegetatiestructuur op twee niveaus:

- *Op het ecotoopniveau* (enkele 10-tallen tot honderden meters -binnen complexen- berm). Hier is het vooral van belang om variatie in de verticale vegetatiestructuur te herkennen, m.a.w. de aanwezigheid van open bodem, grasland, ruigte, struweel en bosjes of bomen (figuur 2 en 3).

Figuur 2. Elementen die de variatie in verticale structuur van de vegetatie bepalen (naar: Van Uytvanck & De Blust 2012); enkel realistisch in voldoende brede bermen (>10 m)

Figuur 3. Dijk met bloemrijk grasland en struwelen in de rand

- *Op het niveau van het netwerk van bermen en dijken in het landschap* (enkele 10-tallen tot 100-den bermen die in een herkenbare landschappelijke eenheid liggen). Hier is naast de verticale structuur ook de horizontale structuur van belang, m.a.w. hoe zijn de verschillende structuurelementen ruimtelijk geconfigureerd? Hoe zijn de onderlinge oppervlakteverhoudingen? In welke mate zijn structuurvormende elementen aanwezig in het netwerk? (figuur 4).

Figuur 4. Configuratie van structuurelementen (bv. struiken) in bermen en op dijken: (a) regelmatig (zelden), (b) willekeurig (vnl. op dijken), (c) in vlekken (dijken, bermcomplexen), (d) in de rand (vaak op bermen).

Variatie in de vegetatiestructuur is vooral van belang voor allerlei dieren. Ze maken vaak deel uit van de noodzakelijke hulpbronnen van die dieren. Dit kunnen we illustreren aan de hand van bv. het bruin dikkopje, een dagvlinder die als “kwetsbaar” genoteerd staat op de Rode Lijst van dagvlinders in Vlaanderen (Maes et al. 2012). Het bruin dikkopje verkiest schraallanden waarin gewone rolklaver of moerasrolklaver voorkomen. Die waardplanten moeten omringd zijn door lage vegetatie of open grond op beschutte, warme plekjes. De rupsen maken een kokertje van de bladeren van die planten om erin te overwinteren. Ze gebruiken struikjes als beschutting. Adulte vlinders gebruiken onder andere rolklavers, slangenkruid en kruipend zenegroen als nectarplanten. Bruine dikkopjes gebruiken dus specifieke delen van en ruimtelijke overgangen tussen structuurelementen (figuur 5). Die verschillende elementen moeten in een geschikte ruimtelijke configuratie en niet te ver van elkaar voorkomen, zodat ze bereikbaar zijn voor de vlinder. Bovendien moeten ze van een voldoende kwaliteit en samenstelling zijn om in de nodige hulpbronnen voor de vlinder te voorzien (waardplanten, nectar ...). Die benadering, die de nodige specifieke kennis vereist, laat toe om gericht beheer te kunnen voeren in functie van de noden van een soort. Als de habitat van een soort op basis van een dergelijk geheel aan specifieke ruimtelijke combinaties van bepaalde ecologische hulpbronnen en milieuomstandigheden wordt beschreven, wordt vaak de term ‘functioneel habitat’ gebruikt (Van Uytvanck & Goethals 2014). In de meeste gevallen zal er echter geen gericht beheer voor soorten kunnen uitgevoerd worden, maar zal er gewerkt moeten worden met vuistregels die over het algemeen een goed resultaat opleveren voor fauna.

Figuur 5. Functioneel habitat van het bruin dikkopje (linkse figuur). De waardplanten zijn laag en staan in een open, snel opwarmende vegetatie. Vlakbij zijn er nectarplanten (bv. muizenootje, rechtse figuur), struikjes voor beschutting en kale plekjes waarin de vlinders opwarmen en van waaruit ze hun territorium verdedigen

1.3 Fauna

Bermen en dijken hebben met betrekking tot fauna verschillende functies: habitat (bv. voortplantingsplaats, voedselgebied, overwinteringsplaats), refugium, corridor, plaagbestrijding. Deze functies zullen belangrijker worden in intensieve landbouwlandschappen (figuur 6). In 1.2. bespraken we reeds de rol van structuurvariatie voor fauna. In 2.2. komt ook de rol van bermen als uitvalsbasis voor plaagbestrijders (zgn. beetlebanks) en hun rol voor dispersie aan bod.

Figuur 6. Bloemrijke bermen fungeren in de zomer als enige habitat, refugium, corridor én voedselbron voor bloembezoekende insecten in een intensief landbouwlandschap

Een studie van Aeolus (2000) langs de E314 toonde aan dat de bermen een belangrijke functie kunnen hebben als *stabiel leefgebied* voor ongewervelden, voornamelijk voor spinnen en loopkevers. De levensgemeenschappen van deze groepen zijn allermindst soortenarme varianten bestaande uit algemene soorten met een grote ecologische amplitude. Daarnaast komen ook een aantal Rode Lijstsoorten van gewervelden dieren op deze bermen voor: gladde slang, levendbarende hagedis, heikikker en rugstreeppad. Een onderzoek naar de invertebraten langs de Ring van Brussel bevestigt het belang van bermen en taluds voor het voorkomen van Rode Lijstsoorten van loopkevers en spinnen. De Rode Lijstsoorten duiden vooral op het belang van droge, voedselarme en zuid geëxposeerde graslandvegetaties (Desender et al. 2004). Ook bij een faunistisch onderzoek van de E17-bermen tussen de verkeerswisselaar te Waasmunster en het klaverblad te Sint-Niklaas wordt een bijzondere entomofauna aangetroffen met Rode Lijst soorten voor spinnen, sprinkhanen, slankpoot- en dansvliegen. De bijzondere soorten zijn gekoppeld aan voedselarm grasland of droge heide (Dekoninck & Grootaert 2001).

Bermen en dijken hebben ook een belangrijke functie als foerageergebied voor vogels van het landbouwgebied. Vogels verkiezen vaak andere, meer beschutting biedende landschapselementen zoals houtkanten of alleenstaande struiken om te broeden, maar gebruiken bermen om er te foerageren (bv. geelgors of roodborsttapuit). In dit opzicht vervullen sprinkhanen een belangrijke rol in bermen. Door hun talrijke voorkomen zijn ze bulkvoedsel voor zangvogels, akkervogels en andere insecteneters. Veldsprinkhanen eten ook enorme hoeveelheden gras (Kleukers 2004) en dragen dus ook bij aan de begrazing en het beperken van bermmaaisel. Bermen en dijken zijn ook vaak de enige structuren die beschutting bieden aan akkervogels zoals patrijs en veldleeuwerik wanneer de akkers er in de winter kaal bij liggen. Bovendien kunnen ruige vegetaties in de wintermaanden zaden bieden voor verschillende vogelsoorten (bv. vink, groenling, distelvink).

In elk geval zullen beheerders een goede inschatting moeten maken om juist het belang van de aanwezige fauna goed in te schatten en er op een adequate maar eenvoudige manier mee rekening te houden bij het beheer. Voor bermen zal vooral een benadering gehanteerd moeten worden waarbij ingespeeld wordt op floristische soortensamenstelling, een rijke vegetatiestructuur en bloei als proxy voor fauna (Schaffers et al. 2008, Noordijk et al. 2009).

2 Ecologisch functioneren van bermen

Voor het ecologisch functioneren van bermen en dijken hebben, naast de intrinsieke kenmerken, ook ruimtelijke, abiotische en landschapsecologische kenmerken een belang.

2.1 Ruimtelijke en abiotische kenmerken

2.1.1 Expositie en hellingsgraad

De mate waarin een berm of dijk is blootgesteld aan licht en warmte. Zuidgeoriënteerde, grazige bermen hebben hoge potenties voor zowel soortenrijke vegetatie als fauna (Sýkora et al. 1993, Desender et al. 2004)). In combinatie met maaibeheer kunnen er zich warmteminnende, vaak zeldzame vegetatietypes ontwikkelen. In overwegend beschaduwde bermen zullen vaker competitieve soorten het overwicht halen (bv. grote brandnetel). Sterk hellende bermen zijn ook erosiegevoeliger, kennen veel minder strooiselophoping en hebben daardoor vaak open bodems. Ze zijn daarom vaak van belang voor allerlei warmteminnende gravende dieren zoals zandbijen, graafwespen, hommels, ... (figuur 7). Anderzijds herbergen beschaduwde bermen of dijken een lager aantal plantensoorten in vergelijking met onbeschaduwde condities, onder meer als gevolg van de stijgende competitie voor licht (Schaffers 2002).

Figuur 7. Zonnige, steile berm met havikskruiden en veel open bodem, geschikt voor gravende insecten

2.1.2 Breedte en lengte

Voor het behalen van ecologische doelen is de bermbreedte van groot belang: hoe breder de berm, hoe meer mogelijkheden voor het ontwikkelen van soortenrijke types en een gevarieerde vegetatiestructuur (Adriaens et al. 2007). Brede bermen zijn ook beter om erosie van aanpalende akkers op te vangen en zijn beter bestand tegen negatieve randeffecten zoals eutrofiëring, inwaai van pesticiden, binnendringen van storingssoorten en onkruiden (Hobbs et al. 1989, Aeolus 2000; zie verder). De breedte én de lengte van de bermen is vooral van belang voor hun potentiële rol als verbindend element in het landschap (Aeolus 2000; zie verder).

2.1.3 Bodem

Het bodemtype is sterk bepalend voor het vegetatietype dat tot ontwikkeling kan komen. Op zwaardere bodems (klei, leem) zal het in regel langer duren eer doeltypes kunnen ontwikkelen uit verruigde of zeer voedselrijke bermen. Toch kunnen op elk bodemtype door gericht maaibeheer botanische doelen gehaald worden op middellange termijn (graslandfasen 3 tot 5). Ook de bodemkenmerken (pH, vochtgehalte, voedselrijkdom, ...) spelen hierbij een rol, waarbij zeer lage pH's, zeer hoge voedselrijkdom en zeer natte bodems om diverse redenen de ontwikkeling kunnen hypothekeren.

2.2 Landschapsecologisch functioneren

2.2.1 Habitat-, relict- en bronfunctie

Voor planten kunnen bermen en dijken een groeiplaats vormen. In Vlaanderen komen ongeveer 800 soorten hogere planten (62% van de totale flora) en 100 soorten mossen en korstmossen op wegbermen voor (Peymen et al. 2001, Zwaenepoel 1998). Sommige daarvan zijn zeldzame soorten die op de wegberm als refugium zijn aangewezen omdat hun natuurlijk biotoop ongeschikt werd. Meer dan 50 soorten zijn om die reden uitsluitend nog in wegbermen aan te treffen. Hetzelfde geldt voor een aantal paddenstoelen (Walley & Verbeken 2000), vnl. mycorrhizavormers, die in stikstofarme milieus voorkomen. Ook in de omliggende landen is er een dergelijk belang. In Nederland is ongeveer de helft van de Nederlandse flora gevonden in wegbermen (Sýkora et al. 1993). In Groot-Brittannië komt 44% van de Britse plantensoorten voor in bermen (Way 1977).

Ook voor fauna zijn bermen en dijken belangrijk: ze kunnen fungeren als voortplantingsgebied (Goris et al. 2000) of als een deel van het leefgebied zoals een voedselgebied, schuilplaats, overwinteringsplaats of uitzichtpunt. Bermen kunnen een belang hebben voor minder algemene diersoorten, zelfs Rode Lijstsoorten (Aeolus, 2000).

Bermen en dijken kunnen verder zelfs van belang zijn voor het behouden van de genetische diversiteit bij soorten die er voorkomen (van Rossum et al. 2004).

Bermen en dijken kunnen ook fungeren als brongebied. Bij een ecologische inrichting en/of aangepast beheer van het omgevend gebied is vanuit bermen en dijken herkolonisatie naar die gebieden op termijn mogelijk (Huhta & Rautio 2007).

Om de transportfunctie niet te belemmeren en omwille van veiligheidsaspecten worden bermen en dijken dikwijls (voor een deel) beheerd via maaien of begrazen. Hierdoor lijken bermen en dijken op permanente graslanden. Soortrijk permanent grasland komt beperkt voor in Vlaanderen, Vriens et al. (2011) vermelden een oppervlakte tussen 50900-69400 ha of 3,7-5,1% van Vlaanderen. Bovendien is er in Vlaanderen gedurende de laatste decennia een afname van het graslandareaal (De Saeger et al. 2013). Natuurvriendelijk beheerde bermen en dijken kunnen bijgevolg belangrijk zijn voor soorten gebonden aan soortenrijke permanente graslanden.

2.2.2 Verbindings- of corridorfunctie

Algemeen gesteld zijn corridors lijnvormige ecotopen die de dispersie tussen habitatplekken bevorderen omdat er in de corridor een hogere overlevingskans heerst of de soort zich het liefst via de corridor verplaatst. Hoe langer en breder een berm met goed ontwikkelde vegetatie, hoe groter de kans is dat die ook op het niveau van het landschap kan functioneren voor verplaatsingen van dieren en planten. De verbindingsfunctie van bermen is echter niet vanzelfsprekend of absoluut.

Op landschapschaal kunnen bermen en dijken, afhankelijk van hun connectiviteit en afmetingen, fungeren als stapsteen (lage connectiviteit in het bermennetwerk door bv. lokale bebouwing, dwarswegen, verharding...), als corridor (hoge connectiviteit en verbindend tussen natuurlijke leefgebieden van soorten) of leefgebiedverbinding (hoge connectiviteit én breed, bv. brede kanaaldijken en bermcomplexen) (figuur 8).

Figuur 8. Basismodellen voor verbinding: schematische voorstelling ruimtelijke configuratie en ecologische verbindingsfuncties (naar Adriaens et al. 2007)

Schrale wegbermen bv. waren functioneel voor dispersie van stenotopie loopkevers tussen heideterreinen, maar de dispersiesnelheid was laag en veel trager dan in niet lintvormige ecotopen: max. 1-2 km op 10 jaar (Vermeulen & Opdam 1995). In bredere bermen ligt de dispersieafstand dikwijls hoger dan in smalle bermen. Ook treden er grote soortspecifieke verschillen op. Volgens deze onderzoekers geldt dit ook voor andere over de grond bewegende invertebraten zolang de "rebound" reactie van de dieren op de rand van de corridor dezelfde blijft. Zo durven zij geen uitspraak doen over bermen die grenzen aan landbouwgebied...

Voor vlinders komen Minguira & Thomas (1992) tot gelijkaardige conclusies. De variatie in het aantal soorten, densiteit en diversiteit aan vlinders was afhankelijk van het scala aan geschikte habitats voor reproductie op de berm. De densiteit aan adulte vlinders en het aantal soorten bleek overigens positief gecorreleerd met de breedte van de wegberm. Het ziet er dus naar uit dat ook andere functies (habitat, refugium) en positieve kenmerken (breedte, lengte) van bermen gecombineerd moeten worden om ze functioneel te maken als corridor. Ook voor planten (Van Geert et al. 2010) of zoogdieren (Spellerberg 1998) werd de corridorfunctie van bermen reeds aangetoond.

2.2.3 Interactie met het omliggende landschap

De ecologische waarde van bermen en dijken is sterk afhankelijk van het omgevend gebied. In gebieden met een belangrijk aandeel aan (half)natuurlijke vegetaties is de biodiversiteit hoog en dragen kleine landschapselementen weinig of niet bij aan het natuurbehoud of aan ecologisch processen. Ook de landschappelijke context heeft een belang. Zo vonden Lindborg et al. (2014) in een landschap gedomineerd door akkers soortenrijkere bermvegetaties met graslandssoorten in bermen nabij halfnatuurlijk grasland ten opzichte van bermen gelegen op ruimere afstanden ervan. Noordijk et al. (2006) vonden hogere diversiteiten aan heide- en stuifzandspecifieke spinnen en loopkevers in bermen verbonden met heide- en stuifzandgebieden dan in geïsoleerde bermen.

Doordat bermen en dijken bijna steeds onderdeel zijn van gebieden met een andere functie zoals intensieve landbouw of stedelijk gebied is er vaak sprake van gestoorde of labiele situaties. Vooral toevoer van voedingsstoffen en pesticiden vanuit aangrenzend landbouwland kan leiden tot sterke nivellering van de soortensamenstelling. Hierdoor komen in bermen en dijken vooral fragmentaire gemeenschappen voor. Hagen en bosjes hebben vaak een bufferende werking (Sýkora et al 1993). Omgekeerd bestaat ook de angst bij landbouwers dat vanuit bermen en dijken vele onkruiden akkerland zullen koloniseren. Deze angst is onterecht omdat de onkruidsoorten van verstoorde gronden zoals akkers zich niet kunnen handhaven in de grotendeels gesloten grasmat van (goed beheerde) bermen en dijken. Bovendien bevinden de meeste zaden van onkruidsoorten zich in de bodem van de landbouwgronden zelf. Het bespuiten van bermen en dijken draagt niet bij aan het bestrijden van onkruiden in de teelten zelf.

Er groeit echter steeds meer bewijs dat diverse lintvormige elementen in het landbouwgebied (zoals soortenrijke wegbermen) juist een positieve bijdrage kunnen leveren aan het voorkomen van natuurlijke vijanden van plaagsoorten. Naar schatting 95% van alle landbouwplagen zou worden onderdrukt door insecten of andere organismen die er van nature voorkomen. Het belang van natuurlijke plaagbeheersing in de landbouw wordt dan ook sterk onderschat. Het benutten van de aanwezige natuurlijke vijanden in openlucht is het meest onderzocht in de fruitteelt. In andere teelten is het onderzoek pas de laatste jaren op gang gekomen, vooral in de akkerbouw (Meiresonne & Turkelboom 2012). Voor plaagregulatie zijn vooral polyfage soorten die in en rond de akkers en boomgaarden overwinteren belangrijk. In het intensieve landbouwgebied vervullen wegbermen hierin een belangrijke rol (Carter & Sotherton 1983). Na de winterperiode koloniseren ze de teelten en eten ze een heel scala aan andere ongewervelden, waaronder plaagsoorten. Bekende plaagregulators zijn o.a. loopkevers, kortschildkevers, spinnen, insectenetende vogels en spitsmuizen. Minder polyfage groepen van potentiële plaagantagonisten zoals larven van zweefvliegen, lieveheersbeestjes en larven van gaasvliegen komen (voor een deel) van buiten de percelen. Net zoals de nog specifiekere parasitaire sluipwespen reageren zij functioneel en numeriek op bepaalde prooi-soorten zodra de dichtheden ervan toenemen (van Wingerden & Booij 1999). Natuurlijke vijanden van plaaginsecten moeten ook buiten de periodes dat hun prooi actief zijn in de teelten ook voldoende voedselvoorziening hebben in de vorm van stuifmeel en/of nectar van bloeiende planten. Juist daarom zijn bloemen- en soortenrijke bermen en dijken in het landschap hiervoor van groot belang.

Bermen en dijken kunnen een bijdrage leveren aan bestuiving. Door daling van het oppervlak aan halfnatuurlijke biotopen en door een intensief landgebruik treedt er een bestuivingscrisis op (Van Geert et al. 2010). Bestuiving is van belang zowel voor het in stand houden van natuurlijke vegetaties als voor opbrengst in de landbouw (Potts et al. 2011). Zo is reeds een parallelle achteruitgang vastgesteld van bestuivingsafhankelijke plantensoorten en bijbehorende groepen bestuivers gedurende de laatste decennia (Biesmeijer et al. 2006). Bermen, dijken en andere kleine landschapselementen kunnen van belang zijn als habitat voor bestuivende insecten (Noordijk et al. 2009, Pywell et al. 2011) en zo helpen tegen de bestuivingscrisis.

2.2.4 Bermen als natuurgebied?

Bermen en dijken kunnen echter nooit natuurgebieden vervangen. De belangrijkste functie van een wegberm bv. is de functie als veiligheidszone van de weg. Bermen en dijken zijn vanwege hun lineaire vorm erg gevoelig voor allerlei randeffecten zoals inwaai van meststoffen of herbiciden (Endels 2004). Invasieve exoten kunnen zich gemakkelijk vestigen en verspreiden langs transportinfrastructuur (Kalwij et al. 2008). Tevens zorgt het transport voor verschillende vormen van verstoring, zoals de verstoring door het verkeer zelf, geluidsoverlast, lichtvervuiling of de aanvoer van vervuilende stoffen (Forman & Alexander 1998). Tenslotte bestaat het risico dat bermen en dijken een ecologische val vormen, vooral voor sterk gespecialiseerde soorten. Hierover is echter nog weinig geweten.

3 Ontwikkeling van een praktijkgerichte ecologische typering van bermen en dijken

3.1 Bestaande bermtypologieën

3.1.1 Zwaenepoel (1998)

In het standaardwerk met als titel 'Werk aan de berm! Handboek botanisch bermbeheer' van Zwaenepoel (1998) worden 37 verschillende grazige bermtypes onderscheiden (tabel 2). Het onderscheid wordt gemaakt aan de hand van de soortensamenstelling van de hogere planten. Hiervoor werd een dichotome sleutel ontwikkeld die soortencombinaties met elkaar vergelijkt en de inventariseerder toelaat een goede keuze te maken op basis van de aanwezige plantensoorten. Voor al deze types wordt ook het (gewenste) beheer besproken dat een waardevol type kan behouden of dat kan leiden tot een waardevol type. De indeling volgens Zwaenepoel (1998) is de meest volledige van alle indelingen en kan over het hele grondgebied van Vlaanderen gebruikt worden, maar houtige vegetaties ontbreken.

Tabel 2. Bermtypes in Vlaanderen volgens Zwaenepoel (1998)

	type
1	grote wederik - leverkruid
2	pinksterbloem - speenkruid
3	liesgras - rietgras
4	oeverzegge - watermunt
5	grote muur - rimpelmos
6	zevenblad - ridderzuring
7	dolle kervel - ijle dravik
8	kruipertje - stinkende gouwe
9	harig wilgenroosje - riet
10	geel nagelkruid - schaduwgras
11	glad walstro - ruige weegbree
12	schermhavikskruid - vlasleeuwenbek
13	kleine klaver - smalle weegbree
14	scherpe boterbloem - rode klaver
15	bleeksporig bosviooltje - bosanemoon
16	moerasrolklaver - egelboterbloem
17	gewone pastinaak - akkerwinde
18	witte klaver - Engels raaigras
19	veldlathyrus - gulden sleutelbloem
20	gevlekte rupsklaver - klein hoefblad
21	fijne kervel - gewone glanshaver
22	witte honingklaver - hopklaver
23	klein streepzaad - duizendblad
24	wilde marjolein - vierzadige wikke
25	vlasleeuwenbek - sint-janskruid
26	muurpeper - zandmuur
27	grote klaproos - gewone raket
28	vogelmuur - herderstasje
29	straatgras - grote weegbree
30	tengere rus - tijmereprijs
31	valse salie - pluïjesmos
32	biezenknoppen - melkeppe
33	liggend walstro - mannetjesereprijs
34	gewoon biggenkruid - schapenzuring
35	ruig haarmos - zilverhaver
36	gewone dophei - gewoon haarmos
37	liggend hertshooi - zomprus

3.1.2 Lokale indelingen

In veel gemeentes of regio's worden eigen typologieën gebruikt als basis voor het bermbeheerplan. Goede voorbeelden zijn o.m. te vinden voor de dijken langs de Grensmaas (Van Looy & De Blust 1999; bermbeheerplannen voor Brecht, Landen, ...). Dit heeft als voordeel dat er zeer gericht en op maat kan gewerkt worden. De indeling berust op basis van een set vegetatieopnames en de verwerking ervan (bv. Twinspan) of speciaal hiervoor ontworpen programma's). Om tot een overzichtelijk systeem te komen dat ook op Vlaamse schaal geschikt is, met name voor alle bermen langs wegen en dijken van waterwegen, is een dergelijke werkwijze echter niet zo geschikt.

Verskillende overheden (provincies, gemeenten) gebruiken een beperkt systeem met 7 types (tabel 3) zoals voorgesteld door Janssens & Claus (1996), zie hiervoor o.m. Provincie Oost-Vlaanderen 2013, Carlier 2015 en Colpaert 2016. Samen met de hierbij vermelde typische plantensoorten is deze typologie vrij vlot bruikbaar.

Tabel 3. Bermtypes voorgesteld door Janssens & Claus (1996)

type	omschrijving
1	grazige vegetatie op zeer voedselrijke bodem
2	grazige vegetatie op matig voedselrijke bodem
3	grazige vegetatie op voedselarme bodem
4	grazige vegetatie op omgewoelde bodem
5	ruigtevegetatie
6	heidevegetatie
7	houtachtige vegetatie

Voor natuurgerichte doelstellingen lijkt deze indeling echter nog niet helemaal toereikend. Zo wordt bv. geen onderscheid gemaakt tussen natte ruigtes (die vaak waardevol of een doel kunnen zijn) en droge ruigtes die vaker ongewenst zullen zijn. Het is ook zinvol om verschillende houtige vegetaties te onderscheiden omdat ze een verschillend beheer zullen vergen en ze wel of niet gewenst kunnen zijn.

Voor wegbermen van autosnelwegen E40 en A10 werd in opdracht van de Vlaamse Overheid een methode ontwikkeld door Antea (2013). Zowel de bepaling van het steekproefkader als de op te volgen indicatorsoorten lijkt problematisch (Van Kerckvoorde & Onkelinx 2013). De methodiek is verder onduidelijk. Het terrein wordt volledig afgelopen, maar er worden uiteindelijk zeer gerichte opnames met de Braun-Blanquet methode gemaakt, wat ook zeer tijdrovend is. Uiteindelijk lijkt een dergelijke zware methode ook niet gewenst om tot een eenvoudige indeling te komen waaraan op een eerder grove schaal slechts een beperkte set beheermaatregelen kan gekoppeld worden.

De kruidige bermvegetaties langs het Kanaal Nieuwpoort-Duinkerke, het Lo-kanaal en de Bergenvaart werd geïnventariseerd volgens vijf onderscheiden vegetatiegroepen (tabel 4; Van Kerckvoorde & De Geest 2015). Deze praktische indeling laat toe om voor een groot aandeel van de graslandvegetaties die langs bermen en dijken voorkomen een beheergerichte indeling te maken. Het overgrote deel ervan behoort tot voedselrijke types. Ook deze indeling moet voor een bredere toepassing op Vlaamse schaal voor zowel bermen als dijken uitgebreid worden, onder meer met houtige vegetatietypes.

Tabel 4. Bermtypes aangewend bij de inventarisatie van kruidige dijkvegetaties langs het Kanaal Nieuwpoort-Duinkerke, het Lo-kanaal en de Bergenvaart (Van Kerckvoorde & De Geest 2015)

type	omschrijving
1	soortenrijk glanshavergrasland met kenmerkende soorten (met een minimale bedekking van 5%) zoals margriet, knoopkruid, duizendblad, peen, gewone rolklaver, gele morgenster, glad walstro, pastinaak, veldlathyrus, glad walstro, ratelaarsoorten, gulden sleutelbloem, zachte haver, goudhaver
2	vegetaties gedomineerd door productieve grassen (zoals glanshaver, gestreepte witbol, kweek en kropbaar) met relictten van soortenrijk glanshavergrasland (minstens occasioneel aanwezig)
3	vegetaties gedomineerd door productieve grassen (glanshaver, gestreepte witbol, kweek en kropbaar) zonder relictten van soortenrijk glanshavergrasland of slecht sporadisch of zeldzaam aanwezig
4	vegetatie gedomineerd door productieve grassen met grote brandnetel minstens abundant aanwezig
5	vegetatie gedomineerd door grote brandnetel

De dijkvegetaties langs de Zeeschelde en Durme werden gekarteerd aan de hand van tien onderscheiden vegetatiegroepen (tabel 5; Vandevorde et al., in voorbereiding). Bij de kartering werd de dijk opgedeeld in een landzijde, kruin en rivierzijde. Aan landzijde wordt verder een onderscheid gemaakt tussen het hellend gedeelte ('land') en de teen (de laagste 2-3 m van de hellende zone) van de dijk. De kruin van de dijk wordt verdeeld in een 'kruin land' en een 'kruin rivier', waarbij de dienstweg als grens fungeert. Bij afwezigheid van een dienstweg, is dit onderscheid niet gemaakt.

Tabel 5. Bermtypes aangewend door bij de inventarisatie van dijkvegetaties langs de Zeeschelde en Durme (Vandevorde et al., in voorbereiding)

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

3.1.3 Rijkswaterstaat Nederland

In Nederland worden de bermvegetatie langs Rijkswegen ingedeeld in 28 vegetatietypes (tabel 6) die in 5 grote groepen zijn ondergebracht: (1) grasbermen op zand, (2) grasbermen op klei, (3) grasbermen op veen, (4) oevers en vochtige greppelkanten en (5) houtige vegetaties (tabel 6). Elf types kunnen beschouwd worden als doelvegetaties, sommige in combinatie met houtige vegetaties (Rijkswaterstaat 2008). De indeling is bruikbaar voor wegbermbeheerders die geen specialist zijn in het herkennen van planten. De vegetatietypes kunnen immers worden afgeleid met behulp van gemakkelijk herkenbare plantensoorten. De indeling is grotendeels gebaseerd op het overzicht van bermvegetaties van Šýkora et al. (1993). Tevens is gebruik gemaakt van de bewerking van dat overzicht door de Bonte et al. (1997), die sterk op elkaar gelijkende typen samenvoegde. Aanvullende informatie werd gevonden in het overzicht van Vlaamse bermvegetaties door Zwaenepoel (1998).

Op het terrein wordt de indeling gemaakt op basis van het bodemtype (klei, zand of veen) en het voorkomen van plantensoorten in een bermtraject van 25 m lengte. Afwijkende begroeiing zoals de vegetatie direct langs de weg ($\pm$ 1 m breedte) en slootkanten of -taluds dienen afzonderlijk te worden getypeerd. Aan elke plantensoort worden één of meerdere codes gegeven, die refereren naar een bepaald vegetatietype waarin de soort kan voorkomen. Op die manier ontstaat een plantenlijst en een aantal codes. Het vegetatietype wordt vervolgens bepaald aan de hand van de meest voorkomende code en de informatie van de bodem. Er worden 132 plantensoorten of soortengroepen (bv. "bekermossen", "varens") gebruikt.

Een voordeel van deze indeling is dat er een hiërarchisch systeem opgebouwd wordt op basis van de bodem en het onderscheid tussen grasland, oever en houtige vegetaties. Hierdoor geeft de veelheid aan types geen onoverzichtelijk probleem. Een bijkomend pluspunt is dat voor elk type aangegeven wordt tot welk doelttype (waardevolle vegetatie) het kan leiden en welk beheer hiervoor moet worden uitgevoerd. Hiervoor worden een zevental beheervormen aangegeven. Een nadeel is dat er voor het bepalen van het type steeds een opname nodig is in een homogeen vlak, waarbij niet duidelijk is voor welke lengte van de berm dit dan representatief is. Ook de opdeling in de bodemtypes zand-klein-veen is niet geschikt voor de Vlaamse situatie.

Tabel 6. De onderscheiden vegetatietypen langs Nederlandse Rijkswegen.

A = Actueel beeld; E = Eindbeeld; K = Klei; V = Veen; Z = Zand; 1, 2, 3, ... = volgnummer van vegetatietypen; **vet** = waardevolle vegetatietypen

Grasbermen op zand

Actueel beeld AZ 1. Vlasbekje-St.-Janskruid berm

Actueel beeld AZ 2. Klaproos-Raket berm

Actueel beeld AZ 3. Vogelmuur-Herderstasje berm

Actueel beeld AZ 4. Soortenarm grasland op zand

Actueel beeld AZ 5. Droge ruigte

Actueel beeld AZ 6. Gazon

Eindbeeld EZ 1. Bermen met Gladde witbol en Havikskruiden

Eindbeeld EZ 2. Glanshaverhooilanden op schrale bodem

Eindbeeld EZ 3. Zandblauwtje - Biggekruidberm

Eindbeeld EZ 4. Stui fzand

Eindbeeld EZ 5. Heischraal grasland

Eindbeeld EZ 6. Gemeenschap van Biggekruid en Moerasrolklaver

Eindbeeld EZ 7. Heide

Grasbermen op klei

Actueel beeld AK 1. Ruige Glanshaver hooilanden

Actueel beeld AK 2. Gemeenschap van Engels raigras en Grote Weegbree

Eindbeeld EK 1. Zoomvegetatie

Eindbeeld EK 2. Bloemrijke glanshaverhooilanden

Grasbermen op veen

Eindbeeld EV 3. Dotterbloemhooiland

Oevers / vochtige greppelkanten

Actueel beeld AK 3. Soortenarme oevervegetatie

Actueel beeld AV 1. Rietoever

Eindbeeld EV 1. Soortenrijke oever

Eindbeeld EV 2. Bloemrijke natte ruigte

Houtige vegetaties

Actueel beeld AZ 6. Boomweide

Actueel beeld AZ 8. Jong dennenbos

Eindbeeld EZ 8. Oud dennenbos

Eindbeeld EZ 9. Loofbos op zand

Eindbeeld EK 3. Loofbos op kleigrond

Eindbeeld EV 4. Moerasbos

3.2 Een nieuwe inventarisatiemethodiek voor vegetaties van wegbermen en dijken

Bij de beheerders van autosnelwegen, gewestwegen en waterwegen (AWV, W&Z, NV de Scheepvaart) leeft de vraag om samen met eenvoudige inventarisatietechnieken ook een methodiek te ontwikkelen die geschikt is om te voldoen aan de eisen voor de natuurbeheerplannen die goedgekeurd worden bij het ANB. Door het ANB goedgekeurde natuurbeheerplannen hebben het voordeel dat alle geplande ingrepen die vergunningsplichtig zijn, vooraf en in hun geheel kunnen goedgekeurd worden, wat de visievorming ten goede komt en een belangrijke administratieve werklast kan wegnemen. Er zijn voor de opmaak van een natuurbeheerplan echter verschillende minimumeisen, waardoor het zinvol is om bij het inventariseren de keuze te laten tussen twee sporen: nl. Spoor 1, een eenvoudige basiskartering en Spoor 2, een uitgebreide kartering in functie van een goedgekeurd natuurbeheerplan. We bespreken deze twee sporen na elkaar.

3.2.1 Basiskartering (Spoor 1)

De hier voorgestelde methodiek probeert rekening te houden met de kennis die is opgedaan uit het verleden (bestaande methodieken, zie 3.1), de ecologische functies van bermen en dijken (zie 1 en 2) en de bekommernis om een eenvoudige techniek te kunnen hanteren. Een dergelijke eenvoudige techniek is “karteren”, waarbij geen volledige inventarisaties of opnames nodig zijn, maar wel kennis van indicatorsoorten, gekoppeld aan een vaste typologie en ruimtelijke eenheden op kaart. Het karteren en inventariseren van strookvormige vegetaties langs wegen en waterwegen gebeurt in een aantal opeenvolgende stappen.

Het voorbereidende werk bestaat uit het afbakenen van beheereenheden en het intekenen of aanduiden van herkenbare vegetatiestructuren of verschillen in vegetatie op orthofoto's. Het terreinwerk bestaat uit het aanpassen op kaart van deze eenheden en het typeren ervan.

Stap 1: Afbakenen van beheereenheden

Uit gesprekken met terreinbeherende instanties komt steeds de belangrijke opmerking dat “de uitvoerders van het beheer nood hebben aan eenvoudige beheerrichtlijnen die van toepassing zijn op goed herkenbare delen van het terrein”. Het is blijkbaar niet haalbaar om op basis van vegetatiekaarten en daarop ingetekende beheermaatregelen te werken. Deze vaststelling staat een beheer op maat mogelijks in de weg.

We proberen hieraan tegemoet te komen door uit te gaan van een inventarisatietechniek die praktische (bv. barrières, randvoorwaarden i.v.m. de veiligheid) en inhoudelijke kenmerken (vegetatietypes) van het terrein met elkaar combineert.

In een eerste stap zullen vanop orthofoto's eenheden aangeduid worden die eenzelfde beheermaatregelenpakket krijgen. In de meeste gevallen zal dit gaan om een vorm van maaibeheer die dan voor de volledige beheereenheid (of bv. een strook van drie maaibreedtes die grenst aan de weg) dezelfde is. Omdat vooral maaien een belangrijke beheermaatregel zal zijn, worden beheereenheden afgebakend die begrensd worden door “niet-maaibare” objecten of vegetaties. Dit zijn o.a. kruisende wegen, bruggen, tunnels, gebouwen, maar ook houtige vegetaties zoals bossen of bosjes en struwelen (uitzonderingen kunnen zijn: verharde opritten naar huizen of landbouwpercelen). M.a.w. de uitvoerder van het beheer op het terrein hoeft geen graslandtypes te kunnen onderscheiden: het signaal om van beheer te veranderen wordt door een fysische barrière bepaald.

In figuur 9 geven we een voorbeeld van hoe beheereenheden in de praktijk kunnen afgebakend worden.

Figuur 9. Stap 1: Voorbeeld van het afbakenen van beheereenheden: harde grenzen zijn hier middenbermen, bruggen, opritten. Lijnvormige elementen worden met lijnen aangeduid. Vlakvormige elementen met polygonen. Grenzen tussen de eenheden zijn in dit voorbeeld opritten, overgangen tussen houtige vegetatie en grasland, grenzen tussen bermen en complexen. Stap 2: Waar mogelijk kan reeds de structuurklasse gegeven worden (grasland, ruigte, struweel of opgaande houtige vegetatie) of een indicatie van de aard (bv. middenberm); geel: bermen met graslandvegetatie; oranje: idem, maar zeer korte vegetatie op middenbermen; groen: bermen met houtige vegetatie. Complexen, behalve hun randen grenzend aan de wegen, worden met polygonen gekarteerd; hier weergegeven in rood.

Stap 2: Intekenen van de verschillende vegetatiestructuurklassen

In een tweede stap worden de veldkaarten voor de inventarisatie voorbereid. Vanop recente orthofoto's worden per beheereenheid (een lijn of een polygoon) de verschillende vegetatiestructuurklassen (grasland, ruigte, struweel, bos) vermeld (figuur 9). Deze worden onderscheiden door met het blote oog waarneembare kleur- of textuurverschillen én duidelijke fysische grenzen. De meest recente orthofoto's zijn echter niet altijd de meest geschikte omwille van de opnamedatum (beschaduwings, waterstanden, ...) van de foto's. Controleer voor het gebruik welke foto's het beste beeld geven voor het gebied dat gekarteerd wordt. Zomerbeelden geven meestal een beter beeld van grenzen tussen en variatie in open/gesloten landschap (onderscheid houtige vegetaties en grasland). Verschillen tussen ruigte en grasland of tussen ruigte en struweel zijn niet altijd evident: het volstaat dan de grenzen waar te nemen en aan te duiden zonder al een invulling te geven. De gemiddelde karteerschaal is 1:3000 - 1:5000.

De Biologische waarderingskaart (De Saeger et al. 2016b) en Bunce et al. (2008) hanteren een aantal regels om polygonen of lijnen af te bakenen. Voor dit rapport is het volgende relevant: vlakvormige elementen hebben een minimum breedte van 30m. Smallere elementen worden als lijnen aangeduid. Onderdelen van het landschap die kleiner zijn dan de minimumoppervlakte van 400m², worden niet gekarteerd of worden als klein landschapselement (lijnen of punten) aangeduid. Lijnen hebben een minimum lengte van 30 m.

Naast elkaar gelegen wegbermen, houtkanten, sloten worden als naast elkaar gelegen lineaire elementen gekarteerd. De BWK kan een hulpbron zijn, maar zeker niet alle lijnvormig elementen in het landschap werden systematisch gekarteerd.

Stap 3: Kartering

Met de voorbereide veldkaarten uit stap 1 & 2 wordt nu de veldkartering uitgevoerd. Dit gebeurt in beide gevallen door het terrein af te stappen, of te fietsen (indien mogelijk). De herkenning van de vegetatietypen moet gebeuren op het moment dat voldoende bloeiende planten aanwezig zijn. Dat betekent dat de berm in de zomer voor de maaiwerkzaamheden of minstens 3 à 4 weken erna moet worden bezocht. De Saeger et al. (2016b) geven de beste karterperiode aan voor verschillende biotopen (figuur 10).

Figuur 10. Optimale karterperiodes voor verschillende biotooptypes

Verschiede vegetatietypes (zie verder) worden dus met lijnen of polygonen aangegeven. Wanneer de grenzen van de onderscheiden vegetatietypes verschillen van de vooraf ingetekende lijnen, zal met behulp van een hand-GPS (nauwkeurigheid 1-5 m) het begin- en eindpunt ingemeten worden, op de weg of het jaagpad, van een traject waar een bepaald karteringseenheid kan aan worden toegewezen. Voor de kartering van vegetaties op het talud of de waterlijn wordt eveneens punten ingemeten op de weg of het jaagpad, omdat anders veel tijd verloren gaat met het steeds afdalen of opklimmen van het talud. Parallele lijnen geven verschillende types weer die naast elkaar voorkomen, maar behoren tot eenzelfde beheereenheid, tenzij het verschillen in structuurklasse (grasland, ruigte, struweel, bos) betreft. Ook voor polygonen, enkel te gebruiken voor complexen, kunnen de grenzen met behulp van een hand-GPS bijgewerkt worden of kunnen ze gesplitst of bij elkaar gevoegd worden. In bijlage 5 en 6 wordt de inventarisatiefiche per beheereenheid voorgesteld.

Karteereenheden

We kwamen tot een praktische indeling op basis van het overzicht van de karteereenheden van de Biologische waarderingskaart (Vriens et al., 2011), de veldgids voor ontwikkeling van botanisch waardevol grasland (Zwaenepoel 2000), beheerplannen van het INBO (Van Kerckvoorde & De Geest 2015 en Vandevoorde et al., in voorbereiding), de veldsleutels voor BWK en Habitatkartering (De Saeger et al. 2014, De Saeger et al. 2016b, Vandekerckhove et al. 2016, Wouters et al., in voorbereiding), de LSVI-tabellen (Oosterlynck et al., in voorbereiding), de typologie van berm- en dijkvegetaties langs waterlopen (Van Kerckvoorde 2016), de bevraging van experts i.v.m. het voorkomen van potentiële vegetatietypen op bermen en dijken en eigen inventarisatie- en karterervaring.

In figuur 11 wordt aangegeven welke vegetatietypes direct in het veld moeten herkend en gekarteerd worden. Er worden op basis van de grove structuur van de vegetatie vier grote klassen onderscheiden: grasland, ruigte,

struweel en opgaande houtige vegetatie. Binnen elke vegetatiestructuur worden dan op basis van typische soorten (tabel 7) en/of fijnere structuurkenmerken de vereenvoudigde karteereenheden toegekend aan de onderscheiden lijntrajecten of polygonen en worden op veldfiches overige kenmerken genoteerd.

Figuur 11. Basiskartering op het terrein met vegetatiestructuurklassen en direct te onderscheiden karteereenheden (in het rood). De karteereenheden die vet gedrukt zijn kunnen in bepaalde gevallen verder onderverdeeld en/of vertaald worden naar Europese habitats en regionaal belangrijke biotopen (zie verder spoor 2: uitgebreide kartering in functie van natuurbeheerplan).

Voor de opmaak van een gewoon beheerplan is een verdere indeling in principe niet nodig, maar is het toch aangewezen om de verschillende subtypes van graslandfase 4 en eventueel van graslandfase 5 te herkennen (zie tabel 7). Er zijn immers verschillende consequenties naar beheer toe.

Tabel 7. Basiskarteereenheden (rood) met hun typische soorten en/of kenmerken. Bijlage 1 geeft uitgebreide informatie voor het herkennen van de graslandfasen.

Basiskarteereenheid	Typische soorten en/of kenmerken
Graslanden: graslandfasen	
G0: Graslandfase 0 - Raaigrasweiden	<p>Zeer uniform grasland met vrijwel uitsluitend sterk glanzend gras</p> <p>Engels of Italiaans raaigras en/of ruw beemdgras dominant + vogelmuur, straatgras</p>
G1: Graslandfase 1 - Grassenmix	<p>Groen lappendeken met soorten uit G0, maar + kruipende boterbloem, paardenbloem, gewone hoornbloem, witte klaver (in enkele monospecifieke haarden)</p>
G2: Graslandfase 2 - Dominant stadium	<p>Meer dan 50% van de oppervlakte ingenomen door één niet sterk glanzende grassoort: gestreepte witbol, grote vossenstaart of glanshaver, + grassen en kruiden uit G0 en G1</p>
G3: Graslandfase 3 - Gras-kruidenmix	<p>Fijn mozaïek van grassen en kruiden zoals:</p> <p>beemdlangbloem, gewone berenklaauw, gewoon duizendblad, gewoon reukgras, glanshaver, grasmuur, grote vossenstaart, hopklaver, kleine klaver, pastinaak, peen, rietzwenkgras, rode klaver, rood zwenkgras, scherpe boterbloem, sint-Janskruid, smalle weegbree, gewoon timotee gras, veldbeemdgras, veldzuring, gewoon biggenkruid, kamgras, veldgerst, vijfvingerkruid, echte koekoeksbloem, pinksterbloem, moerasrolklaver</p>
G4: Graslandfase 4 - Bloemrijk grasland	<p>Fijn mozaïek van grassen, kruiden, russen en zeggen.</p>
G4a: Glanshavergrasland	<p>aardaker, beemdkroon, beemdooievaarsbek, bevertjes, gele morgenster, gewone agrimonie, gewone rolklaver, gewone vogelmelk, glad walstro, goudhaver, graslathyrus, groot streepzaad, grote bevernel, grote pimpernel, gulden boterbloem, gulden sleutelbloem, klavervreter, kleine bevernel, kleine ratelaar, knolboterbloem, knolsteenbreek, knoopkruid, kraailook, margriet, muskusaasjeskruid, naakte lathyrus, rapunzelklokje, ruige leeuwentand, veldlathyrus, veldsalie, vijfdelig kaasjeskruid en zachte haver, grote ratelaar, vertakte leeuwentand, vierzadige wikke</p>
G4b: Stroomdalgrasland	<p>cipreswolfsmelk, geoorde zuring, gestreepte klaver, grote tijm, handjesgras, harige ratelaar, hemelsleutel, kaal breukkruid, kleine pimpernel, kleine ratelaar, knikkende distel, knolbeemdgras, kruisdistel, kweekdravik, moeslook, ronde ooievaarsbek, rozetkruidkors, rozetsteenkers, sikkellklaver, slangenlook, smalle raai, tripmadam, veldsalie, viltganzerik, voorjaarszegge, wit en zacht vetkruid, zachte haver, zeepkruid</p>
G4c: Kalkrijk kamgrasland	<p>aarddistel, beemdkroon, bevertjes, driedistel, duifkruid, geelhartje, gevinde kortsteel, gewone agrimonie, goudhaver, grote tijm, gulden sleutelbloem, kattendoorn, kleine bevernel, kleine pimpernel, knolboterbloem, kruipend stalkruid, ruige leeuwentand, ruige weegbree, voorjaarszegge, wilde marjolein, zachte haver, zeeegroene zegge</p>
G4d: Bloemrijk struisgrasgrasland	<p>akkerhoornbloem, gewone veldbies, gewoon biggenkruid, gewoon duizendblad, gewoon struisgras, hazenpootje, klein vogelpootje, kleine klaver, kleine leeuwentand, knolboterbloem, muizenoor, schapenzuring, smalle weegbree, vroege haver, zilverbaver</p>

G4e: Bloemrijk vochtig tot nat grasland	echte koekoeksbloem, grote ratelaar, kruipend zenegroen, moeras/zompvergeet-me-nietje, dotterbloem, kale jonker, lidrus, moerasrolklaver, moeraswalstro, egelboterbloem, pinksterbloem, slanke sleutelbloem, tweerijige zegge, gewone waterbies, heelblaadjes, penningkruid, pijptorkruid, zomprus
G5: Graslandfase 5 - Soortenrijk schraalgrasland	Een fijn, soortenrijk mozaïek van geel-, grijs- en blauwgroene laagblijvende schijngrassen (zeggen en russen) en kruiden
G5a: Duingrasland	zanddodengras, kleverige reigersbek, ruw vergeet-mij-nietje, kruipend stalkruid, zandhoornbloem, duinfakkelgras, liggende asperge, duindravik, duinviooltje, kegelsilene, ruwe klaver, duin- en gewimperd langbaardgras, lathyruswikke, geel walstro, grote tijm, geel zonneroosje, liggend bergvlas, nachtsilene, walstrobremraap, kalkbedstro, zachte haver, voorjaarsganzerik, duindravik, gestreepte klaver, wondklaver
G5b: Dwerghavergrasland	vroege haver, klein vogelpootje, zilverhaver, klein tasjeskruid, dwergviltkruid, eekhoorngras en zandblauwtje, veldereprijs, hazenpootje, eenjarige hardbloem, rode schijnspurrie, akkerviooltje, zandmuur, reigersbek, spurrie, straatgras, zandraket, vroegeling, kleine leeuwenklauw, zachte ooievaarsbek, klein streepzaad, gewoon langbaardgras, zandhoornbloem, slofhak
G5c: Kalkgrasland	blauwgras, bergdravik, duifkruid, grote centaurie, ruige scheefkelk, geel zonneroosje, kleine pimpernel, kalkwalstro, gevinde kortsteel, aarddistel, smal fakkelgras, driedistel
G5d: Heischraal grasland	blauwe knoop, blauwe zegge, bleeksporig bosviooltje, bleke zegge, borstelgras, dicht havikskruid, echte guldenroede, fijn schapengras, fraai hertshooi, gelobde maanvaren, gevlekte orchis, heidekartelblad, hondsviooltje, kleine tijm, klokjesgentiaan, knollathyrus, kruipganzerik, liggend walstro, liggende vleugeltjesbloem, mannetjesereprijs, spits havikskruid, stijf havikskruid, stijve ogentroost, tandjesgras, tormentil, trekrus, tweenervige zegge, veelbloemige veldbies, zaagblad, klokjesgentiaan, heidekartelblad, welriekende nachtorchis.
Ruigten	
R1: Verstoord grasland	duinriet, kruipertje, gewone raket, bijvoet, fijnstraal spp, kleine brandnetel, boerenwormkruid, kamille spp., varkensgras, akkerdistel, klein kaasjeskruid, teunisbloem spp., honingklaver spp., grote kaardebol, stinkende ballote, kompassla, zeepkruid, wilde reseda, ijle dravik, kleine ooievaarsbek, kruldistel, slangenkruid, klein hoefblad, akkerwinde, kweek, heermoes, grote klaproos, herderstasje, paarse dovenetel, perzikkruid, vogelmuur, akkerkool
R2: Verruigd grasland	grote brandnetel, kleeftkruid, ridderzuring, akkerdistel, speerdistel, gewone berenklauw, fluitenkruid, bramen, klit, Jacobskruiskruid, ijle dravik, dolle kervel, kweek, kropaar, haagwinde, zevenblad
R3: Brandnetelruigte	dominante bedekking van grote brandnetel
R4: Natte ruigten	moerasspirea, waterzuring, watermunt, wolfspoot, oeverzegge, grote en kleine lisdodde, grote egelskop, gele waterkers, gele lis, grote kattenstaart, poelruit, scherpe zegge, echte valeriaan, grote wederik, grote waterweegbree, gewone engelwortel, harig wilgenroosje, kattenstaart, koninginnenkruid, valse voszegge, moerasandoorn, tandzaad spp., pitrus, zeegroene rus, zwanenbloem, pluimzegge, moesdistel, kale jonker, geoord en gevleugeld helmkruid, liesgras, rietgras, riet

R5: Riet en rietruigte	riet en soorten uit R4
Struwelen	
S1: Dwergstruikvegetaties: heidesoorten	struikheide, dopheide, blauwe bosbes, stekelbrem, kruipbrem
S2: Brem- en gaspeldoornstruwelen	brem, gaspeldoorn
S3: Doornstruwelen	meidoorn spp., sleedoorn en rozen
S4: Bramen	braam spp. (inclusief framboos)
S5: Vlierstruwelen	gewone vlier (dominant)
Opgaande houtige vegetaties	
H1: Wilgenstruweel	wilgen spp., sporkehout, gewone vlier, braam spp., brede stekelvaren, grote brandnetel, hondsdrif, kleeftkruid, pitrus
H2: Iepenstruweel	Houtige begroeiing in holle wegen van de leemstreek met gladde iep, ruwe iep, meidoorn spp., gewone es, gewone vlier, maarts viooltje, vogelmelk, aalbes, gevlekte aronskelk, speenkruid, vingerhelmbloem, grote keverorchis, klimop, klimopereprijs, look-zonder-look.
H3: Loofhout	Vegetaties op gerijpte, mesofiele tot droge bosbodems, gedomineerd door inheemse loofbomen. Boomlaag van mono-specifiek of dominant tot zeer gevarieerd met o.a.: beuk, zomereik, wintereik, gewone es, haagbeuk, esdoorn, berk spp., hazelaar, zoete kers, trilpopulier. Mogelijke bijmenging (maar nooit dominant) met zwarte els, grauwe els, wilgen spp., sporkehout, en struweelsoorten (zie S1 tot S5). Kruidlaag: van afwezig tot zeer rijk met oude bosplanten (zie bijlage 3).
H4: Uitheems loofhout	Jonge aanplant op niet-bosbodem met dominantie van allerlei loofhout op niet-bosbodems, incl. exoten (Robinia, populier, vederesdoorn, Amerikaanse eik, Amerikaanse vogelkers,...), ev. met bijmenging van struweelsoorten (S3 tot S5).
H5: Naaldhout	Naaldhoutbestanden van allerlei aard: van mono-specifiek of dominant tot gevarieerd met o.a. zwarte den, grove den, spar spp., lork, Douglass en ev. struweelsoorten (soorten uit S1, S2, S4, S5).
E: Exoten	Vlakvormende vegetaties van invasieve, exoten (excl. opgaande houtige soorten)

3.2.2 Uitgebreide kartering in functie van een Natuurbeheerplan (Spoor 2).

Bermbeheerplannen (voor grote trajecten) kunnen ingediend worden als natuurbeheerplan. Er zijn al precedentes en ook in de toekomst blijft dit mogelijk. Dit kan binnen of buiten de Speciale Beschermingszones.

Dit kan echter niet met de vereenvoudigde inventarisatietechniek, waarbij in eerste instantie vooral grote structuurklassen worden onderscheiden en in tweede instantie deze groepen worden onderverdeeld. Voor een natuurbeheerplan moeten expliciet de Europese habitats en regionaal belangrijke biotopen worden gekarteerd. Het minimaal vereiste doel voor een natuurbeheerplan is ook het bereiken van minimum 25% oppervlakte aan natuurstreefbeeld (= Europese habitats en Regionaal belangrijke biotopen)

In de volgende paragrafen lichten we de aspecten van het beleids- en wetgevend kader voor goedgekeurde natuurbeheerplannen toe, die relevant zijn voor bermen en dijken.

3.2.2.1 *Beleids- en wetgevend kader*

Er is bij het ANB de wens om met de nieuwe natuurbeheerplannen al die gevallen te kunnen afdekken waarin het zinvol is om vanuit het standpunt 'geïntegreerd beheer ten behoeve van het natuurbehoud' een planmatig natuurbeheer te voeren en te stimuleren.

De decretale basis voor het 'natuurbeheerplan' ligt reeds vast, maar is nog niet geactiveerd. Dat activeren zal gebeuren door middel van het uitvoeringsbesluit op de natuurbeheerplannen. Dit Besluit van de Vlaamse Regering (BVR) is echter onderdeel van een ruimer pakket van drie BVR's en een nieuw ontwerp van decreet rond fiscale stimuli voor actief natuurbeheer. De politieke besluitvorming rond dit pakket is nog niet rond. Dit maakt dat er op dit moment nog geen natuurbeheerplannen nieuwe stijl kunnen worden goedgekeurd. Het ANB stimuleert partners wel al om met de nieuwe methodiek te werken. Die hangt samen met het wetgevend kader, maar ook met de interne instructies en richtlijnen die het ANB op dit moment ontwikkelt. Richtlijnen over inventarisaties behoren toe tot 'de interne richtlijnen'.

Het natuurbeheerplan bestaat uit verschillende delen, waarvan het eerste een 'verkenningnota' is. Dit beschrijft in essentie de visie van de eigenaar/beheerder waar hij naar toe wil met het beheer en focust vooral op de doelstellingen voor het gebied in kwestie. De noodzakelijke inventarisaties volgen uit dit ambitieniveau en krijgt vorm in deel 2 van het natuurbeheerplan. De bedoeling is om hier meer maatwerk mogelijk te maken en alleen die zaken te inventariseren die echt nodig zijn. Deel 3 van het natuurbeheerplan zijn dan de beheerdoelstellingen, deel 4 zijn de beheermaatregelen en deel 5 behandelt de opvolging van het beheer. Met betrekking tot de inventarisatietechniek en de evaluatie van het beheer (deze opdracht) zijn dus de eerste 2 delen en deel 5 van het natuurbeheerplan van belang. In paragraaf 3.2.3. focussen we dus op deze fasen.

De fase van goedkeuring van het natuurbeheerplan verloopt in twee stappen: eerst wordt de verkenningnota door het ANB goedgekeurd. De graad van detail van alle andere delen hangt hier van af. Delen 2 tot en met 5 kunnen pas worden ingediend als de verkenningnota is goedgekeurd. Het natuurbeheerplan is het geheel en bestaat dus uit 5 delen, en kent op het einde van de rit twee formele goedkeuringen: één beslissing over deel 1 (de verkenningnota) en één beslissing over delen 2 tot en met 5.

Het natuurbeheerplan is gekoppeld aan vier verschillende ambitieniveaus voor de terreinen in kwestie. Deze ambitieniveaus liggen vast in het decreet en hebben enkele gevolgen voor de opdrachtgevers. Openbare terreinen waarvoor een natuurbeheerplan wordt opgemaakt, moeten voldoen aan de eisen gesteld aan een 'type 2'. Dit betekent dat *er een beheer moet gevoerd worden met het oog op het behouden of ontwikkelen van een hogere natuurkwaliteit en van het behouden of verbeteren van het natuurlijk milieu*. Het beheer steunt op volgende uitgangspunten:

- Op ten minste ¼ van het terrein wordt gestreefd naar het realiseren van minstens één natuurstreefbeeld dat tot doel is gesteld. Deze streefbeelden worden in een bijlage bij het uitvoeringsbesluit rond het natuurbeheerplan vastgesteld. Dit bevat natuurstreefbeelden voor vegetaties (dit zijn de Europees te beschermen habitats, Regionaal Belangrijke Biotopen (RBB's) of andere vegetatietypen die in die bijlage bij het BVR 'natuurbeheerplannen' staan), natuurstreefbeelden voor leefgebieden van soorten en natuurstreefbeelden voor proces-gestuurde natuur. Voor de bermen/dijken zal een beperkte lijst van Europese habitats en RBB's relevant zijn (worden later in het project geselecteerd). Wellicht (of misschien heel uitzonderlijk) zullen natuurstreefbeelden voor leefgebieden van soorten en natuurstreefbeelden voor proces-gestuurde natuur niet relevant zijn bij de opmaak van natuurbeheerplannen voor bermen/dijken.
- Er worden doelstellingen geformuleerd voor de ecologische, economische en sociale functie in het terrein, waarbij sterk rekening wordt gehouden met de aanwezige en potentiële natuurwaarden, en waarbij de maatregelen ter realisatie van de economische functie en sociale functie het vervullen van de ecologische functie niet mogen bemoeilijken of verhinderen.
- De beheerder kan plaatselijk en voor een of meer delen van het terrein de klemtoon op het realiseren van een bepaalde functie leggen, op voorwaarde dat de andere functies voldoende in het volledige terrein aan bod komen.

3.2.2.2 *Implicaties voor bermen/dijken*

Kiezen voor door het ANB goedgekeurde natuurbeheerplannen voor bermen/dijken impliceert de opmaak van een natuurbeheerplan van type 2. Dit zal zeker niet altijd evident zijn omdat de mogelijke keuzes hierdoor beperkt worden en omdat er nog andere regels vasthangen aan het type 2 zoals een verplichte publieke consultatie in de fase van goedkeuring van het natuurbeheerplan.

Bij het ANB is men zich bewust van het feit dat niet voor alle bermen/dijken het ambitieniveau van type 2 haalbaar of zelfs wenselijk is. Daarom is het wellicht ook niet raadzaam om alle bermen in beheer bij openbare besturen onder een natuurbeheerplan te krijgen. Vooral de oppervlakte lijkt de beperkende factor, enerzijds om aan de 1/4-

norm te komen, anderzijds om de kwaliteit van de vegetaties op te kleine (of te smalle-) oppervlaktes te kunnen garanderen.

De voorbeelden van de E40/A10 in West-Vlaanderen en de E314 tonen aan dat in sommige gevallen het percentage streefbeeld wel haalbaar was, maar wellicht geldt dit niet voor alle bermen in beheer bij de verschillende beherende entiteiten. Ook veiligheidsoverwegingen eigen aan bv dijken kunnen haalbaarheid in de weg staan. Wat steeds van belang zal zijn, is te weten waar welke natuurdoelen zullen worden nagestreefd en of er bijvoorbeeld aansluiting kan gevonden worden met het beheer van de omliggende of aangrenzende gebieden (bv. door maaidata af te stemmen, grotere begrazingseenheden te realiseren of maaisel te gebruiken als zaadbron). De implicatie voor inventarisatiewerk is dat er ten behoeve van de verkenningsfase steeds een kartering komt van relevante natuurdoelen (bwk-habitatkartering) en dat in een latere fase (de inventarisatiefase) hieraan invulling wordt gegeven conform de interne instructies van het ANB (in voorbereiding). Deze interne instructies focussen momenteel (nog) volop op vlakvormige beheereenheden, welke uiteraard in beperkte mate ook toegepast kunnen worden op bermen. De inventarisatiefiches hiervoor zijn momenteel nog volop in ontwikkeling.

Voor de verkenningnota kunnen echter wel al fiches worden gebruikt (zie Bijlage 2). Eens ingevuld, en in afwachting van een goedgekeurd wetgevend kader wordt deze fase eerder 'informeel' door het ANB beoordeeld. Een deel van de verkenning bestaat ook uit het bepalen van een 'werkplan voor de inventarisatie', waarbij de initiatiefnemer/indiener aangeeft om bij de verdere opmaak van het beheerplan gebruik te maken van de standaardfiches of andere of bijkomende inventarisaties voorstelt.

In de verkenningnota worden in een aantal hoofdstukken gegevens verzameld:

- In Hoofdstuk 1 gaat dit over algemene en administratieve gegevens;
- in Hoofdstuk 2 worden de ecologische, economische en sociale functies van het terrein besproken.
- In Hoofdstuk 3 (globaal kader) moet de ligging van het gebied ruimtelijk aangegeven worden, het ambitieniveau worden vermeld (voor bermen/dijken steeds niveau 2), en moet een inschatting (percentage) gemaakt worden van het gedeelte van het terrein waarvoor er natuurstreefbeeld en leefgebieden van diersoorten tot doel gesteld worden, rekening houdend met de relevante beleidsplannen en met het feit dat de nu al aanwezige natuurwaarden minstens behouden moeten blijven. Verder moet ook de categorie weergegeven worden met de tot doel gestelde natuurstreefbeeld en een specificatie van de types, biotopen of soorten. Deze categorieën zijn (a) Europees te beschermen habitattypes, (b) regionaal belangrijk biotopen, (c) andere vegetaties (bwk-types, alleen voor type 2), (d) leefgebieden van bepaalde soorten, (e) proces-gestuurde natuur, (f) mozaïeklandschap, (g) onbeheerde climaxvegetatie. Voor bermen zullen slechts uitzonderlijk categorieën (d) en (f) voorkomen en zal categorie (e = terreinen waar natuurlijke dynamiek volop kan spelen) niet voorkomen.
- In hoofdstuk 4 wordt een werkplan voor de inventarisatie opgemaakt, gebaseerd op beheereenheden (= kleinste eenheid van beheer, die overeenkomt met een onderdeel van het natuurterrein dat om ecologische of beheertechnische redenen als een aparte eenheid van beheer wordt beschouwd). Per beheereenheid kunnen maximaal vier natuurdoelen samen worden genomen. De eenheden moeten op kaart worden aangeduid en per beheereenheid zal in de fase 2 (Inventarisatie) dan een standaardfiche ingevuld moeten worden. De inventarisatie-inspanning beperkt zich hier in feite tot actualisatie van de Biologische Waarderingskaart (BWK), een inschatting van de fase van het graslandtype (fase 0 tot fase 5) en het aangeven van eventueel voorkomende bijzondere dier- of plantensoorten.

Als die standaardfiche onvoldoende informatie bevat om de beheerdoelstellingen te kunnen formuleren, is een bijkomende inventarisatie nodig. De inventarisatie zelf wordt pas uitgevoerd na de goedkeuring van de verkenningnota. De bijkomende inventarisatie zal voor de natuurbeheerplannen neer komen op het verder typeren van Europese habitats en rbb's (zie hiervoor tabel 8). Met de toekomstige beheermonitoring in het vooruitzicht (een methodiek waar het INBO en het ANB op dit ogenblik aanwerken) wordt voor deze soorten op het niveau van een beheereenheid een (aangepaste) Tansley-code gegeven die een combinatie is van frequentie (aantallen) en bedekking op een eerder grove schaal (zie Bijlagen 7 & 8).

Indien er actueel een Regionaal belangrijk biotoop of een Europees habitat voorkomt, moet er bijkomend een kwaliteitsbeoordeling uitgevoerd worden. Ook hiervoor zullen fiches beschikbaar zijn, waarvoor nu reeds ontwerpen bestaan.

Het is zeer goed mogelijk om voor bermen en dijken op een relatief eenvoudige manier beheerplannen te maken die door het ANB kunnen goedgekeurd worden als natuurbeheerplan. Het lijkt het ons echter niet zinvol om dit consequent voor alle bermen te doen. Het kan pas echt zinvol zijn als het halen van de oppervlakte-doelstelling van ¼ streefbeeld realistisch is. Hiervoor zijn voldoende lange trajecten met brede bermen (> 10m) binnen een bepaald beheerplan nodig.

3.2.2.3 Voorstel uitgebreide kartering en inventarisatie

Stap 1 en 2: idem basiskartering.

Stap 3 Inschatting haalbaarheid Natuurbeheerplan

Voor een bepaald project stellen we voor om vooraf een inschatting te maken van de mogelijke oppervlakte aan Europese habitats en Regionaal belangrijke biotopen die potentieel in een goede staat van instandhouding zouden kunnen gebracht worden. Deze oppervlakte moet dan 25 % van de totale oppervlakte beslaan.

Vooraf kan dan een berekening helpen waarbij de totale oppervlakte verminderd wordt met de oppervlakte van:

- beheereenheden met een:
 - gemiddelde minimumbreedte kleiner dan 5 meter,
 - oppervlakte kleiner dan 1000 m².
- Houtige vegetaties binnen een beheereenheid met een:
 - oppervlakte kleiner dan 5000m². Boshabitats of RBB dennenbos moeten immers voldoen aan het criterium van het bosdecreet en bijhorende interne richtlijnen (i.e. min. 0,5 ha én minimaal 3 rijen bomen). Houtkanten die aansluiten bij een boshabitat, en ook elementen van die boshabitat bevatten, worden wél meegenomen in de oppervlakte boshabitat.

Niet alles kan ingeschat worden vanop orthofoto's. Het is dus aan te bevelen dat een snelle screening van het projectgebied bijkomende informatie geeft over de potenties van het gebied en de mogelijkheid om 25% Europees habitat of RBB te halen. Belangrijk hier bij zijn landschapsecologische en abiotische kenmerken. Verhoogde ontwikkelingskansen zijn er bij:

- de onmiddellijke nabijheid van goed ontwikkelde habitats of RBB's.
- op het zuiden gerichte en door de zon beschenen vegetaties.
- hellende bermen (hierdoor ecologische gradiënten aanwezig).
- lagere voedselrijkdom en lichtere bodems: zand, zandleem, maar ook vaak leem in combinatie met andere hier vermelde kenmerken
- aanwezigheid van kalk in de bodem.
- voor waterwegen en langsgrachten: flauwe helling nabij waterlijn

In vele gevallen - met de aanwezigheid van lange en smalle, grazige of houtige trajecten langs gewestwegen- zal een natuurbeheerplan geen optie zijn en kan de basiskartering volstaan (zie 3.2.1., Spoor 1). Wanneer binnen een projectgebied een bepaalde, min of meer aaneengesloten zone aanwezig is met Europese habitats of RBB's kan overwogen worden om voor deze zone apart een natuurbeheerplan in te dienen. Het zal dan steeds gaan over brede bermtrajecten met een voldoende grote oppervlakte (richtcijfer: > 1 ha) (Spoor 2).

Stap 4: uitgebreide kartering

Werkwijze: idem als voor de basiskartering, maar met uitgebreide set karteereenheden.

Een deel van de karteereenheden moest verder gespecificeerd en vertaald worden naar Europese habitats of regionaal belangrijke biotopen. Deze vertaling kent geen één op één relatie en gebeurt op basis van de habitatsleutels die nu in ontwikkeling zijn door het INBO. In sommige gevallen maken ook vegetatietypes deel uit van een verder te specificeren eenheid die geen habitat of regionaal belangrijk biotoop zijn. Zo kan bv. een soortenrijk grasland in fase 3 (karteereenheid G3) op basis van typische soorten vertaald worden naar een regionaal belangrijk biotoop rbbkam (kamgrasland), maar deze kartering vervalt wanneer de typische soorten kamgras of veldgerst niet abundant aanwezig zijn. Anderzijds kan bv. een grasland in fase 5 (karteereenheid G5, soortenrijke schraallanden) op basis van typische soorten vertaald worden naar 6 Europese habitattypes, nl. 2130, 2330, 6120, 6210, 6230 en 6510. In bijlage 4 wordt de relatie weergegeven met eerdere of lokale typologieën weergegeven.

In tabel 8 geven we weer hoe de verdere specificering van de basiskarteereenheden moet gebeuren aan de hand van typische soorten en welke Europese habitats, Regionaal belangrijke biotopen en BWK-eenheden hiermee overeen komen. De juiste determinatie van deze verschillende types gebeurt aan de hand van sleutels die momenteel door het INBO worden opgemaakt. We maken hier gebruik van de kenmerkende soorten uit de graslandsleutel (voorlopige versie), de heidesleutel (De Saeger et al., 2016a) en de bossleutel (Vandekerkhove et al., 2016).

We moeten hierbij opmerken dat het onderscheiden van subtypes uit fasen 3, 4 en 5 slechts zelden tot zeer zelden zal voorkomen in wegbermen. Dit geldt ook voor een aantal andere habitattypen en regionaal belangrijke biotopen.

En dit is zeker zo voor houtige vegetaties die zelden tot een Europees habitat zullen behoren omdat ze vaak te klein of te jong zullen zijn. Voor de volledigheid worden hier toch kort de kenmerkende soorten en basiskenmerken weergegeven die bij de inventarisatie een signaal geven dat er mogelijk een Europees habitat of rbb voorkomt. Voor de opmaak van een goedgekeurd beheerplan moeten ze, indien behorend tot een Europees habitat of rbb, in het veld worden onderscheiden en ingetekend. Daarvoor moeten de veldsleutels gebruikt worden, die ook andere kenmerken (abundanties, storingssoorten e.d.) in rekening brengen.

Tabel 8. Te gebruiken basikarteerkarteereenheden, Europese habitats en rbb's (rood) met een link naar andere bestaande indelingen.

Karteereenheden	Europees habitat of rbb	Kenmerkende soorten en kenmerken van Europees habitat
Graslanden		
G0: Graslandfase 0 - Raaigrasweiden	geen	
G1: Graslandfase 1 - Grassenmix	geen	
G2: Graslandfase 2 - Dominant stadium	geen	
G3: Graslandfase 3 - Gras-kruidenmix	geen	geen soorten van de twee volgende types (rbbkam & rbbvos) aanwezig.
	rbbkam	kamgras en/of veldgerst abundant (= "bedekkend", zie bijlage 7) én aantal soorten >15
	rbbvos	min. 2 soorten abundant aanwezig uit: kruipend zenegroen, pinksterbloem, tweerijige zegge, moesdistel, ruwe smele, lidrus, moerasspirea, beemdlangbloem, moerasrolklaver, echte koekoeksbloem, penningkruid, moeras/zompvergeet-mij-nietje, grote ratelaar, waterkruiskruid, smeewortel, vogelwikke OF trosdravik of grote trosdravik aanwezig
	rbbzil	zilt grasland: aardbeiklaver, akkerkers, getand vlotgras, gewone waterbies, heelblaadjes, klein vlooienkruid, kruipend moerasscherm, moeras/zompvergeetme-nietje, moeraszoutgras (polderstreek), penningkruid, pijptorkruid, platte rus, polei, rode ogentroost, slanke waterbies, smalle rolklaver (polderstreek), valse voszegge, watermunt, zeegroene rus, zilte rus, zilte zegge (polderstreek), zilverschoon, zomprus
G4a: bloemrijk glanshavergrasland	Geen	Voldoet niet aan de voorwaarden voor 6510 (<1 soort frequent EN 2 soorten occasioneel uit 6510)
	6510_hu	> 7 soorten (samen 30% bedekkend) uit: aardaker, beemdtkroon, beemdooievaarsbek, bevertjes, gele morgenster, gewone agrimonie, gewone rolklaver, gewone vogelmelk, glad walstro, goudhaver, graslathyrus, groot streepzaad, grote bevernel, grote pimperl, gulden boterbloem, gulden sleutelbloem, klavervreter, kleine bevernel, kleine ratelaar, knolboterbloem, knolsteenbreek, knoopkruid, kraailook, margriet, muskuskaasjeskruid, naakte lathyrus, rapunzelklokje, ruige leeuwentand, veldlathyrus, veldsalie, vijfdelig kaasjeskruid en zachte haver, grote ratelaar, vertakte leeuwentand, vierzadige wikke
G4b: stroomdalgrasland	6120	cipreswolfsmelk, geoorde zuring, gestreepte klaver, grote tijm, handjesgras, harige ratelaar, hemelsleutel, kaal breukkruid, kleine pimperl, kleine ratelaar, knikkende distel, knolbeemdgras, kruisdistel, kweekdravik, moeslook, ronde ooievaarsbek, rozetkruiders, rozetsteenkers, sikkellklaver, slangenlook, smalle raai, tripmadam, veldsalie, viltganzerik, voorjaarszegge, wit en zacht vetkruid, zachte haver, zeepkruid

G4c: kalkrijk kamgrasland	6510_hu* 6510_huk	aarddistel, beemdkroon, bevertjes, driedistel, duifkruid, geelhartige, gevinde kortsteel, gewone agrimonie, goudhaver, grote tijm, gulden sleutelbloem, kattendoorn, kleine bevernel, kleine pimpernel, knolboterbloem, kruipend stalkruid, ruige leeuwentand, ruige weegbree, voorjaarszegge, wilde marjolein, zachte haver, zeeegroene zegge
G4d: bloemrijk struisgrasgrasland	Geen	akkerhoornbloem, gewone veldbies, gewoon biggenkruid, gewoon duizendblad, gewoon struisgras, hazenpootje, klein vogelpootje, kleine klaver, kleine leeuwentand, knolboterbloem, muizenoor, schapenzuring, smalle weegbree, vroege haver, zilverhaver
	6230_ha	Idem als hierboven maar met : 1 soort frequent of 3 soorten occasioneel aanwezig uit: bosdroogbloem, dicht havikskruid, dwergviltkruid, eekhoorngras, geel walstro, grasklokje, steenanjer, viltganzerik, kleine tijm, zandblauwtje
G4e: Bloemrijk vochtig tot nat grasland	rbbhc	echte koekoeksbloem, grote ratelaar, kruipend zenegroen, moeras/zompvergeet-me-nietje, dotterbloem, kale jonker, lidrus, moerasrolklaver, moeraswalstro, egelboterbloem, pinksterbloem, slanke sleutelbloem, tweerijige zegge, gewone waterbies, heelblaadjes, penningkruid, pijptorkruid, zomprus
G5a: duingrasland	2130	zanddoddengras, kleverige reigersbek, ruw vergeet-mij-nietje, kruipend stalkruid, zandhoornbloem, duinfakkelgras, liggende asperge, duindravik, duinviooltje, kegelsilene, ruwe klaver, duin- en gewimperd langbaardgras, lathyruswikke, geel walstro, grote tijm, geel zonneroosje, liggend bergvlas, nachtsilene, walstrobremraap, kalkbedstro, zachte haver, voorjaarsganzerik, duindravik, gestreepte klaver, wondklaver
G5b: dwerghavergrasland	2330	vroege haver, klein vogelpootje, zilverhaver, klein tasjeskruid, dwergviltkruid, eekhoorngras, zandblauwtje, veldereprijs, hazenpootje, eenjarige hardbloem, rode schijnspruie, akkerviooltje, zandmuur, reigersbek, spruie, straatgras, zandraket, vroegeling, kleine leeuwenklauw, zachte ooievaarsbek, klein streepzaad, gewoon langbaardgras, zandhoornbloem, slofhak
G5c: kalkgrasland	6210_hk	blauwgras, bergdravik, duifkruid, grote centaurie, ruige scheefkelk, geel zonneroosje, kleine pimpernel, Kalkwalstro, gevinde kortsteel, aarddistel, smal fakkelgras, driedistel
G5d: heischraal grasland	6230_hn 6230_hmo	blauwe knoop, blauwe zegge, bleeksporig bosviooltje, bleke zegge, borstelgras, dicht havikskruid, echte guldenroede, fijn schapengras, fraai hertshooi, gelobde maanvaren, gevlekte orchis, heidekartelblad, hondsviooltje, kleine tijm, klokjesgentiaan, knollathyrus, kruipganzerik, liggend walstro, liggende vleugeltjesbloem, mannetjesereprijs, spits havikskruid, stijf havikskruid, stijve ogentroost, tandjesgras, tormentil, trekus, tweennervige zegge, veelbloemige veldbies, zaagblad, klokjesgentiaan, heidekartelblad, welriekende nachtorchis

R1: verstoord grasland	geen	duinriet, kruipertje, gewone raket, bijvoet, fijnstraal spp., kleine brandnetel, boerenwormkruid, kamille spp., varkensgras, akkerdistel, klein kaasjeskruid, teunisbloem spp., honingklaver spp., grote kaardebol, stinkende ballote, kompassla, zeepkruid, wilde reseda, ijle dravik, Kruldistel, Kleine ooievaarsbek, slangenkruid, klein hoefblad, perzikkruid, akkerwinde, kweek, heermoes, grote klapproos, herderstasje, paarse dovenetel, vogelmuur, akkerkool
R2: verruigd grasland	geen	grote brandnetel, kleeftkruid, ridderzuring, akkerdistel, speerdistel, gewone berenklauw, fluitenkruid, bramen, klit, jacobskruiskruid, ijle dravik, dolle kervel, kweek, kropaar, haagwinde, zevenblad
R3: Brandnetelruigte	geen	dominante bedekking van grote brandnetel
R4: natte ruigten	geen	moerasspirea, waterzuring, watermunt, wolfspoot, oeverzegge, grote en kleine lisdodde, grote egelskop, gele waterkers, gele lis, grote kattenstaart, poelruit, scherpe zegge, echte valeriaan, grote wederik, grote waterweegbree, gewone engelwortel, harig wilgenroosje, kattenstaart, koninginnenkruid, valse voszegge, moerasandoorn, tandzaad spp., pitrus, zeegroene rus, zwanenbloem, pluimzegge, moesdistel, kale jonker, geoord en gevleugeld helmkruid, + Voldoet niet aan de voorwaarden voor rbbhf of 6430 (samen < abundant)
	rbbhf	wilde bertram, grote wederik, melkeppe, hennegras, ruw walstro, wateraardbei, moerasbeemdgras, veenpluis, veenmos en/of zwarte zegge, moerasspirea Kenmerken en kenmerkende soorten voor rbbhf worden in 2017 door INBO uitgewerkt.
	6430	oeverzegge, moeraszegge, gele lis, wolfspoot, hop, harig wilgenroosje, gewone smeerwortel, haagwinde, moerasandoorn, groot hoefblad, koninginnenkruid, grote kattenstaart, geoord helmkruid, gevleugeld helmkruid, viltige bastaardwederik, groot warkruid, moerasmelkdistel en heemst
R5: riet en rietruigte	geen	riet en soorten uit R4
	rbbmr	riet en soorten uit R4; kenmerken en kenmerkende soorten voor rbbmr worden in 2017 door INBO uitgewerkt.
S1: dwergstruikvegetaties: heidesoorten	Geen	struikheide, dopheide, blauwe bosbes, stekelbrem, kruipbrem, <u>maar</u> varens, houtige opslag of grassen zoals pijpenstrootje, bochtige smele, fijn schapengras of struisgrassen domineren
	4030	struikheide, dopheide, blauwe bosbes, stekelbrem, kruipbrem
S2: brem- en gaspeldoornstruwelen	geen	brem, gaspeldoorn
	rbbsg	brem, gaspeldoorn Kenmerken en kenmerkende soorten voor rbbsg worden in 2017 door INBO uitgewerkt.
S3: doornstruwelen	geen	meidoorn spp., sleedoorn en rozen

	rbbsp	meidoorn spp., sleedoorn en rozen Kenmerken en kenmerkende soorten voor rbbg worden in 2017 door INBO uitgewerkt.
S4: bramen	geen	braam spp. (inclusief framboos)
S5: vlierstruwelen	geen	gewone vlier (dominant)
H1: wilgenstruweel	rbbsf	wilgensoorten, sporkehout, gewone vlier, braam spp., brede stekelvaren, grote brandnetel, hondsdrif, kleeftkruid, pitrus opp >0,5 ha
	geen	vlier + kruidsoorten van rbbsf > 50% bedekking
H2: iepenstruweel	geen	Houtige begroeiing in holle wegen van de leemstreek met gladde iep, ruwe iep, meidoorn spp., gewone es, gewone vlier, maarts viooltje, vogelmelk, aalbes, gevlechte aronskelk, speenkruid, vingerhelmbloem, grote keverorchis, klimop, klimopereprijs, look-zonder-look.
H3: loofhout	geen	Vegetaties op gerijpte, mesofiele tot droge bosbodems, gedomineerd door inheemse loofbomen. Boomlaag van mono-specifiek of dominant tot zeer gevarieerd met o.a.: beuk, zomereik, wintereik gewone es, haagbeuk, esdoorn, berk spp., hazelaar, zoete kers, trilpopulier. Mogelijke bijmenging (maar nooit dominant) met zwarte els, grauwe els, wilgen spp., sporkehout, en struweelsoorten (zie S1 tot S5). Kruidlaag: van afwezig tot zeer rijk met oude bosplanten (zie bijlage 3).
	9190 9110 9120 9150 9130 9160	Boomlaag zoals hierboven + opp > 0,5 ha + oud bos met kenmerkende soorten van oud bos (bijlage 3), schraalland of heide (verder te bepalen met Bossleutel)
H4: uitheems loofhout	geen	Jonge aanplant met dominantie van allerlei loofhout op niet-bosbodems, incl. exoten (Robinia, populier, vederesdoorn, Amerikaanse eik, Amerikaanse vogelkers,...), ev. met bijmenging van struweelsoorten (S3 tot S5).
H5: Naaldhout	Geen	Naaldhoutbestanden van allerlei aard: van mono-specifiek of dominant tot gevarieerd met o.a. zwarte den, grove den, spar spp., lork, Douglas en ev. struweelsoorten (soorten uit S1, S2, S4, S5).
	rbppm	grove den (min 50% van de boomlaag) + > 0,5 ha + oud bos + kenmerkende soorten: Lelietje-van-dalen, dalkruid, ruige veldbies, bosgierstgras, hulst, wilde kamperfoelie, gladde witbol, dubbelloof, valse salie, pilzegge, adelaarsvaren, grote veldbies, witte veldbies, gewone salomonszegel, bosanemoon, witte klaverzurig
E: Exoten		Punt, lijn- of vlakvormende locaties van invasieve exoten, zie tabel 9

Naast de hier behandelde te karteren vegetatietypes, kunnen nog tal van andere karteereenheden voorkomen op bermen. Ze kunnen aangeduid worden met A (Andere) en kunnen verder gespecificeerd worden naargelang de situatie. Het kan gaan om:

- verhardingen zoals asfaltbekledingen, keermuren en breuksteenbestortingen;
- huizen;
- tuinen;
- slib- of zanddepots;
- recent aangelegde of in aanleg zijnde kale dijken;
- nog niet of pas ingezaaide bermen/dijken met kale bodem of ijle begroeiing;
- pioniervegetatie van diverse samenstelling;
- ...

Vooral de pioniervegetaties zijn van belang omdat deze ook in de toekomst beheerd zullen moeten worden als een van de types uit tabel 7 en 8.

3.2.3 Invasieve plantensoorten

Invasieve exoten kunnen zich massaal verbreiden in de omgeving en zodoende een bedreiging vormen voor de inheemse biodiversiteit. Voor België werd door het Belgian Forum on Invasive Species (BFIS, <http://ias.biodiversity.be>) een systeem uitgewerkt om te bepalen in welke mate een soort invasief is: het ISEIA-protocol (Invasive Species Environmental Impact Assessment). Tabel 9 lijst de terrestrische invasieve plantensoorten op. Zeer invasieve soorten hebben een hoge impact op (onder meer) de biodiversiteit en worden op de zwarte lijst gezet.

De beheerders van autosnelwegen, gewestwegen en waterwegen vinden het belangrijk om, in eenzelfde beweging, de (zeer) invasieve exoten in kaart te brengen wanneer de vegetatie van de bermen of dijken worden gekarteerd. Kennis over de verspreiding van invasieve exoten is wenselijk. Zo kunnen aparte beheermaatregelen worden doorgevoerd bij populaties met invasieve exoten, kan het regulier beheer worden aangepast (bv. het markeren van een populatie om regulier maaibeheer niet toe te laten) of kan rekening worden gehouden met populaties van invasieve exoten bij geplande infrastructuurwerken (verhinderen van grondverzet met biologisch besmette grond).

Met de voorgestelde karteermethodes voor vegetaties kunnen ook invasieve exoten worden geïnventariseerd. Door middel van hand-GPS kunnen punt- of lijnlocaties van invasieve exoten worden aangeduid op het veldformulier of kan een vegetatievlek worden ingetekend op de orthofoto's.

Tabel 9. Terrestrische invasieve plantensoorten in België op basis van het ISEIA-protocol (Branquart 2017); zeer invasieve exoten zijn grijs gearceerd.

Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	Voorkomen in België	Impact
<i>Acer negundo</i>	Vederesdoorn	beperkt	matig
<i>Acer rufrinerve</i>	Grijze streepjesbastesdoorn	geïsoleerd	matig
<i>Ailanthus altissima</i>	Hemelboom	beperkt	hoog
<i>Akebia quinata</i>	Klimbes, Schijnaugurk	nog niet invasief in België	matig
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	Alsemambrosia	nog niet invasief in België	
<i>Amelanchier lamarckii</i>	Amerikaans krentenboompje	beperkt	matig
<i>Aster lanceolatus</i>	Smalle aster	beperkt	hoog
<i>Aster novi-belgii</i>	Nieuw-nederlandse aster	wijd verspreid	matig
<i>Aster x salignus</i>	Wilgaster	beperkt	hoog
<i>Baccharis halimifolia</i>	Struikaster	geïsoleerd	hoog
<i>Bidens frondosa</i>	Zwart tandzaad	wijd verspreid	matig
<i>Buddleja davidii</i>	Vlinderstruik	wijd verspreid	matig
<i>Carpobrotus spp.</i>	Hottentotvijg	nog niet invasief in België	hoog
<i>Cornus sericea</i>	Canadese kornoelje	beperkt	hoog
<i>Cotoneaster horizontalis</i>	Vlakke dwergmispel	beperkt	hoog
<i>Cyperus eragrostis</i>	Bleek cypergras	geïsoleerd	matig
<i>Duchesnea indica</i>	Schijnaardbei	beperkt	matig
<i>Echinocystis lobata</i>	Egelkomkommer, Stekelaugurk	nog niet invasief in België	matig
<i>Elaeagnus angustifolia</i>	Smalle olijfwilg	geïsoleerd	matig

<i>Epilobium ciliatum</i>	Beklierde basterdwederik	wijd verspreid	
<i>Fallopia japonica</i>	Japanse duizendknoop	wijd verspreid	hoog
<i>Fallopia sachalinensis</i>	Sachalinse duizendknoop	beperkt	hoog
<i>Fallopia x bohemica</i>		beperkt	hoog
<i>Fraxinus pennsylvanica</i>		geïsoleerd	matig
<i>Gaillardia x grandiflora</i>	Kokardebloem	beperkt	
<i>Helianthus tuberosus</i>	Aardpeer	wijd verspreid	hoog
<i>Heracleum mantegazzianum</i>	Reuzenbereklaauw	wijd verspreid	hoog
<i>Hyacinthoides hispanica</i>	Spaanse hyacint	beperkt	matig
<i>Impatiens glandulifera</i>	Reuzenbalsemien	wijd verspreid	hoog
<i>Impatiens parviflora</i>	Klein springzaad	wijd verspreid	matig
<i>Lonicera japonica</i>	Japanse kamperfoelie	nog niet invasief in België	matig
<i>Lupinus polyphyllus</i>	Vaste lupine	beperkt	matig
<i>Lysichiton americanus</i>	Moerasaronskelk, Moeraslantaarn	geïsoleerd	matig
<i>Mahonia aquifolium</i>	Mahonia	beperkt	hoog
<i>Mimulus guttatus</i>	Gele maskerbloem	beperkt	hoog
<i>Oenothera spp.</i>	Teunisbloem	wijd verspreid	
<i>Parthenocissus spp.</i>	(valse) wingerd	wijd verspreid	matig
<i>Persicaria wallichii</i>	Afgaanse duizendknoop	beperkt	matig
<i>Phytolacca americana</i>	Westerse karmozijnbes	nog niet invasief in België	matig
<i>Prunus laurocerasus</i>	Kerslaurier	geïsoleerd	matig
<i>Prunus serotina</i>	Amerikaanse vogelkers	wijd verspreid	hoog
<i>Quercus rubra</i>	Amerikaanse eik	wijd verspreid	matig
<i>Rhododendron ponticum</i>	Pontische rododendron	beperkt	hoog
<i>Rhus typhina</i>	Fluweelboom	geïsoleerd	matig
<i>Robinia pseudoacacia</i>	Gewone robinia	wijd verspreid	matig
<i>Rosa rugosa</i>	Rimpelroos	wijd verspreid	hoog
<i>Rudbeckia laciniata</i>	Slipbladige rudbeckia	geïsoleerd	matig
<i>Senecio inaequidens</i>	Bezemkruid	wijd verspreid	matig
<i>Solidago canadensis</i>	Canadese guldenroede	wijd verspreid	hoog
<i>Solidago gigantea</i>	Late guldenroede	wijd verspreid	hoog
<i>Spiraea alba</i>	Witte spirea	beperkt	hoog
<i>Spiraea douglasii</i>	Douglasspirea	beperkt	hoog
<i>Spiraea tomentosa</i>	Viltige pluimspirea	geïsoleerd	matig
<i>Spiraea x billardii</i>	Billardspirea	beperkt	matig

3.2.4 Kwalitatieve kenmerken van bermen

In Hoofdstuk 1 en 2 werden kenmerken en ecologisch functies van bermen besproken. Omdat deze belangrijk zijn voor het stellen van beheerdoelen, moet hiervoor ook aandacht zijn bij het inventariseren van bermen. Dit kan aan door gebruik te maken van kwalitatieve technieken waarbij data per beheereenheid worden verzameld. Onder kwalitatieve technieken verstaan we bijvoorbeeld veldfiches of controlelijsten waarop aan of afwezigheid of een ruwe beoordeling (bv. zit een kenmerk boven of onder een grenswaarde?) van geselecteerde gewenste kenmerken of factoren kan genoteerd worden. Deze veldfiches kunnen vaak nog informatiever worden aan de hand van foto's of aanduidingen op kaartmateriaal. Droege (1998) geeft aan dat wanneer controlelijsten voldoende gestandaardiseerd worden en in voldoende hoog aantal gebruikt worden, ze een tijdsefficiënte manier kunnen zijn om omgevings- en populatiekarakteristieken van planten en dieren in te schatten. Kwalitatieve technieken vullen een belangrijke niche in tussen anekdotische percepties van beheerders en de kwantitatieve technieken, ze zijn eenvoudiger uit te voeren, nemen minder tijd in beslag dan karteren of verzamelen van kwantitatieve data (bv. opnames maken, metingen uitvoeren, soorten tellen, ...), kunnen daardoor een grotere oppervlakte bestrijken, zijn eenvoudiger om te evalueren, en zijn vaak eenvoudiger te communiceren naar beheerders.

Veldformulieren met controlelijsten laten toe om op een snelle, eenvoudige manier de toestand van een terrein te beschrijven en, later ook effecten en/of de kwaliteit van uitvoer van het beheer in te schatten door enkel het terrein te observeren en antwoord te geven op gerichte vragen die gesteld worden in functie van de doelstelling. Door het invullen van controlelijsten krijgt de beheerder snel zicht op de potenties van een gebied of beheereenheid en later ook op de richting die een bepaald gebied, beheereenheid of soort uitgaat onder invloed van een bepaalde beheervorm. Zo is bv. inzicht in het bodemtype van belang om voor de betreffende bermen de potentiële doeltypes

te bepalen. Dit inzicht kan verkregen worden door bij inventarisatie een beperkte set bodemstalen te nemen (0-10 cm diep) en ter plekke de grove textuur (zand – leem – klei – veen/humus of een combinatie hiervan) te bepalen. We stellen afzonderlijke fiches voor, voor resp. bermen en dijken (Bijlage 5 en 6).

3.2.5 Fauna

Het gericht verzamelen van faunagegevens zal in het kader van het inventariseren en beheerplanning van bermen in de meeste gevallen moeilijk haalbaar zijn. Voor het vaststellen van populaties van dieren zijn in tegenstelling tot planten verschillende terreinbezoeken nodig per jaar onder gunstige omstandigheden. Wanneer op basis van de aanwezige vegetatie (bv. structuurrijke heide of een afwisseling van schraal grasland met kleinere struwelen) aanwijzingen zijn dat er waardevolle fauna aanwezig kan zijn, is bijkomende inventarisatie wenselijk. Dit is in het verleden al voor verschillende waardevolle bermtrajecten uitgevoerd en blijft de beste basis voor een goed beheer (Hens et al. 2008, MOW 2000). Een goede eerste check is ook het raadplegen van www.waarnemingen.be. Indien bijkomende inventarisatie onmogelijk is of er zijn geen faunagegevens bekend of beschikbaar, dan kan er een inschatting gemaakt worden van het potentiële belang van een beheereenheid op basis van de aanwezige vegetatie en de kwalitatieve kenmerken. Via tabel 10 kan een afweging gemaakt worden of er potentieel belangrijke faunawaarden in het gebied aanwezig kunnen zijn, op basis van combinaties van kwalitatieve kenmerken. Deze combinaties verschillen voor de verschillende vegetatie-structuurtypen grasland, ruigte, struweel en bos. De informatie hierover kan verder aanleiding tot maatregelen in het beheerplan (bv. gefaseerd maaien, zoombeheer, laten staan/liggen dode boom...). Een dergelijke afweging kan op deze basis echter niet volledig geobjectiveerd worden of in een “score” gegoten worden, maar dient als extra hulpmiddel of “checklist”, waarbij de kwalitatieve kenmerken die toch al verzameld worden per beheereenheid worden gecombineerd.

Tabel 10. Combinaties van de gehanteerde vegetatie-structuurtypen en kwalitatieve kenmerken van bermen en dijken die potentieel belangrijk zijn voor dieren

Type	Breedte	Reliëf	Expositie	Micro-reliëf	Waterhuis-houding	Houtige begroeiing	Verbindt of grenst aan (ecologisch waardevol)	Potentieel belangrijk voor
G3, G4, G5	>10m	steile helling (>8%), holle weg	zuid, overwegend zon	bultig	vochtig, droog	houtkant, haag, oude/dode boom	grasland, ruigte, bos	vlinders, sprinkhanen, andere ongewervelden
R3, R4	>10m	Flauwe helling t.h.v. waterlijn	zuid, overwegend zon	slenken	nat	solitaire struik	langsgracht, beek, poel, moeras	vlinders, sprinkhanen, andere ongewervelden, vogels
S1, S2, S3, S4	>10m	steile helling (>8%), zachte helling (<8%)	zuid, overwegend zon		droog	solitaire struik, oude/dode boom	grasland, ruigte, bos	vlinders, sprinkhanen, reptielen, andere ongewervelden, vleermuizen, vogels
H1, H2, H3, H4	>25m						grasland, ruigte, bos	vleermuizen, ongewervelden, vogels

Voor dieren potentieel waardevolle berm- of dijkgraslanden moeten voldoen aan een reeks van kwalitatieve kenmerken. Voor ruigten en struwelen is vooral de combinatie met ander vegetatiestructuren van belang. Voor bos zal vooral voldoende oppervlakte of breedte van belang zijn voor fauna. De meeste types, behalve bos, zijn gebaat met zonnige omstandigheden en een zuidelijke expositie. Dit is in het bijzonder van belang voor bloembezoekende insecten.

4 Afwegingskader Beheer

In dit hoofdstuk wordt een beknopt afwegingskader uitgewerkt om te beslissen welk beheer waar kan uitgevoerd worden (in relatie tot het ecologisch optimum of streefbeeld), waarbij de randvoorwaarden en praktische haalbaarheid van het beheer langs de kilometerslange bermen niet uit het oog mag worden verloren.

4.1 Veiligheidszone

Bij veiligheidszones zal het ecologisch optimum zelden haalbaar zijn. We geven hier aan hoe de relevante beheervormen voor veiligheidszones zich verhouden tot de onderscheiden types.

De belangrijkste veiligheidszones zijn:

- grazige vegetaties die een veiligheidsmaaibeurt van 1 maaibalk breed kort gehouden worden (omdat ze het zicht van weggebruikers kunnen belemmeren, verkeersborden moeilijk zichtbaar maken, ...). Dit maaien kan ook achter de vangrail en vroeg op het jaar gebeuren.
- houtige vegetaties die periodiek worden gekapt (hakhout) om windval op een openbare weg of in een kanaal te voorkomen.

Omdat veiligheidsbeheer geen natuurdoelstellingen nastreeft, zal het resultaat meestal niet optimaal zijn. Voor de meeste veiligheidszones is het daarom weinig zinvol om natuurdoelen te stellen. Toch is er een aantal vegetatietypes dat zich goed kunnen ontwikkelen onder veiligheidsbeheer. Een aantal waardevolle types kan zich hierbij ook in stand houden (tabel 11). Sommige types kunnen niet tot ontwikkeling komen in veiligheidszones (zoals bv. heiden) en worden daarom niet opgenomen in de tabel.

Tabel 11. Effecten van de veiligheidsmaaibeurt en hakhoutbeheer i.f.v. de veiligheid op relevante vegetatietypes.
 + = positief effect; - = negatief effect; +/- = soms positief, soms negatief; nvt = niet van toepassing. In kolom Veiligheidsmaaibeurt: V = vroeg; H = herhaaldelijk. In kolom instandhouding/ontwikkeling: I = type kan door het beheer behouden blijven; O = type kan door het beheer in de goede richting ontwikkelen

	Veiligheidsmaaien (2-3 x per jaar)	Hakhoutbeheer	Instandhouding/Ontwikkeling
Graslanden			
G0: Graslandfase 0 - Raaigrasweiden	VH +	nvt	O
G1: Graslandfase 1 - Grassenmix	VH +	nvt	O
G2: Graslandfase 2 - Dominant stadium	VH +	nvt	O
G3: Graslandfase 3 – Gras-kruidenmix	V- H+	nvt	I O
G4: Graslandfase 4 - Bloemrijk grasland	VH -	nvt	nvt, maar geen degradatie
G5: Graslandfase 5 - Soortenrijk schraal-grasland	V- H +/-	nvt	I (soms), maar geen degradatie
Ruigten	nvt	nvt	
Struwelen	nvt	+	I
Opgaande houtige vegetaties			
H1: Wilgenstruweel	nvt	+	I
H2: Iepenstruweel	nvt	+	I
H3: Loofhout	nvt	+/-	O
H4: Uitheems loofhout	nvt	-	nvt
H5: Naaldhout	nvt	-	nvt
E: Exoten	+/-	+	nvt

Voor de “vroege” graslandfasen zijn gebaat met vroeg of veelvuldig maaien (met afvoer van het maaisel) omdat dit de vershraling in de hand werkt, maar het bereiken van de bloemrijke fase (4) is moeilijk omdat bloei wordt verhinderd. Voor bestaande bloemrijke graslanden is een dergelijk beheer ongunstig. Bestaande heischrale graslanden kunnen er door in stand gehouden worden maar het beheer is suboptimaal omdat er weinig zaadzetting kan optreden. Daar kan aan verholpen worden door bijvoorbeeld de frequente maaibeurten vroeg en laat in het groeiseizoen te handhaven, terwijl een bloeiperiode in het vegetatie seizoen dan wel gespaard blijft van maaibeurten. Doordat heischraal grasland een weinig productief graslandtype is treedt geen conflict op met de veiligheid.

De meeste struwelen en sommige opgaande houtige vegetaties kunnen goed in stand gehouden worden door hakhoutbeheer (bij struwelen zoals brem en bramen is deze term niet echt van toepassing, maar komt het beheer op hetzelfde neer: periodiek afzetten - soms met bosmaaier - tot op de grond). Voor sommige loofbossen kunnen periodieke veiligheidskappingen in de rand zodat mantelvegetaties ontstaan of kappen van exoten goede beheervormen zijn.

4.2 Grasland

4.2.1 Maaibeheer

Wanneer voor het behoud van grasland wordt gekozen, is een maaibeheer de aangewezen beheervorm. Naargelang de uitgangstoestand (fase, bodem én vochtigheidstoestand) zal een ecologisch optimaal uitgevoerd maaibeheer andere resultaten opleveren. Toch zijn de meeste door ons onderscheiden graslandtypes te ontwikkelen op een hele reeks verschillende bodemtypes. Er zijn enkele uitzonderingen - zo zal er zich op kalkarme gronden nooit type G5c (kalkgrasland) ontwikkelen- maar de belangrijkste evoluties onder maaibeheer kunnen worden weergegeven in een generiek schema (figuur 12).

Figuur 12. Graslandontwikkeling onder optimaal maaibeheer (zie tabel 12) in een tijds- en vochtigheidsgradiënt met weergave van de door ons onderscheiden graslandtypes voor bermen en dijken (naar Zwaenepoel 2000). De ecologische doeltypen zijn groen gekleurd.

4.2.1.1 Instandhouding

Bij de instandhouding van soortenrijke typen (G3-G5), met andere woorden als het botanische doel bereikt is, zijn consequent aangehouden maaitijdstippen van groot belang. Zijn er nog geen botanische graslanddoelen bereikt dan is een doelmatig ontwikkelingsbeheer gewenst (zie 4.2.1.2). Daarbij wordt het maaitijdstip steeds wat naar achter in het groeiseizoen geschoven, al naar gelang de productie en de feitelijke graslandontwikkeling (zie tabel 12).

Tabel 12 Optimale maaitijdstippen voor de ontwikkeling van botanisch waardevol grasland vanuit graslandfasen G0-G2 en voor het in stand houden van de soortenrijke types G3-G5. De cijfers 1, 2 en 3 geven resp. de eerste, tweede en eventuele derde maaibeurt aan (uit Zwaenepoel 2000).

fase	graslandtype	productie ton ds/ha/jr	mei	juni	juli	augus- tus	sep- tember	okto- ber
0	raaigrasweide	> 10	1			2 2		2 3
1	grassenmix	8-10	1			2 2		2 3
2	dominant- stadium	6-8		1			2 2	
3	gras-kruidenmix	5-7		1			2 2	
		5-6		1				
4	bloemrijk grasland	5-6		1 1			2 2 2	
		3-5		1 1				
	nat	3-4			1 1			
	droog	3-5					1 1	
5	schraalland	< 5				nat nat nat	droog droog	

Met maaibeheer kunnen we dus in het proces van omvorming vanuit botanisch arm grasland de waardevolle types G3 (graskruidenmix) en G4a (bloemrijk glanshavergrasland) halen (Vandevoorde et al., in voorbereiding). Beide zijn botanisch doel, waarbij echter de soortensamenstelling van het bloemrijk grasland (fase 4) in veel sterkere mate een weerspiegeling is van de bodem- en vochtsituatie ter plekke (zie figuur 13) bereikt kunnen worden. Tweemaal maaïen per seizoen, in voorjaar en nazomer, is meestal optimaal. In bijzondere gevallen zal ook fase 5 (G5 schraalland) mogelijk zijn. Schraallanden (G5) worden één keer, in de zomer gemaaid: vochtige tot natte schraallanden (G5d) vanaf half juli tot eind augustus, droge schraallanden vanaf half september tot half oktober (5a-c). De meeste graslandtypes van graslandfase 5 zijn echter (zeer) zeldzaam. Ze moeten afzonderlijk en met zorg beheerd worden en zijn niet onmiddellijk in te schakelen bij een regulier beheer van bermen. Voor het gedetailleerde beheer hiervan verwijzen we naar Van Uytvanck & De Blust (2012).

4.2.1.2 Ontwikkelingsbeheer

In fase 0 en 1 kan eventueel veelvuldiger gemaaid worden, maar meer dan driemaal is meestal niet wenselijk gelet op de gras-kruidenconcurrentie.

Maaïen geeft het gewenste botanische resultaat mits er geen bemesting optreedt of herbiciden gebruikt wordt (bewust door bv. landbouwgebruik of onbewust via drift uit aanpalende percelen of via atmosferische depositie). Het aantal maaibeurten is 2 (tot maximaal 3 maal in fase 0 en 1). De ontwikkelingsduur wordt weergegeven in tabel 13. De exacte ontwikkelingsduur is echter mede afhankelijk van factoren als grondsoort, vochttoestand en zaadaanwezigheid. In het algemeen verlopen de ontwikkelingen snel in situaties met 'extreme' vochtcondities zoals zeer natte en zeer droge omstandigheden. Zuurstof- of vochtschaarste beperken namelijk het vrijkomen van voedingsstoffen door mineralisatie. Ook op vochtige gronden verloopt de botanische ontwikkeling nog relatief snel vanwege de hoge waterstanden aan het begin van het groeiseizoen. Op kalkrijke bodems of bij kalk- en ijzerrijk grondwater geldt hetzelfde: spoedig na het achterwege laten van bemesting ontstaat er fosfaatgebrek door binding van fosfaat aan de overmaat calcium en ijzer. Dit heeft een snelle productiedaling tot gevolg (Zwaenepoel 2012). Door de hoge de N-depositie in bermen is de ontwikkelingsduur wellicht ook langer.

Tabel 13. Ontwikkelingsduur van botanisch waardevol grasland bij optimaal maaibeheer (uit: Zwaenepoel 2000)

Fase	Productie ton ds/ha/jr	Graslandtype	Van fase – tot fase	Ontwikkelingsduur (vanaf fase 0)
3	5-7	Gras-kruidenmix	0-3	3-5 jaar
4	3-6	Bloemrijk grasland	0-4	5-10 jaar
5	< 5	Schraalland	0-5	> 10 jaar

Van belang is dat de grasmata steeds voldoende kort de winter in gaat om vervilting te voorkomen. Een vervilt grasmata is nadelig voor zaadkieming en ontwikkeling van jonge planten. Vroeger maaien, in het kader van ontwikkelingsbeheer, kan in conflict zijn met het belang van broedende vogels (bv. roodborsttapuit, graspieper). Als er echter bewust gekozen is voor een botanische hoofddoelstelling dan is uitstel van maaien ter bevordering van het broedsucces niet verstandig. De botanische ontwikkeling valt dan immers stil en de doelstelling wordt niet gehaald. Als fase 3 en 4 bereikt zijn, valt het maaitijdstip na 15 juni. Het is dan wel raadzaam bij de keuze van het maaitijdstip rekening te houden met eventueel aanwezige fauna (vlinders en andere bloembezoekende insecten, sprinkhanen, ev. grondbroeders).

4.2.1.3 Praktische uitvoering

De afvoer van het maaisel is een cruciale stap in het maaibeheer omdat dit de mate van verschralling bepaalt. Niet-weggehaald maaisel zorgt voor een voedselaanrijking van de bodem doordat veel nutriënten gedurende de eerste dagen na het maaien uitloggen (Schaffers et al. 1998). Niet-weggehaald maaisel verhindert bovendien rechtstreeks (doordat weinig licht op de bodem kan doordringen) of onrechtstreeks (niet-geschikte nutriëntengehaltes in de bodem) de kieming van doelsoorten (Parr & Way 1988). Als gevolg wordt een soortenarm grasland of verruigd grasland in stand gehouden of ontwikkeld.

Klepelmaaiers moeten zoveel mogelijk worden vermeden omwille van de sterke schade aan de vegetatie en de versnippering van het maaisel. Bovendien hebben klepelmaaiers een aanzienlijke directe impact (beschadigen van organismen) op vegetatiebewonende ongewervelden (Humbert et al. 2009). Met een maaibalk, schijvenmaaier of trommelmaaier treedt er een geringere verstoring van de vegetatie op (de vegetatie wordt in één snede afgemaaid) en verkleint het maaisel niet (LNE 2011) en is er een minder grote negatieve invloed op vegetatiebewonende ongewervelden (Humbert et al. 2009) in vergelijking met klepelmaaiers.

Bij het aanwenden van klepelmaaiers (zonder opzuigcombinatie) kan het (versnipperd) maaisel niet voldoende worden afgevoerd in een volgende werkgang. Bij gebruik van schijvenmaaiers of maaibalken kan het (grove) maaisel achteraf wel voldoende worden weggehaald.

Het maaisel kan worden weggehaald door maaiofopzuigcombinaties aan te wenden, waarbij in één werkgang wordt gemaaid en het maaisel direct wordt afgevoerd. Echter klepelmaaiofopzuigcombinaties kennen, zoals klepelmaaiers zonder opzuiging, een aanzienlijke impact op vegetatie en vegetatiebewonende ongewervelden (Humbert et al. 2009). Ook het wegzuigen van plantenzaden en fauna-elementen is ecologisch nadelig. Schijvenmaaiers in combinatie met opzuigsystemen hebben ecologische voordelen ten opzichte van klepelmaaiers met opzuigcombinatie omwille van de geringere verstoring en het minder krachtig opzuigstelsel. Het maaisel wordt immers door twee in tegenovergestelde richting draaiende schijven mechanisch naar het middengedeelte van de maaimechanie gebracht. Hierdoor worden plantenzaden en ongewervelden gespaard (Zwaenepoel 1998).

4.2.2 Begrazing

Begrazing wordt niet als het meest nuttige instrument beschouwd om te verschrallen (Bakker et al. 1983). Als gevolg kan begrazing niet worden aangewend als omvormingsbeheer, bv. om soortenarme graslanden (G2: graslandfase 2 - dominant stadium) te laten ontwikkelen naar een gras-kruidenmix (G3) of bloemrijk grasland (G4). Er moet echter opgemerkt worden dat zelfs met permanente begrazing verschuivingen in nutriëntengehaltes in de bodem kunnen optreden (Van Uytvanck et al. 2010). Paarden, pony's en ezels creëren bijvoorbeeld een typisch patroon van kort gegraasde vegetaties, die afwisselen met latrines, die evolueren tot ruige vegetaties. De kort gegraasde vegetaties verschrallen steeds meer, de latrines worden steeds meer aangerijkt. In het algemeen heeft begrazing echter andere doelstellingen dan verschralling (Zwaenepoel 2000) en vaak is begrazing ook niet gewenst op bv. overstroombare dijken gezien daar een erosiebestendige grasmata nodig is zonder kale plakken en met een goede doorworteling. Ook vertrappeling kan de dijk verzwakken.

Bovendien, is het vaak niet praktisch haalbaar om met grazende dieren in bermen en op dijken te werken. Begrazing is wel zinvol op grote en/of brede wegbermen en dijken wanneer er al soorten- en structuurrijke vegetaties aanwezig zijn zoals mozaïeken van heide, bremstruweel en struisgrasgrasland of bloemrijke graslanden met doornstruwelen. Vooral op brede bermen of dijken is extensieve begrazing, stootbegrazing of begrazing met een herder een goede maatregel. Voor dergelijke terreinen wordt best een apart beheerplan opgesteld.

Een begrazingsvorm die kan worden toegepast is stootbegrazing. Bij dergelijk type begrazing wordt het begrazingsblok, dus het berm- of dijktraject, op korte tijd afgegrasd waarna een lange onbegraasde periode volgt. Tijdens de onbegraasde periode kunnen de planten regenereren, tot bloei en zaadsetting komen. Deze methode simuleert begrazing met een herder, waarbij een grote kudde een korte tijd passeert over een kleine oppervlakte (Van Uytvanck & De Blust, 2012). Om deze begrazingsmethode toe te passen wordt de berm of 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, dan pas 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. Door op doelbewuste tijdstippen, met een stevige veebezetting een vegetatie aan te pakken kan immers een zeker verschrallend effect bereikt worden. Omwille van de veiligheid wordt voor een dergelijk beheer op wegbermen best enkel met schapen gewerkt en niet met runderen, paarden of geiten.

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, foerageergedrag, enz. wat telkens een andere impact heeft op de vegetatie (Rook et al. 2004). Deze verschillen komen vooral tot uiting in grote terreinen bij extensieve begrazing. Bij stootbegrazing is dit onderscheid minder relevant, hoewel schapen en runderen de voorkeur genieten om dat ze i.t.t. tot paarden geen latrinegedrag vertonen.

4.3 Ruigten

Ruigten worden net als graslanden door maaien beheerd, zowel voor omvorming naar grasland (intensief maaibeheer) als voor instandhouding (extensief of gefaseerd maaibeheer).

Natte ruigten (R4) en Riet en rietruigte(R5) zijn te beschouwen als doeltypes, zij het dat ze weinig frequent zullen voorkomen op bermen en dijken omdat het natte types zijn. Natte ruigten (R4) en Riet en rietruigte (R5) kunnen wel voorkomen als smalle stroken aan de rand van bermen of dijkvoeten. In een zeldzaam geval komen natte ruigten voor over de hele breedte van een berm. Verstoorde (R1), verruigd grasland (R2) en brandnetelruigte (R3) worden als ongewenst beschouwd, tenzij als element van mozaïekvegetaties met waardevol grasland, als overgangszone naar bos of andere aanpalende ecotopen.

Verstoord grasland (R1) bestaat grotendeels uit pioniersoorten. Spontaan zal dit type naar voedselrijke graslandtypes G1 of G2 evolueren, waarna het ingeschakeld kan worden in het graslandbeheer (zie 4.2). Verruigd grasland moet intensief gemaaid worden om het om te zetten naar botanisch waardevollere types: 2-3 maaibeurten per jaar, te vergelijken met het beheer voor G1 (zie tabel 12). Ruigtes met veel brandnetel kunnen zelfs al vanaf 1 mei worden gemaaid; dit verlaagt de kans op maaislachtoffers (vogels) (Vandevoorde et al., in voorbereiding).

Soortenrijke natte ruigten (R4) worden, afhankelijk van de productie (en de ermee samengaande strooiselvorming) gemaaid om de 2 tot 5 jaar. In bermen zal veelal een eerder niet-overstromend type voorkomen. Dit type moet frequenter gemaaid worden dan overstromende ruigten. De maaifrequentie zal eerder op om de 2-3 jaar liggen. Dit kan door het geheel van de berm of dijkvoet te maaien, maar het is beter dit te faseren en elk jaar een deel te maaien in een 2 tot 3-jarige cyclus (Van Uytvanck & De Blust 2012). Soortenrijke natte ruigten (R4) kennen een hoog aandeel zomerbloeiërs waardoor maaien in de nazomer (eind augustus tot half oktober) eerder optimaal is (Van Uytvanck & De Blust 2012).

Riet en rietruigte(R5) zal enkel langs dijkvoeten (waterzijde) van belang zijn en kunnen behouden worden door cyclisch (= gefaseerd) maaibeheer, waarbij niet gemaaid wordt bij de eerste snede. 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 te behouden is wintermaaien aangewezen (Boeye et al. 2004). In het specifieke geval van overstroombare dijken (gecontroleerde overstomingsgebieden = GOG) met open steenasfalt kan ook riet optreden aan zowel de rivierzijde van de dijk als aan de GOG-zijde. Riet kan hier voor demping van het in het GOG stromende water zorgen (en komt in verschillende GOG's voor, waar ook andere maatregelen om demping te bevorderen worden genomen). Mogelijks is het voorkomen van riet niet gewenst aan de rivierzijde (nader te onderzoeken).

Soortenrijke natte ruigten (R4) en Riet en rietruigte (R5) hebben een belangrijke ornithologische en entomologische waarde. Door gefaseerd te maaien wordt hieraan tegemoet gekomen. Voor de fasering zijn blokken van 100 tot 300 meter zinvol. Voor alle ruigtetypes geldt dat het laten staan van kleinere vlekken ervan zinvol kan zijn voor vlinders, andere insecten en vogels. Deze kleinere vlekken worden dan tweejaarlijks gemaaid met schuiven in tijd (fasering) en ruimte (telkens op andere plekken).

4.4 Struwelen

De meeste struwelen hebben een periodiek kapbeheer nodig met een kapcyclus die verschillende jaren omvat.

Dwergstruikvegetaties met heide (S1) nemen hier een aparte plaats in. Ze komen eerder zelden voor in bermen en dijken, maar kunnen op verschillende manieren beheerd worden. Gangbare technieken die geschikt zijn voor bermen en dijken zijn kleinschalig plaggen, stootbegrazing met rasters of een geherderde kudde, extensief begrazen met schapen in grotere terreinen, kleinschalig maaien om heide te verjongen, chopperen, kappen van opschietende bomen zoals berken, elzen, sporken,... Voor heideterreinen wordt best een apart beheerplan opgemaakt dat los staat van een regulier beheer. Bij een dergelijk beheerplan zal vooral de grootte van het terrein de geschikte maatregelen bepalen.

Ook brem- en gaspeldoornstruwelen (S2) en doornstruwelen (S3) zijn te beschouwen als doeltypes, vaak in mozaïek met grasland. Een cyclisch kapbeheer kan zowel de struwelen zelf in stand houden en er voor zorgen dat de graslanden niet volledig dichtgroeien. Bij cyclisch kappen mag de periode niet te lang zijn (5-6 jaar), want anders sterven de struiken af. Gaspeldoorn en brem degraderen vrij snel, maar kunnen zich ook gemakkelijk uitzaaien in geschikt open terrein. Het beheer moet daarom gericht zijn op een zekere mate van bodemverstoring waardoor kieming mogelijk blijft. Dit kan door o.a. het maaien van de graslandmatrix waarin deze struwelen veelal voorkomen, cyclisch kappen en uitsleuren van het struweel, branden (vroeger vaak gebruikt op bv. spoorwegbermen). Bij al deze activiteiten worden droge zandige bodems gemakkelijk verstoord, wat nieuwe vestiging in de hand werkt.

Ook de andere struwelen (doornstruweel (S3), bramen (S4) en vlierstruweel (S5)) kunnen in stand gehouden worden door regelmatig kappen in een korte cyclus ($\pm 7-9$ jaar); bramen worden eerder gemaaid met bosmaaiers.

Wanneer er geen beheer wordt toegepast, evolueren struwelen naar opgaande houtige vegetaties.

4.5 Opgaande houtige vegetatie

4.5.1 Hakhoutbeheer

Hakhoutbeheer is er op gericht om de kans tot windworp of omvallen te minimaliseren omdat dit gevaar kan opleveren voor weggebruikers of vaartuigen. Ontwortelde bomen kunnen ook voor dijkfalen zorgen. Dit blijven vaak zwakke plekken in de dijk. 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 éénstammige bomen zijn, is een overgangsbeheer nodig waarbij de éénstammige bomen worden omgezet in meerstammig hakhout.

In de meeste gevallen is een kapcyclus van 6 jaar geschikt voor zachthoutsoorten (bv. wilg, populier) en een 12-jaarlijkse kapcyclus voor hardhoutsoorten (bv. es, esdoorn, eik). In het natuurbeheer worden deze cycli vaak verlengd omdat houtopbrengst niet de bepalende factor is. Vaak worden kapcycli van 8-16 jaar aangehouden (Van Uytvanck & De Blust 2012). Volgens Jansen & Kuiper (2001) is een kapcyclus van 10-12 jaar ideaal. Bepalend is de houtsoort, het doel en ook praktische beheeraspecten. Gezien het vaak de bedoeling is om de bomen/struiken relatief laag te houden, moeten snel groeiende zachthoutsoorten zoals wilg en populier frequenter gekapt worden dan traag groeiende hardhoutsoorten. Voor veel soorten is de ecologisch ideale kapcyclus evenwel niet gekend. Een kapcyclus van 12 jaar voor de hardhoutsoorten en van 6 jaar voor de zachthoutsoorten is dan ook een richtlijn die fungeert als tussenoplossing (Vandevoorde et al., in voorbereiding).

Wilgenstruweel (H1) en iepenstruweel (H2) zijn geschikte types om door middel van hakhoutbeheer in stand te houden. Bij de inventarisatie wordt aangegeven of er waardevolle individuele of in rijen staande monumentale bomen aanwezig zijn (zie inventarisatiefiches in bijlage 5 en 6). Deze worden best behouden als ze geen gevaar vormen voor de veiligheid of kunnen worden opgenomen in een variant op middelhoutbeheer (met keuze van te behouden bomen vanaf het jonge stadium).

4.5.2 Hooghout

Waar vallende bomen geen gevaar opleveren, kunnen ze als hooghout beheerd worden door niets doen (bv. in het kader van een natuurbeheerplan) of door kaprijpe bomen te oogsten en te verkopen. Hiervoor zijn verschillende bosbouwtechnieken mogelijk (middelhout, variabel dunnen, femelslag, ...)

De karteereenheden loofhout (H3), uitheems loofhout (H4) en naaldhout (H5) komen in aanmerking om als hooghout beheerd te worden. Wanneer er gekozen wordt voor een natuurbeheerplan zullen uitheems loofhout en naaldhout door omvormingsbeheer omgezet worden naar inheemse types (incl. rbbppm vanuit H5).

4.6 Faunabeheer

De geformuleerde beheervoorstellen zijn vooral gericht op het behoud en ontwikkeling van soortenrijke vegetaties. Vooral plantensoorten profiteren van dit beheer. Anderzijds liften ook tal van diersoorten mee, in het bijzonder bloembezoekende insecten omdat er vaak gestreefd zal worden naar de bloemrijke types G3 en G4a.

Rigoreus botanisch beheer kan echter een sterk negatieve impact hebben op de fauna (ongewervelden, kleine gewervelden). Zo veroorzaken maaien, keren, samen harken en persen van hooi een hoge mortaliteit bij fauna (Humbert et al. 2010). Grotere organismen zijn gevoeliger dan kleine, terwijl grondbewonende insecten voornamelijk sterven onder de tractorbanden.

Ook indirect heeft maaien een negatieve impact op ongewervelden. Door het maaien verandert hun leefgebied abrupt, niet enkel voor de volwassen dieren, maar ook voor de andere levensstadia (ei, rups, pop). Bij maaien wijzigt de horizontale en verticale vegetatiestructuur sterk of verdwijnt 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 (Vandevoorde et al., in voorbereiding).

4.6.1 Gefaseerd maaien

Om deze negatieve impact van maaibeheer op ongewervelden te mitigeren wordt een gefaseerd maaibeheer voorgesteld (Maes et al. 2013; Van Uytvanck & Goethals 2014). 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.

Vandevoorde et al. (in voorbereiding) aan hoe een gefaseerd maaibeheer er kan uitzien voor dijken. Eenzelfde beheer kan ook toegepast worden op brede bermen, waarbij de verst van de weg gelegen delen gefaseerd gemaaid worden. Vaak worden deze delen niet gemaaid omdat ze niet vanaf de weg gemaaid kunnen worden. Op die manier evolueren ze naar ruigte, struweel en bos. Dit kan een bewuste keuze zijn van de beheerder, maar een goede afweging van de potenties van een bepaalde beheereenheid is zeker nodig wanneer spoor 2 (natuurbeheerplan) wordt gevolgd.

Gefaseerd maaien in de praktijk (naar Vandevoorde et al., in voorbereiding)

Beheervoorstel 1

In dit voorstel 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 13). 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 14). Voor brede bermen kan een gelijkaardig schema worden toegepast.

Figuur 13. Beheervoorstel 1: Links (dijk): Het onderste kwart van het dijktafud 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). Rechts (berm): idem, met 2 x maaien van het gedeelte dichtst bij de weg.

Figuur 14. Beheervoorstel 1 wordt best gevarieerd in ruimte en tijd. Als voorbeeld zijn 4 dijkvakken gegeven waarvan er drie gefaseerd worden gemaaid en één integraal (t = jaar 1).

Beheervoorstel 2

De bovenste driekwart van de dijk (of de zone van de berm dichtst bij de weg) wordt tweemaal gemaaid. Op het onderste kwart wordt gefaseerd maaibeheer toegepast (figuur 15). Dit tweede beheervoorstel is iets complexer omdat naast eenmaal en tweemaal maaien, een derde beheervorm wordt toegevoegd namelijk niet maaien. In een bepaald dijkvak/bermtraject 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). Vervolgens start de cyclus opnieuw vanaf het 1^e jaar. 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 15. Beheervoorstel 2 (voorbeeld voor 4 dijkvakken van telkens 250m): bovenste driekwart van de dijk (zone van de berm dichtst bij de weg) wordt tweemaal gemaaid (in groen). Het onderste kwart wordt gefaseerd gemaaid. Een vak wordt het 1^e jaar niet (in rood), het 2^e jaar tweemaal (in groen), het 3^e jaar eenmaal (september) (in geel) en het 4^e jaar opnieuw tweemaal gemaaid. Dit beheervoorstel wordt telkens gevarieerd in ruimte en tijd (t = jaar 1).

Als alternatief voor smallere berm- of dijktrajecten kunnen ook stroken van 30-50 m niet gemaaid worden bij de eerste maaibeurt (2 stroken/km). Pas bij de tweede maaibeurt in de herfst worden ze meegenomen. De ligging van deze stroken kan eerder willekeurig zijn, maar verschilt bij voorkeur van jaar tot jaar. Elk jaar kan dan bv. gekozen worden voor een nieuwe strook die paalt aan die van het jaar daarvoor (Van Uytvanck & De Blust 2013).

Voor sterk verruigde vegetaties of pas ingezaaide trajecten wordt het laten staan van ruigtes beter niet toegepast.

4.6.2 Sinusbeheer

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 zones wisselen af met koudere, windrijkere.

Een manier daarvoor is het zgn. sinusbeheer (Couckuyt 2015). Het komt er op neer om niet in een rechte lijn te maaien, zoals standaard gebeurt, maar om een slingerende (sinusoidale) beweging te maken. Zowel in de frequentie als in de amplitude van de sinusöide kan gevarieerd worden.

Het doel hiervan is de combinatie van botanische en faunadoelstellingen (vnl. vlinders en bloembezoekende insecten) in een context van maaibeheer. Door Vandevoorde et al. (in voorbereiding) en Couckuyt (2015) wordt terecht opgemerkt dat door toepassing van gefaseerd maaien in bloemrijke graslanden eventueel verruiging kan optreden, waardoor er een situatie ontstaat met weinig nectaraanbod doordat er gemaaid wordt én verruiging optreedt in die delen die het jaar ervoor niet werden gemaaid. Dit geldt wellicht vnl. in matig voedselrijke tot voedselrijke graslanden. In schrale graslanden zal de verruiging minder snel optreden door gefaseerd maaibeheer. Met het sinusbeheer wordt beoogd dat er in een vast deel (veelal de zone dichtst bij de weg of verst van het water) een maaibeheer gevoerd wordt met botanische doelen met daarlangs een randzone waar ook faunadoelstellingen aanbod komen. Deze randzone is grillig van vorm, maar is vooral veel gevarieerder dan de klassieke randstrook die niet of pas later gemaaid wordt.

Wij stellen hier een alternatieve, minder intensieve variant van Couckuyt (2015) voor (figuur 16), waarbij diverse maaibeurten eenzelfde deel maaien met echter een sterk variërende, grillige rand, met een gevarieerde vegetatiestructuur. Sinusbeheer is enkel mogelijk bij brede bermen of dijken (meer dan 10m breedte) en is pas zinvol vanaf een G3 graslandfase of wanneer waardevolle fauna-elementen voorkomen (bv. koevinkje).

Figuur 16. Schematisch voorstelling van sinusbeheer (variant zonder sinuspaden), waarbij een gevarieerde randzone ontstaat met delen die in een bepaald jaar enkel gemaaid worden bij de eerste snede, enkel gemaaid worden bij de tweede snede, tweemaal gemaaid worden of niet gemaaid worden. De hier voorgestelde derde snede (rechts onder) kan nodig zijn bij de botanische ontwikkeling van voedselrijke graslanden, maar is vaker van toepassing voor de 1^{ste} snede van het erop volgend jaar.

4.7 Beheereenheden en -keuzes

Na het karteren van de vegetatie moeten er in het beheerplan doelen gesteld worden. In eerste instantie zal er voor gekozen worden om in een bepaalde beheereenheid aan te duiden waar er grasland, ruigte, struweel of bos moet ontwikkelen. Binnen deze grote vegetatiestructuurklassen worden dan op basis van de potenties de doeltypes vastgelegd. De beheerplanner zal op basis van de vegetatiekaart een beheermaatregel of een set beheermaatregelen opleggen die het beste is voor het grootste deel en/of het waardevolste type in een beheereenheid.

Het uitgangspunt van het beheer was dat beheereenheden door goed herkenbare fysische grenzen van elkaar gescheiden moeten worden en niet door vegetatiegrenzen omdat die door de uitvoerders onvoldoende herkend zouden worden. Wanneer echter na de inventarisatie en het uitstippelen van het beheer voor een beheereenheid wordt vastgesteld dat dit beheer hetzelfde is langs de twee kanten van een fysische barrière, kunnen beheereenheden ook samengevoegd worden. Wanneer een beheereenheid zodanig groot wordt dat het niet meer zinvol is om hem als een geheel eenduidig te gaan beheren, moet hij gesplitst worden. Dit is het geval wanneer bv. heel waardevolle grasland of heidevegetaties voorkomen in een groot blok van minder of weinig waardevolle graslanden. De beheerder moet hierop inspelen door deze in het veld te markeren of zelf een fysische barrière in te bouwen die de uitvoerders (van bv. het maaibeheer) duidelijk maakt dat er een ander beheereenheid start. Dit moet gebeuren in de fase van het uitstippelen van het beheer, waarbij de beheereenheden worden bijgesteld.

In de praktijk gebeurt dit best door te werken met GPS. De kaarten uit het beheerplan worden dan ingevoerd in de GPS waardoor automatisch wordt aangegeven waar er hoe er bv. moet gemaaid worden.

Indien niet voor een dergelijke manier gekozen wordt zullen er soms conflictsituaties ontstaan. Dit zal vaak zo zijn indien de doelvegetatie in sommige delen wel en andere delen nog niet bereikt is in eenzelfde beheereenheid. Het omvormingsbeheer van bv. G1 en G2 met vroege maaibeurten moet dan soms gecombineerd worden met onderhoudsbeheer van bv. G3 en G4 met latere maaibeurten, faunabeheer,... In dergelijke gevallen komt het 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 (naar Vandevoorde et al., in voorbereiding):

1. Zet voor graslanden en ruigten zoveel mogelijk in op omvormingsbeheer omdat dit op termijn de ecologische waarde zal verhogen én tegelijkertijd de werklust zal verminderen. Beide zijn voorwaarden om ook op langere termijn het beheer vol te houden. Indien binnen een beheereenheid verschillende graslandtypes aanwezig zijn en de keuze moet gemaakt worden tussen onderhoudsbeheer (bv. van G3, G4a) en omvormingsbeheer (bv. van G1 en G2) wordt meer gewicht gegeven aan omvormingsbeheer. Als

leidraad kan de 70-30-regel worden gevolgd, wat impliceert dat gekozen wordt voor omvorming als het aandeel 30% of meer is binnen de beheereenheid. Dit laat toe om het doeltypen te maximaliseren, zij het dat bestaand, goed ontwikkeld grasland dan tijdelijk een niet optimaal beheer krijgt. Deze regel is niet onderbouwd door studiewerk, maar synthetiseert bestaande kennis rond graslandbeheer (Zwaenepoel 2000, Van Uytvanck & De Blust 2012, Vandevoorde et al., in voorbereiding).

2. Voor de doelvegetaties van struwelen en opgaande houtige vegetaties moet zoveel mogelijk ingezet worden op onderhoudsbeheer. Deze struweeltypen zijn zeldzaam en zijn op een vrij extensieve manier te beheren. Voor opgaande houtige vegetaties is omvorming naar grasland, struweel of ruigte alleen te verantwoorden als er goede garanties op succes zijn (bv. terug omzetten van doorgeschooten opslag naar heide of andere struwelen) of als er veiligheidsmaatregelen nodig zijn.
3. Strikt natuurbeheer: voor een aantal vegetatietypes geldt dat ze zeker een optimaal beheer moeten krijgen. Hiervoor is het ook zinvol om fysische barrières in te bouwen zodat ze zeker als aparte beheerentiteit kunnen herkend worden. Het gaat om types die van zeer grote waarde zijn voor het natuurbehoud: nl. stroomdalgrasland (G4b), kalkrijk kamgrasland (G4c), Bloemrijk vochtig tot nat grasland (G4e), duingrasland (G5a), dwerghavergrasland (G5b), kalkgrasland (G5c), heischraal grasland (G5d), dwergstruikvegetaties (S1) en brem- en gaspeldoornstruwelen (S2). Voor deze types is een natuurbeheerplan op maat nodig zonder compromissen met bv. andere types in eenzelfde beheereenheid. Dergelijke situaties zijn eerder zeldzaam en in dit geval worden de terreinen best in beheer gegeven bij gespecialiseerde terreinbeheerders.
4. Speciale aandacht dient te gaan naar de ruigtes van Japanse duizendknoop. Voor deze invasieve exoot wordt het beheer afgestemd op de populatiegrootte. Als maatstaf gebruiken we 20 m². Populaties kleiner dan 20 m² worden omgevormd tot de doelvegetaties (G3-G4). Voor populaties groter dan 20 m² adviseren we een beheer toe te passen dat gericht is op het voorkomen van uitbreiding en verspreiding. Momenteel werkt het INBO aan een overzichtspublicatie om Japanse duizendknoop te beheren.

5 Beheerevaluatie

Beheerevaluatie wordt in het kader van adaptief beheer als een belangrijk instrument gezien om betere resultaten te halen en “al doende te leren”. In het kader van natuurbeheerplannen is de evaluatie van de streefbeelden (Europese habitats en RBB's) zelfs verplicht.

5.1 Gewoon bermbeheerplan op basis van de basiskartering

Ook bij gewone bermbeheerplannen, op basis van een basiskartering kan beheerevaluatie zinvol zijn om het beheer bij te sturen. We stellen hier voor om de kartering 6-jaarlijks te herhalen om zo de evolutie per beheereenheid en geaggregeerd op gebiedsniveau te kunnen beschrijven. Voor opgaande houtige vegetaties volstaat een 12-jaarlijkse evaluatie. Karteren laat een kwalitatieve analyse toe die inzicht geeft in:

- de evolutie van de graslandfasen: gaat de ontwikkeling in de goede richting?
- de evolutie in ruigte/struweel/bos/exoten: worden de doeltypes uit het beheerplan gehaald of blijven ze behouden?
- de structuurrijkdom: zijn er opmerkelijke evoluties op te merken aan de hand van de fiches?

De kwantitatieve benadering bestaat erin om veranderingen van oppervlakte- en lengtematen van resp. polygonen en lijnen te gebruiken als parameter.

5.2 Methodiek voor Natuurbeheerplannen

Hiervoor is een methode in ontwikkeling, waarvan de krachtlijnen geschetst worden in Bijlage 87.

6 Referenties

Adriaens T., Peymen J. & Declerck K. (2007). Natuurverbingsgebieden in Vlaanderen: achtergronden, afbakening en mogelijke inrichting. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO.R.2007.14). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Aggenbach C.J.S., Grijpstra J. & Jalink M.H. (2002). Indicatorsoorten voor verdroging en eutrofiëring van plantengemeenschappen in duinvalleien van het renodunaal district (kalkrijke duinen). Staatsbosbeheer, Driebergen.

Aggenbach C.J.S. & Jalink M.H. (1998). Indicatorsoorten voor verdroging en eutrofiëring van plantengemeenschappen in hoogvenen. Staatsbosbeheer, Driebergen.

Aggenbach C.J.S. & Jalink M.H. (1999). Indicatorsoorten voor verdroging en eutrofiëring van plantengemeenschappen in droge duinen. Staatsbosbeheer, Driebergen.

Aggenbach C.J.S., Jalink M.H. & Jansen A.J.M. (1998). Indicatorsoorten voor verdroging, verzuring en eutrofiëring van plantengemeenschappen in vennen. Staatsbosbeheer, Driebergen.

Aggenbach C.J.S., Grijpstra J. & Jalink M.H. (2007). Indicatorsoorten voor verdroging, verzuring en eutrofiëring van plantengemeenschappen in uiterwaarden. Staatsbosbeheer, Driebergen.

Aggenbach C.J.S. & Jalink M.H. (2001). Indicatorsoorten voor verdroging, verzuring en eutrofiëring van plantengemeenschappen in duinvalleien van het waddendistrict (kalkarme duinen). Staatsbosbeheer, Driebergen.

Aggenbach C.J.S. & Jalink M.H. (2005). Indicatorsoorten voor verdroging, verzuring en eutrofiëring van plantengemeenschappen in boezemlanden. Staatsbosbeheer, Driebergen.

Alexander M. (2008). Management planning for nature conservation: Springer. 425 p.

Alexander M. (2010). A Guide to Management Planning: Consortium Conservation Management System.

Allen C.R., Fontaine J.J., Pope K.L. & Garmestani A.S. (2011). Adaptive management for a turbulent future. *Journal of Environmental Management* 92(5): 1339–1345.

Aeolus (2000). Fauna-elementen op de wegbermen langs de autosnelweg E314. Studiebureau Aeolus.

Antea group (2013). Bermbeheerplan E40 (A10/A18) – West-Vlaanderen.

Bakker J.P., De Bie S., Dallinga J.H., Tjaden P. & De Vries Y. (1983). Sheep-grazing as a management tool for heathland conservation and regeneration in the Netherlands. *Journal of applied ecology* 20: 541–560.

Bax I.H.W. & Schippers W. (1997). Veldgids ontwikkeling van botanisch waardevol grasland. DLG & IKCN, Wageningen, Publicatienummer C-18.

Biesmeijer J.C., Roberts S.P.M., Reemer M., Ohlemüller R., Edwards M., Peeters T., Schaffers A.P., Potts S.G., Kleukers R., Thomas C.D., Settele J. & Kunin W.E. (2006). Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science* 313: 351–354.

Boeye D., Gryseels M. & Anselin A. (2004). Moerassen en open water. p 153–189. In Hermy M., De Blust G. & Sloomackers M. (red.) 2004. Natuurbeheer. Uitgeverij Davidsfonds i.s.m. Argus vzw, Natuurpunt vzw en het Instituut voor Natuurbehoud, Leuven. 452 p.

Branquart E. (Ed.) (2017). Alert, black and watch lists of invasive species in Belgium. Harmonia version 1.2, Belgian Forum on Invasive species, accessed on 16/01/2017 from: <http://ias.biodiversity.be>.

Bunce R.G.H., Metzger M.J., Jongman R.H.G., Brandt, J., De Blust G., Elena-Rossello R., Groom G.B., Halada L., Hofer G., Howard D.C., Kovar P., Mucher C.A., Padoa-Schioppa E., Paelinckx D., Palo A., Perez-Soba M., Ramos I.L., Roche P., Skanes H. & Wrba T. (2008). A standardized procedure for surveillance and monitoring European habitats and provision of spatial data. *Landscape Ecology* 23: 11–25.

Carlier S. (2015). Onderzoek bermbeheerplannen. Bachelor-proef Katholieke Hogeschool VIVES, Roeselare.

- Carter N. & Sotherton N.W. (1983). The role of polyphagous predators in the control of cereal aphids. In: Proceedings of the 10th International Congress of Plant Protection 2: 778. British Crop protection Council, Farnham.
- Caughlan L. & Oakley K.L. (2001). Cost considerations for long-term ecological monitoring. *Ecological Indicators* 1(2):123–134.
- Colpaert I. (2016). Het milieucontract 2016. Studiedag Beheerlijke Bermen 15 juni 2016, Eeklo. Provincie Oost-Vlaanderen.
- Cornelis J., Hermly M., De Keersmaeker L. & Vandekerckhove K. (2007). Bosplantengemeenschappen in Vlaanderen. Een typologie van bossen op basis van de kruidachtige vegetatie. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO.R.2007.1). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek en K.U.Leuven Afdeling Bos, Natuur en Landschap; in opdracht van de Vlaamse Overheid, Agentschap voor Natuur en Bos, Brussel.
- Couckuyt J. (2015). Sinusbeheer: maaibeheer op maat van dagvlinders en insecten, eigen uitgave, 28 pp.
- De Becker P. (2004). Graslanden, ruigten en natuurbeheer. p 191–219. In Hermly M., De Blust G. & Sloodmaekers M. (red.) 2004. Natuurbeheer. Uitgeverij Davidsfonds i.s.m. Argus vzw, Natuurpunt vzw en het Instituut voor Natuurbehoud, Leuven. 452p.
- de Bonte A.J., Hazebroek E., van den Hengel L.C. & Keizer P.J. (1997). Botanische kwaliteit van bermen in het agrarische landschap. Rapport 1074, uitgave Rijkswaterstaat - W-DWW-97-092 Delft.
- De Saeger S., Louette G., Oosterlynck P., Paelinckx D. & Hoffmann M. (2013). Historisch Permanent Grasland in de landbouwstreek 'Polders' anno 2013. Technisch rapport campagne 2013. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (896909). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- De Saeger S., Guelinckx R., Van Dam G., Oosterlynck P., Van Hove M., Wils C. & Paelinckx D. (red.) (2014). Biologische Waarderingskaart en Natura 2000 Habitatkaart, uitgave 2014. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2014 (1698392). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- De Saeger S., De Blust G., Oosterlynck P. & Paelinckx D. (2016a). BWK en Habitatkartering, een praktische handleiding. Deel 2: de heidesleutel. Versie1, maart 2016.. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2016 (11613662). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- De Saeger S., Oosterlynck P., Guelinckx R. & Paelinckx D. (2016b). BWK en Habitatkartering, een praktische handleiding. Deel 1: methodologie: karteerregels, karteringseenheden en hoofdsleutel. Versie1, maart 2016. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2016 (11613609). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Dekoninck W. & Grootaert P. (2001). Onderzoek naar de faunistische waarde van de autosnelwegberm te Waasmunster. Rapport ENT.2001.02. In opdracht van de Administratie Wegen en Verkeer. Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen, Brussel.
- Desender K., Dekoninck W., Baert L., Grootaert P. & Maelfait J.-P. (2004). "In de ban van de ring". Inventarisatie van een aantal invertebratengroepen op de bermen, de taluds en de restgronden van de R0 (Ring van Brussel) en een voorstel tot monitoring. Rapport ENT.2004.01. i.o.v. AMINAL, cel NTMB. Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen, Brussel, 61 pp.
- Droege S., Cyr A. & Larivée J. (1998). Checklists: An Under-Used Tool for the Inventory and Monitoring of Plants and Animals. *Conservation Biology* 12(5):pp. 1134–1138.
- Econnection (1992). Bermbeheersplan Gemeente Scherpenheuvel-Zichem (deelgebied ten zuiden van de Demer). Studie in opdracht van de Gemeente Scherpenheuvel-Zichem.
- Endels P. (2004). Vulnerable plant species in small landscape elements: a demographic approach. Doctoraatsproefschrift nr. 611 aan de Faculteit Landbouwkundige en Toegepaste Biologische Wetenschappen van de K.U.Leuven.
- Forman R.T.T. & Alexander L.E. (1998). Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29: 207–31.

- Goris E., Defever H. & Moelants M. (2000). Bermbeheersplan voor de grote ring om Brussel. AWV, afdeling Wegenbeleid en beheer; projectgroep Natuurtechniek, Brussel.
- Groenendijk D. & Wolterbeek T. (2001). Praktisch natuurbeheer: vlinders en libellen. KNNV Uitgeverij Utrecht, De Vlinderstichting, Wageningen, 219 p.
- Hens M. Fluyt F. & Vercoutere B. (2008). Natuur voor filerijders. Opmerkelijke bermflora in Vlaams-Brabant. *Natuur.Focus* 7(1): 17–20.
- Hobbs R.J., Hussey B.M.J., Saunders D.A. (1989). Nature conservation, the role of corridors. *IALE bulletin* 7(2): 21–23.
- Huhta A. & Rautio P. (2007). A case with blue gentian blues: roadside-cutters creating neo grasslands as refugia for endangered *Gentianella campestris*. *Nordic Journal of Botany* 25: 372–379.
- Humbert J.-Y., Ghazoul J. & Walter T. (2009). Meadow harvesting techniques and their impact 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.
- Jalink M.H. (1996). Indicatorsoorten voor verdroging, verzuring en eutrofiëring in laagveenmoerassen. Staatsbosbeheer, Driebergen.
- Jansen P. & Kuiper L. (2001). Hakhout. Suggesties voor het beheer. Stichting Bos en Hout i.s.m. Unie van Bosgroepen, Wageningen.
- Janssens L. & Claus K. (red.) (1996). Vademecum Natuurtechniek. Inrichting en beheer van wegen. AMINAL, Werkgroep Natuurtechnische Milieubouw, D/1996/3241/185.
- Kalwij J.M., Milton S.J. & McGeoch M.A. (2008). Road verges as invasion corridors? A spatial hierarchical test in an arid ecosystem. *Landscape Ecology* 23: 439–451.
- Kleukers R., Van Nieukerken E., Ode B., Willemse L. & Van wingerden W. (1997) De Sprinkhanen en Krekels van Nederland (Orthoptera). 415. Leiden, Nationaal Natuurhistorisch Museum, KNNV Uitgeverij & EIS-Nederland. Nederlandse Fauna.
- Kleukers R. & Krekels R. (2004). Veldgids sprinkhanen en krekels, KNNV Uitgeverij, Utrecht, p 190
- Lindborg R., Plue J., Andersson K. & Cousins S.A.O. (2014). Function of small habitat elements for enhancing plant diversity in different agricultural landscapes. *Biological Conservation* 169: 206–213.
- LNE. (2011). Leidraad natuurtechniek. Ecologisch bermbeheer. Vlaamse overheid, dienst Natuurtechnische Milieubouw (NTMB).
- Maes D., Vanreusel W., Jacobs I., Berwaerts K. & Van Dyck H. (2012). De IUCN Rode Lijst van de dagvlinders in Vlaanderen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO.R.2012.21). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Maes D., Vanreusel W. & Van Dyck H. (2013). Dagvlinders in Vlaanderen: nieuwe kennis voor beter actie. Tielit Uitgeverij Lannoo nv., 542 p.
- Meiresonne L. & Turkelboom F. (2012). Biodiversiteit als basis voor ecosysteemdiensten in regio Vlaanderen. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO.R.20121). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Melman P.J.M., Verkaar H.J.P.A. & Heembergen H. (1990) De effecten van inrichting en beheer op wegbermvegetaties. *De Levende Natuur* 91: 53–59.
- Minguira M.L. & Thomas J.A. (1992). Use of road verges by butterfly and burnet populations and the effect of roads on adult dispersal and mortality. *Journal of Applied Ecology* 29: 316–329.
- MOW (2001). Bermbeheersplan voor de R1, Ring om Antwerpen - eindverslag. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Administratie Wegen en Verkeer, Afdeling Wegenbeleid en beheer, Projectgroep Natuurtechniek.

- Noordijk J., Delille K., Schaffers A.P. & Sykora K.V. (2009). Optimizing grassland management for flower-visiting insects in roadside verges. *Biological conservation* 142: 2097–2103.
- Noordijk J., Raemakers I., Schaffers A., de Nijs L., Gleichman M. & Sýkora K. (2006). Kansen voor geleedpotigen in bermen – acht jaar onderzoek langs de weg. *Entomologische Berichten* 66: 166–173.
- Oomes M.J.M. (1992). Yield and species density of grassland during restoration management. *Journal of Vegetation Science* 3: 271–274.
- Oosterlynck et al., in voorbereiding. Criteria voor de beoordeling van de lokale staat van instandhouding van de NATURA 2000-habitattypen, versie 3.0. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel
- Parr T.W. & Way J.M. (1988). Management of roadside vegetation: the long term effects of cutting. *Journal of Applied Ecology* 25: 1073–1087.
- Peet R.K., Wentworth T.R. & White P.S. (1998). "A Flexible, Multipurpose Method for Recording Vegetation Composition and Structure." *Castanea* 63 (3). Southern Appalachian Botanical Society: pp. 262–74.
- Peymen J., Monden S., Van Den Berge K., Honnay O. & De Bruyn L. (2001). Versnippering. In: Kuijken et al. (2001). *Natuurrapport 2001. Toestand van de natuur in Vlaanderen: cijfers voor het beleid. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud (INBO.M.2001.18)*. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Potts S.G., Biesmeijer J.C., Bommarco R., Felicioli A., Fischer M., Jokinen P., Kleijn D., Klein A., Kunin W.E., Neumann P., Penev L.D., Petanidou T., Rasmont P., Roberts S.P.M., Smith H.G., Sørensen P.B., Steffan-Dewenter I., Vaissière B.E., Vilà M., Vujić A., Woyciechowski M., Zobel M., Settele J. & Schweiger O. (2011). Developing European conservation and mitigation tools for pollination services: approaches of the STEP (Status and Trends of European Pollinators) project. *Journal of Apicultural Research* 50(2): 152–164.
- Provinciebestuur Oost-Vlaanderen (2013). *Gemeente Oosterzele Bermbeheerplan - Deel 1: Bermtypes & maaischema's, Studie in opdracht van de Gemeente Oosterzele*.
- Pywell R.F., Meek W.R., Hulmes L., Hulmes S., James K.L., Nowakowski M. & Carvell C. (2011). Management to enhance pollen and nectar resources for bumblebees and butterflies within intensively farmed landscapes. *Journal of Insect Conservation* 15: 853–864.
- Rijkswaterstaat (2008). *Overzicht van vegetatietypen langs de rijkswegen*. Rijkswaterstaat, Dienst Verkeer en Scheepvaart, DWW-2005-032.
- Rook A.J., Dumont B., Isselstein J., Osoro K., WallisDeVries M.F., Parente G. & Mills J. (2004). Matching type of livestock to desired biodiversity outcomes in pastures - a review. *Biological Conservation* 119: 137–150.
- Schaffers A.P. (2002). Soil, biomass, and management of semi-natural vegetation. Part II. Factors controlling species diversity. *Plant Ecology* 158: 247–268.
- Schaffers A.P., Raemakers I.P., Sýkora K.V. & Ter Braak C.J. (2008). Arthropod assemblages are best predicted by plant species composition. *Ecology* 89: 782–794.
- Schaffers A.P., Vesseur M.C. & Sykora K.V. (1998). Effects of delayed hay removal on the nutrient balance of roadside plant communities. *Journal of Applied Ecology* 35: 349–364.
- Schipper P.C., Nooren M.J., Holtland W.J. & Aggenbach C.S.J. (2007). *Indicatorsoorten deel 1. Methoden en toepassing. Staatsbosbeheer, Driebergen*.
- Spellerberg I. F. & Morrison T. (1998). The ecological effects of the new roads - a literature review. 84, *Report Science for conservation: 1–55*. Departement of Conservation.
- Sýkora K.V., De Nijs L.J. & Pelsma T.A.H.M. (1993) *Plantengemeenschappen van Nederlandse wegbermen*. Stichting Uitgeverij van de Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht, 280 p.
- Sýkora K.V., Kalwij J.M. & Keizer P.J. (2002). Phytosociological and floristic evaluation of a 15-year ecological management of roadside verges in the Netherlands. *Preslia* 74: 421–436.

- Van Calster H., Van Uytvanck J., Westra Y. & Quataert P. (2015). Werkdocument beheerevaluatie. Versie 1.1. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- van de Haterd R.J.W., van den Hengel B. & Keizer P.J. (2009) Lange termijn effecten van maaibeheer in wegbermen. *De Levende Natuur* 110: 88–94.
- Van Geert A., Van Rossum F. & Triest L. (2010). Do linear landscape elements in farmland act as biological corridors for pollen dispersal? *Journal of Ecology* 98: 178–187.
- Van Kerckvoorde A. (2016). Een typologie en beschrijving van de kruidvegetatie op bermen en dijken langs W&Z-beheerde waterwegen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (12435642). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Van Kerckvoorde A. & De Geest L. (2015). Ecologische inventarisatie, opvolging en beheervoorstellen van bermvegetaties langs W&Z-beheerde waterwegen in het IJzerdistrict. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO.R.2015.11336028). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Van Kerckvoorde A. & Onkelinx T. (2013). Advies betreffende de methodiek voor de inventarisatie en monitoring van de bermvegetatie langs de A10/A18. Advies van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO.A.2013.42). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Van Looy K. & De Blust G. (1999). Stroomdalgraslanden op de Maasdijken. Een beheersvisie voor het Maasdijkenplan. Rapport van het Instituut voor Natuurbehoud (R.IN.1999.11), 75 pp.
- Van Rossum F., De Sousa S.C. & Triest L. (2004). Genetic consequences of habitat fragmentation in an agricultural landscape on the common *Primula veris*, and comparison with its rare congener, *P.-vulgaris*. *Conservation Genetics* 5(2): 231–245.
- Van Uytvanck J., Milotic T. & Hoffmann M. (2010). Nitrogen depletion and redistribution by free-ranging cattle in the restoration process of mosaic landscapes: the role of foraging strategy and habitat proportion. *Restoration Ecology* 18: 205–216.
- Van Uytvanck J. & De Blust G. (red.) (2012) Handboek voor beheerders – Europese natuurdoelstellingen op het terrein. Deel I. Habitats. Lannoo Campus Leuven. 302 pp.
- Van Uytvanck J. & Goethals V. (red.) (2014) Handboek voor beheerders – Europese natuurdoelstellingen op het terrein. Deel II. Soorten. Lannoo Campus Leuven, 348 pp.
- Van Uytvanck J. & De Blust G. (2013). Advies over het beheer van de Maasdijken. Advies van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO.A.2012.127). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Van Wingerden W.K.R.E. & Booij C.J.H. (1999). Biodiversiteit en onderdrukking van ziekten en plagen: strategieën en graadmeters. IBN-rapport, 413. Dienst Landbouwkundig Onderzoek (DLO): Wageningen.
- Vandekerckhove K., De Saeger S., Thomaes A., De Keersmaecker L., Oosterlynck P., Van Oost F. & Jacobs I. (2016). BWK en Habitatkartering, een praktische handleiding. Deel 2: de bossleutel. Versie 1, maart 2016. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (11613777). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Vandevoorde B., Dhaluin P., Van Lierop F., Elsen R. & Van den Bergh E. (in voorbereiding). Beheervoorstel voor de dijkvegetaties langs de Zeeschelde, Durme en Rupel (district 1 & 2). Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek in opdracht van Waterwegen en Zeekanaal NV, afdeling Zeeschelde.
- Vermeulen H.J.W. & Opdam P.F.M. (1995). Effectiveness of road-side verges as dispersal corridors for small ground-dwelling animals: a simulation study. *Landscape and Urban Planning* 31: 233–248.
- 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.
- Walley R. & Verbeken A. (2000). Een gedocumenteerde Rode Lijst van enkele groepen paddenstoelen (macrofungi) van Vlaanderen. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud 7. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel.

Way J.M. (1977). Roadside Verges and Conservation in Britain: A Review. *Biological Conservation* 12: 65–74.

Williams B.K. (2011). Passive and active adaptive management: Approaches and an example. *Journal of Environmental Management* 92: 1371–1378.

Wouters J. (in voorbereiding). BWK en Habitatkartering, een praktische handleiding. Deel 3: Graslandsleutel. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Zwaenepoel A. (1998) Werk aan de berm! Handboek botanisch bermbeheer. Stichting Leefmilieu, Antwerpen.

Zwaenepoel A. (2000). Veldgids ontwikkeling van botanisch waardevol grasland in West-Vlaanderen. WVI, in opdracht van Provinciebestuur West-Vlaanderen, Brugge. 99 p.

7 Bijlagen

Bijlage 1: Graslandfasen samengevat

Voor foto's van soorten en types en educatieve video's van de verschillende graslandfasen verwijzen we naar de Ecopedia-website: <https://www.ecopedia.be/pagina/inleiding-graslandfasen>

Fase 0 : Raaigrasweide (fase 0)

Deze fase is vaak een startpunt bij:

- Bermen/dijken die in een recent verleden langdurig in landbouwgebruik waren (incl. bemesting)
- nieuwe, ingezaaide bermen/dijken (bv. van sigmadijken, snelwegtaluds)

Aspect

- Uniforme begroeiing van vrijwel uitsluitend uit sterk glanzend gras: dichte grasmatten van Engels raaigras bij intensief landbouwgebruik; vaak iets ijlere grasmatten van Italiaans raaigras bij nieuw ingezaaide dijken en bermen.
- Haarden van kruiden ontbreken. Kleine, open plekken zijn gevuld met Straatgras en Vogelmuur. Meer dan 50% van de grasmatten wordt ingenomen door Engels of Italiaans raaigras. De grasmatten blijven het hele jaar door groen en vrijwel gesloten. Rond de derde week van mei ligt op nog ongemaaid of onbeweide graslanden veelal een paarse gloed van bloeiend Ruw beemdgras (bij landbouwgebruik).
- Het aantal soorten dat in deze graslanden gevonden wordt, is meestal niet meer dan 5-10 per 25 m² en 15-20 per gemiddeld perceel.
- Wanneer er geen intensief landbouwgebruik meer is, en geen aangepast beheer, evolueren deze vegetaties naar een verruigde variant met brandnetelhaarden of zelfs brandneteldominantie (Van Kerckvoorde & De Geest 2015). In andere gevallen kunnen ook bramen dominant worden.

Productie

Hoog (> 10000 kg droge stof/ha/jaar). De grasgroei is al goed op gang in april en er kan in de eerste helft van mei al gemaaid worden. Drie sneden per jaar zijn mogelijk. Deze fase wordt in stand gehouden door bemesting, bij bermen/dijken ook vaak door niet afvoeren van het maaisel (bv. op taluds). Door het stopzetten van bemesting en verder gezet maaibeheer kan de productie op enkele jaren tijd sterk dalen.

Kenmerkende soorten

Kruiden die zich in de dichte grasmatten kunnen handhaven, zijn Witte klaver en Kruipende boterbloem. Op meer open plekken zijn Gewone paardenbloem, Vogelmuur en Varkensgras aanwezig. In vochtige varianten - die enkel in wegbermen voorkomen - komen naast Ruw beemdgras ook Fioringras en Geknikte vossenstaart als vaste begeleiders voor.

Overeenkomstige BWK-eenheden

Hx = zeer soortenarm, soms tijdelijk grasland en de armste vormen van Hp (graasweiden)

Verruiging

Bramen, Brandnetels, Kropaar, Ridderzuring

Fase 1 : Grassen-mix (tussenfase, geen botanisch doel)

Aspect

- De grasmat is een lappendeken met overwegend grassen, in diverse groentinten naargelang de soort.
- Het mozaïekpatroon van de grassen is grof. De kleuren variëren van licht- tot donkergroen. Her en der komen haarden van kruiden voor. Elke haard bestaat meestal uit slechts één soort (Kruipende boterbloem, Paardenbloem, Gewone hoornbloem). Open plekken zijn verder vaak opgevuld door Herderstasje (witbloeiend). In april kan Pinksterbloem aspectbepalend aanwezig zijn. In nog ongemaaide situaties kan vanaf half mei bloeiende Veldzuring de berm roestbruin kleuren of kan Scherpe boterbloem de berm geel kleuren.
- Ten opzichte van fase 0 is de onderlinge verhouding tussen de verschillende grassoorten veranderd: Engels raaigras is sterk teruggedrongen en bedekt nu minder dan de helft van de grasmat. Ruw beemdgras neemt de dominante rol over (bedekking > 50%). Daarnaast hebben ook andere grassoorten, die minder concurrentiekrachtig zijn dan Engels raaigras, zich uitgebreid of gevestigd. De egaal groene kleur is verdwenen en vervangen door een grof patroon van verschillende soorten groen en in de bloeiperiode geven de verschillende bloeiwijzen het grasland 'kleur' en structuur. Ook gedurende de winter is het grove mozaïekpatroon kenmerkend.
- Het aantal soorten bedraagt 10-15 per 25 m² en 20-25 per gemiddeld perceel.

Productie

Hoog (> 8000-10000 kg droge stof/ha/jaar). De grasgroei is al goed op gang in april en er kan vanaf half mei al gemaaid worden. Twee tot drie sneden per jaar zijn mogelijk. Deze fase wordt in stand gehouden door bemesting of maaien zonder afvoer van maaisel. Door het stopzetten van bemesting en verder gezet maaibeheer met afvoer kan de productie op enkele jaren tijd sterk dalen en kan de vegetatie in fase 2 terecht komen.

Kenmerkende soorten

De grassen, die zich, vooral onder maaibeheer, uitgebreid of gevestigd hebben, zijn Veldbeemdgras, Kropaar, Beemdlangbloem en Fioringras. Afhankelijk van grondsoort en vochtigheid voegen zich hierbij ook Gestreepte witbol en Grote vossenstaart. Onder begrazing doet vooral kamgras zijn intrede, eventueel vergezeld van een aantal van de hierboven reeds opgesomde grassen. Al deze grassen nemen gezamenlijk meer dan 25% van de grasmat in. Het aandeel kruiden verandert weinig. Naast de soorten uit fase 0 kunnen nu ook Veldzuring en Pinksterbloem aanwezig zijn. Kruipende boterbloem breidt zich meestal sterk uit en vormt een aanzienlijk bestanddeel van de graslandbegroeiing. Daarnaast kan in deze fase Veldzuring massaal voorkomen. Hoewel dit landschappelijk mooi kan zijn, is de botanische waarde van deze graslanden nog gering.

Overeenkomstige BWK-eenheden

Hp en initiële fasen van Hp* (indien Veldzuring, Pinksterbloem aanwezig zijn).

Verruiging

Bramen, Brandnetels, Kropaar, Ridderzuring

Fase 2 : Dominant stadium (tussenfase, geen botanisch doel)

Aspect

- Meer dan de helft is bedekt met gras dat géén sterk glanzende bladonderzijde heeft. In tegenstelling tot de vorige fasen, waar de voedselrijkdom aspect, productie en soortensamenstelling bepalen beginnen nu bodem en vochttoestand onderscheidend te worden:
- Er is dominantie van één of twee grassoorten anders dan Engels raaigras en Ruw beemdgras. Afhankelijk van de bodemsoort bestaat de grasmat namelijk voor meer dan de helft uit Gestreepte witbol, Grote vossenstaart en/of Gewone glanshaver. De kleur en de structuur van de grasmat is vrij homogeen en wordt bepaald door het dominante gras. Engels raaigras kan nog steeds aanwezig zijn, maar neemt in elk geval minder dan 25% van de grasmat in. De vegetatie is nog vrij kruidenarm en de soorten zijn zeer algemeen.

Gestreepte witbol-stadium

Vanaf de derde week van mei ligt er een paarsroze gloed over het perceel, veroorzaakt door de bloeiende pluimen van Gestreepte witbol. Het gras is licht grijsgroen en maakt een fluwelen indruk door de egale beharing van blad en stengel. Later verkleurt de bloeiwijze strokleurig. Gestreepte witbol heeft een zeer brede ecologische amplitude qua bodem- en vochtvereisten. Het is een van de weinige grassen met een permanente zaadvoorraad in de bodem. Daarom is het vaak de eerste opvolger wanneer herstelbeheer start.

Grote vossenstaart-stadium

Vanaf april ligt er een paarsbruine gloed over het perceel. Deze gloed ontstaat door het opschieten van bloeiende, massieve pluimen van Grote vossenstaart. Het gras is vrij donker groen. De pluimen verkleuren later naar lichtbruin. Grote vossenstaart komt vooral voor op zwaardere bodems (zandleem, leem, klei).

Gewone glanshaver-stadium

Vanaf begin juni ligt er een goudkleurige glans over het perceel. De glans komt van de zeer hoog opschietende, bloeiende aarpluimen van Gewone glanshaver. Het gras is lichtgroen, voorzien van enige haren op het blad en voelt enigszins stug aan. Gewone glanshaver komt zeer veel voor in wegbermen en op dijken. Het wordt op zowat alle (vochtige) bodems aangetroffen, behalve op de allerarmste zandbodems.

- In de winter maakt de graszode een holle indruk (veel open plekken).
- Het aantal soorten bedraagt 10-15 per 25 m² en 20-30 per gemiddelde berm/perceel.

Productie

Vrij hoog (6000-8000 ton droge stof/ha/jaar). In stand gehouden door een eerste maaibeurt na half juni of door bemesting of maaien zonder afvoer; evolueert snel naar volgende fase wanneer bemesting stopt en er vroeger gemaaid wordt (een eerste keer vóór half juni) + een 2^{de} maaibeurt in de nazomer.

Kenmerkende soorten

Naast de hoger vermelde dominante soorten zijn de open plekken vaak opgevuld met het kortlevende gras Zachte dravik. Verder zijn de zeer algemene kruiden uit fase 1 aanwezig.

Bij begrazing ontwikkelt zich in deze fase een soortenarme en kruidenarme kamgrasweide met overwegend Engels raaigras, Kamgras, Ruw beemdgras en Gestreepte witbol of Grote vossenstaart.

Overeenkomstige BWK-eenheden: Hu (wegbermen, in het bijzonder deze met Gewone glanshaver-dominantie), Hu° (soortenarme, slecht ontwikkelde varianten van Hu), soms ook nog Hx (bijvoorbeeld met Grote vossenstaart ingezaaide, soortenarme, bemeste graslanden), Hp* (indien reeds een duidelijk bloeiaspect van één of meerdere soorten aanwezig is), Hr (verruigd grasland, zonder bemesting of beheer wordt vaak na korte tijd reeds gedomineerd door Gestreepte witbol).

Verruiging

Bramen, Brandnetels, Kropaar, Ridderzuring, Gewone glanshaver

Fase 2, Links: dijkvegetatie gedomineerd door gestreepte witbol langs het Leopoldkanaal; Rechts: dijkvegetatie gedomineerd door glanshaver langs het Afleidingskanaal van de Leie.

Fase 3 : Gras-kruidenmix (botanisch doel)

Aspect

- Er is sprake van een fijn mozaïekpatroon van verschillende grassen. Ook de talrijk aanwezige kruiden zijn homogeen verdeeld over het perceel (niet in haarden van één soort).
- Grassen die nu naast de fase 2-grassen op de voorgrond gaan treden, zijn kleiner: Reukgras, Rood zwenkgras en Gewoon struisgras. Vanaf half april zijn op zand- en zandleem- en leemgronden bloeiende pollen Reukgras kenmerkend. Vanaf half mei is de verscheidenheid aan bloeiende kruiden aspectbepalend. De begroeiing is matig soortenrijk met 15-25 soorten per 25 vierkante meter en 30-40 per gemiddelde berm (100m).
- In de wintermaanden toont de gevarieerde grasmat geelgroen.

Productie

Matig (5000-7000 kg droge stof/ha/jaar). Deze fase wordt in stand gehouden door lichte bemesting en een late maaisnede gevolgd door nabegrazing. Het is in principe dus geen echt bermtypen omdat maaien + nabeweiden een nauwelijks gevoerde beheervorm is voor bermen. De soorten die er in optreden komen er door het maaien en afvoeren van fase 2 bermen en zijn dus wel indicatief voor de ontwikkeling die de berm doormaakt: dalende voedselrijkdom en productie. Op zwaardere en voedselrijke bodemtypes is deze fase vaak een maximaal te behalen botanisch doel, zelfs bij een goed beheer van 2 maal maaien.

Soortensamenstelling

Voornamelijk algemene soorten zoals Veldzuring, Scherpe boterbloem, Gewone hoornbloem, Smalle weegbree en Pinksterbloem. Maar ook enkele kruiden die min of meer karakteristiek zijn voor de vochttoestand doen hun intrede, zoals Echte koekoeksbloem, Kleine klaver en Gewoon biggenkruid. In beweide situaties (of onder prikkeldraad!), met uitzondering van (zeer) natte en (zeer) droge gronden, treden typische weidesoorten als Kamgras en Madeliefje op de voorgrond. Daarnaast kunnen ook enkele (gras)soorten uit de fasen 0 en 1 opnieuw bevoordeeld worden (Engels raaigras, Timotheegras, Witte klaver e.d.)

Overeenkomstige BWK-eenheden

Hp* en heel wat initiële fasen van meer waardevolle en beter gekarakteriseerde graslanden zoals Hc (Dotterbloemgrasland), Hj (door Russen overwoekerd grasland), Hf (nat grasland met ruigtekruiden*), Ha (Struisgrasvegetaties), Hu (Glanshaver-graslanden, vooral in wegbermen), Hpr* (reliëfrijke graasweiden met soortenrijker aspect dan Hpr). Deze initiële of verarmde fasen krijgen vaak een ° toegevoegd (Hc°, Hf°, Hu°...).

Verruiging

Bramen, Gewone berenklauw, Fluitenkruid, Grote brandnetel, Pitrus, Gewone glanshaver

Fase 3, dijkvegetatie met bloei van peen en rode klaver langs het Afleidingskanaal van de Leie.

Fase 4 : Bloemrijk grasland (botanisch doel)

Aspect

- Net als bij de gras-kruidenmix (fase 3) is sprake van een fijn mozaïekpatroon van verschillende grassen en kruiden. Ook diverse schijngrassen (russen en zeggen) doen hun intrede.
- De kruiden-mix bestaat nu voor een groot deel uit soorten die karakteristiek zijn voor grondsoort en vochttoestand. Het geheel maakt een sterk gekleurde indruk, in de regel bloemrijker dan de gras-kruidenmix van fase 3. In de winter is de grasmat vrij open met groene-geelgroene grassen en geelgroene tot bruine, stugge schijngrassen.
- Binnen het type bloemrijk grasland worden een aantal varianten onderscheiden:

Kruidenrijke droge schraallanden

Op de drogere gronden. Deze graslanden zijn relatief weinig productief. Kenmerkende soorten zijn onder meer Gewoon struisgras, Rood zwenkgras, Grasklokje en Muizenoor.

Bloemrijke bermen

Op de vochtige tot matig droge gronden ontstaan bij volgehouden maaibeheer soortenrijke bermen met Margriet, Knoopkruid, Brunel en Kale jonker. Wanneer gekozen wordt voor nabegrazing ontstaan *bloemrijke kamgraslanden*. Hoewel veel soorten van kamgraslanden in bermen voorkomen is het door het weinig of niet toegepaste beheer geen specifiek bermtypen. De begroeiing is een gevarieerde mix van soorten uit de fasen 1 tot en met 4.

Stroomdalgraslanden

Op de droge tot matig droge, kalkrijke bodems kunnen bermen, maar vooral dijken met 'fluviatiele soorten', tot ontwikkeling komen. Qua soortensamenstelling komen deze grotendeels overeen met de graslanden op kalkarme gronden, maar daarnaast er ook kalkminnende soorten voor zoals Geel walstro, Kattendoorn en Kleine bevernel.

Kruidenrijke, natte schraalgraslanden.

In het voorjaar vallen hier vooral Pinksterbloemen op. Daarnaast treffen we er soorten aan zoals Moerasrolklaver, Egelboterbloem, Wilde bertram en Moerasandoorn. Het aantal soorten loopt voor de diverse typen bloemrijk grasland uiteen van 20-40 per 25 vierkante meter. Per perceel zijn zo'n 30-50 soorten aan te treffen.

Productie

Laag : 3-6 ton droge stof/ha/jaar. In landbouwgebruik worden dergelijk graslanden gemaaid en nabeweid met zeer geringe of geen bemesting. Bermen en dijken met deze of verwante types worden meestal één keer gemaaid, soms is konijnenbegrazing belangrijk (bv. bij stroomdalgraslanden).

Soortensamenstelling

Zie bij de verschillende types

Overeenkomstige BWK-eenheden

Hp* (soortenrijke weiden en in het bijzonder kamgrasweiden), Hpr* (soortenrijke, reliëfrijke weiden), Hc (dotterbloemhooiland*), Hj* (indien behalve de dominante Russen ('biezen') ook bloemen frequent voorkomen), Hf (bloemrijk grasland met ruigtekruiden*), Ha (droog bloemrijk grasland op arme zure bodem), Hd (bloem- en/of

soortenrijk duingrasland), Hu (goed ontwikkelde wegbermen, dijken en glanshaverhooilanden). Extra mooi ontwikkelde vertegenwoordigers krijgen vaak een *: Hu*, Hp*, Ha*, ...

Verruiging

Bramen, Gewone berenklauw, Fluitenkruid, Grote brandnetel, Pitrus, Gewone glanshaver

Fase 4 (G4a: glanshavergrasland), Links: met bloeiaspect van knoopkruid en gewone berenklauw; rechts: met bloeiaspect van beemdkroon, margriet en knoopkruid en uitgebloide kleine ratelaar ; onder: met bloeiaspect van rolklaver en margriet

Fase 5 : Schraalland (botanisch doel)

Aspect

- Meestal een fijn mozaïekpatroon van laagblijvende, geel-, grijs- en blauwgroene schijngrassen (zeggen, russen) en kruiden. In de winter wordt dit een geelgroen/bruine mat van schijngrassen (stug).
- Ook hier zijn er verschillende types naargelang de bodem en het vochtgehalte

droog schraalland

Hierbij horen duingraslanden en dwerghavergraslanden. In bermen kan dit type slechts zeer fragmentair ontwikkelen. Soorten van duingraslanden die in bermen voorkomen zijn o.a. Zanddodden gras, Kleverige reigersbek, Ruw vergeet-mij-nietje, Kruipend stalkruid, Kegelsilene, Ruwe klaver, Geel walstro, Gestreepte klaver. Van dwerghavergraslanden komen o.a. vroege haver, klein vogelpootje, zilverbek, klein tasjeskruid, zandblauwtje, veldereprijs, hazenpootje, akkerviooltje, reigersbek, spurrie, straatgras, zandraket, vroegeling en klein streepzaad vaak voor.

Heischraal grasland

Dit type is te vinden op droge tot matig droge, kalkarme zand- en zandleemgronden en incidenteel op matig droge veengronden. In bermen is het type zeer zeldzaam. Soorten die toch occasioneel in bermen voorkomen zijn o.a. blauwe knoop, blauwe zegge, bleke zegge, echte guldenroede, fijn schapengras, fraai hertshooi, kleine tijm, liggend walstro, mannetjesereprijs, stijf havikskruid, tormentil, trekus, veelbloemige veldbies.

Kalkgrasland

Elementen van dit type komen eerder uitzonderlijk voor. Het aantal soorten bedraagt voor de uiteenlopende schraallanden meer dan 30 per 25 m² en meer dan 40 per gemiddelde berm. Zeldzaam type met al even zeldzaam voorkomen van o.a. blauwgras, bergdravik, kleine pimpernel, kalkwalstro, gevinde kortsteel, ...

Productie

Laag: < 5000 kg droge stof/ha/jaar. Schraallanden kunnen zich ontwikkelen indien sprake is van min of meer extreme omstandigheden. Hierbij valt niet alleen te denken aan zeer droge of zeer natte condities, maar bijvoorbeeld ook aan een bijzondere bodemstructuur, kalkgehalte van de bodem of toestromend grondwater. Bij droge zandgronden moet ook het humusgehalte van de bovengrond laag om een lage voedselrijkdom te garanderen. Het type wordt in stand gehouden door maaibeheer zonder of met heel geringe bemesting (landbouwgebruik). In natuurgebieden wordt ook gebruik gemaakt van maaien met nabeweiding.

Soortensamenstelling

Zie bij de verschillende types

Overeenkomstige BWK-eenheden

Hc (Dotterhooiland in kwelsituaties, zeer voedselarme situaties, ...), Hj + Ms (door russen gedomineerde graslanden met veel of karakteristieke soorten van laagveenmoerassen), Hm (vochtig, onbemest Pijpenstrootjesgrasland), Ha (droge zure graslanden met zeldzamere pioniersoorten zoals Zilverbek, Zandblauwtje, Haarmossen, ...),

Verruiging

Bramen, Pitrus, Grote wederk, Pijpenstrootje

Fase 5 (G5d: heischraal grasland) met bloeiaspect van Blauwe knoop.

1 AGENTSCHAP
NATUUR & BOS

ontvangstdatum

dossiernummer

--

--

Met dit formulier kunt u een natuurbeheerplan type 2, 3 of 4 opmaken, waarin terreinen, die beheerd worden of zullen worden ten behoeve van het natuurbehoud, kunnen opgenomen worden. Op dit formulier vult u de gegevens in voor "deel 1: Verkenning" van een natuurbeheerplan type 1, zoals is opgenomen in artikel 16bis, §1, tweede lid, 1° en 2°, van het Natuurdecreet van 21 oktober 1997. Dit eerste deel bevat een algemene beschrijving en een globaal kader voor de ecologische, de sociale en de economische functie. Nadat dit deel 1: Verkenning is goedgekeurd, moet u de overige delen 2 tot en met 5 van het natuurbeheerplan type 2, 3 of 4 opstellen. Voor die delen wordt geen invulformulier ter beschikking gesteld.

Voor het opstellen van deel 1: Verkenning van een natuurbeheerplan type 1 is er een apart formulier beschikbaar op www.natuurenbos.be. Voor een geïntegreerd beheersplan (de combinatie van een natuurbeheerplan en een onroerendergoedbeheerplan) type 1 en type 2, 3 of 4 zijn er aparte formulieren beschikbaar op www.natuurenbos.be en www.onroerendergoed.be.

De indiener van het natuurbeheerplan is ofwel de beheerder, ofwel een gevolmachtigde van één of meer beheerders. De beheerder is de eigenaar van het terrein of de houder van een zakelijk recht (bijvoorbeeld vruchtgebruik of erfpacht) of van een persoonlijk recht (bijvoorbeeld huur of pacht), die belast is met het beheer van het terrein. Eén of meer beheerders kunnen gezamenlijk een natuurbeheerplan opstellen voor terreinen die ecologisch een samenhangend geheel vormen. Alle communicatie vanuit het Agentschap voor Natuur en Bos over het natuurbeheerplan gebeurt uitsluitend met de indiener van het natuurbeheerplan.

Meer informatie vindt u in de handleiding natuurbeheerplan, die u kunt raadplegen op www.natuurenbos.be.

Gegevens van de deelnemende beheerder(s) en kadastrale gegevens van de percelen in beheer

- 1** Voeg bij dit formulier een nota met een overzicht van de eigendommen die aan het natuurbeheerplan deelnemen.
In die nota moeten de namen van alle beheerders zijn opgenomen. Voor zover dat van toepassing is, bevat de nota ook informatie over de mede-eigendom en zakelijke of persoonlijke rechten die op het terrein rusten.
- 2 Vink aan of de deelnemende eigendommen openbare terreinen, private terreinen of natuurdomeinen zijn.**
- Een privaat terrein is een terrein in eigendom van een natuurlijke persoon of een privaatrechtelijke rechtspersoon.
Een openbaar terrein is een terrein in eigendom of mede-eigendom van een publiekrechtelijke rechtspersoon.
Een natuurdomein is een terrein in beheer van het Agentschap voor Natuur en Bos.
Bij een gezamenlijk beheerplan met verschillende eigendommen kunt u meer dan één optie tegelijk aanvinken.
- ☐ privaat terrein ☐ openbaar terrein ☐ natuurdomein

gemeente	afdeling	sectie	nummer(s)	oppervlakte
1				ha
2				ha
3				ha
4				ha
5				ha
6				ha
7				ha
8				ha
totale oppervlakte				ha

Gegevens van de indiener van het natuurbeheerplan

4 Is de indiener van het natuurbeheerplan een natuurlijk persoon of een rechtspersoon?

Een rechtspersoon is bijvoorbeeld een firma of een vereniging.

☐ natuurlijk persoon. Ga naar vraag 6.

☐ rechtspersoon. Ga naar vraag 5.

5 Vul hieronder de gegevens in van de afgevaardigde van de rechtspersoon.

voornaam

achternaam

functie in de rechtspersoon

6 Vul hieronder de gegevens van de indiener in.

Als de indiener een natuurlijk persoon is, vult u zijn rijksregisternummer in. Als de indiener niet de Belgische nationaliteit heeft, vult u de geboortedatum van de indiener in. Als de indiener een rechtspersoon is, vult u het ondernemingsnummer van de rechtspersoon in.

(voor- en achter)naam

straat

huisnummer

bus

postnummer

gemeente

telefoon of gsm

e-mailadres

rijksregisternummer

- .

geboortedatum

dag maand jaar

ondernemingsnummer

. .

7 Kruis hieronder aan in welke hoedanigheid de indiener het natuurbeheerplan opstelt.

☐ als enige beheerder

☐ als gevolmachtigde. Kruis hieronder de categorie aan waartoe u als gevolmachtigde behoort.

☐ een expert of een studiebureau

☐ een bosgroep

☐ beheerder en vertegenwoordiger van de andere beheerders of mede-eigenaars

Situering en identificatie van het terrein

8 Vul hieronder de naam van het natuurbeheerplan of het terrein in.

-
- 9 Voeg bij deze aanvraag een kaart met situering van het terrein. Raadpleeg daarvoor <http://www.geopunt.be> > geopunt-kaart > kaarten en plaatsen > basiskaart, luchtfoto en adres > basiskaarten > basiskaart – GRB: volledige kaart.
- 10 Vul hieronder de ruimtelijke bestemming of bestemmingen van het terrein in volgens het gewestplan, het geldende bijzonder plan van aanleg (BPA) of het ruimtelijk uitvoeringsplan (RUP).
Of er een gemeentelijk RUP of een BPA van kracht is, kunt u terugvinden op de website van de provincie of gemeente. U kunt ook contact opnemen met de dienst ruimtelijke ordening van de gemeente. Als er geen gemeentelijk RUP of BPA bestaat, dan geldt de bestemming volgens het gewestelijk ruimtelijk uitvoeringsplan (GRUP). Als er ook geen GRUP is, dan geldt nog de bestemming volgens het gewestplan.
De gewestplannen en de contouren van de GRUP's kunt u raadplegen op <http://geopunt.be>; klik achtereenvolgens op Geopunt-kaart > Kaarten en plaatsen: Bouwen en wonen > Ruimtelijke ordening > Ruimtelijke uitvoeringsplannen, contouren en Gewestplan. De inhoud van het GRUP kunt u consulteren op <http://www.ruimtelijkeordening.be/NL/Beleid/Planning/Plannen/Bestemmingsplan/GRUPs>.
-
- 11 Kruis hieronder aan of het terrein geheel of gedeeltelijk ligt in één of meer gebieden met een beschermingsstatuut volgens nationale en internationale wetgeving met betrekking tot natuurbehoud.
De kaarten met afbakening van de hieronder opgesomde beschermde gebieden kunt u raadplegen via <http://www.geopunt.be/> > INSPIRE > kaarten en plaatsen > Bijlage 1 > 9. Beschermde gebieden.
- ☐ VEN / IVON
- ☐ beschermd gebied in het kader van het Duinendecreet
- ☐ Ramsargebied
- ☐ SBZ-H – Habitatrichtlijngebied
- ☐ SBZ-V – Vogelrichtlijngebied
- 12 Kruis hieronder aan of het terrein geheel of gedeeltelijk valt onder een beschermingsstatuut of opgenomen is in een of meer vastgestelde inventarissen, met toepassing van het Onroerenderfgoeddecreet.
De kaarten met de afbakening van de hieronder opgesomde beschermde gebieden en de vastgestelde inventarissen kunt u raadplegen via het Geoportaal van het agentschap Onroerend Erfgoed: <https://geo.onroerenderfgoed.be>.
- ☐ beschermd cultuurhistorisch landschap
- ☐ beschermd stads- of dorpsgezicht
- ☐ beschermde archeologische site
- ☐ beschermd monument
- ☐ erfgoedlandschap
- ☐ vastgestelde inventaris van het bouwkundig erfgoed
- ☐ vastgestelde inventaris van de landschapsatlas
- ☐ vastgestelde inventaris van houtige beplantingen met erfgoedwaarde
- ☐ vastgestelde inventaris van historische tuinen en parken
- ☐ vastgestelde inventaris van de archeologische zones
- 13 Ligt het terrein geheel of gedeeltelijk in een risico-overstromingsgebied?
De kaart met de afbakening van de risico-overstromingsgebieden kunt u raadplegen via <http://www.geopunt.be/kaart> > kaarten en plaatsen > natuur en milieu > water > watertoets - overstromingsgevoelige gebieden 2014 .
- ☐ ja ☐ nee
- 14 Voeg de volgende drie kaarten bij uw aanvraag:
- de biologische waarderingskaart voor het terrein in kwestie, met weergave van de kaartlabels. U kunt de biologische

waarderingskaart raadplegen op <http://geopunt.be>: klik bij Kaarten en plaatsen achtereenvolgens op Natuur en Milieu > Natuur. Vink de volgende lagen aan:

- Biologische waarderingskaart 2 - fauna
- Biologische waarderingskaart - versie 2
- Kaartlabels Biologische waarderingskaart – karteringseenheden.
- de *Natura 2000-habitatkaart* voor het terrein in kwestie, met weergave van de kaartlabels. U kunt de *Natura 2000-habitatkaart* raadplegen op <http://geopunt.be>: klik bij Kaarten en plaatsen achtereenvolgens op Natuur en Milieu > Natuur. Vink de volgende lagen aan:
- Natura 2000-habitatkaart
- kaartlabels Natura 2000-habitatkaart.
- de *bodemkaart* voor het terrein in kwestie. U kunt de *bodemkaart* raadplegen op <http://geopunt.be>: klik bij Kaarten en plaatsen achtereenvolgens op Natuur en Milieu > Bodem > Bodemtypes.

15 Vermeld hieronder andere relevante informatiebronnen die u hebt geraadpleegd.

Andere informatiebronnen zijn bijvoorbeeld natuurdoelenlaag, actueel leefgebied soorten, soortenbeschermingsprogramma's enzovoort.

Hoofdstuk 2: Bespreking van de drie functies van het terrein

De ecologische functie van het terrein

16 Geef hieronder een korte beschrijving van de actueel aanwezige natuurwaarden (*huidige toestand*).

Aanwezige natuurwaarden kunnen zijn: Europees te beschermen habitat, regionaal belangrijke biotoop, andere waardevolle vegetatie of soorten enzovoort.

17 Geef hieronder een beknopte opsomming van de bekende zwaktes, sterktes, opportuniteiten en bedreigingen voor de ecologische functie.

18 Geef kort een omschrijving van de potenties van het terrein voor de ecologische functie.

19 Omschrijf kort de visie van de beheerders over de ecologische functie.

De economische functie van het terrein

20 Kruis aan welk economisch gebruik er momenteel op het terrein voorkomt (*huidige toestand*).

- ☐ productie van kwaliteitshout en brandhout
- ☐ productie van hout als nevenproduct van beheerwerkzaamheden bij het behoud van het terrein in de huidige bedrijfsvorm of bij de omvorming naar een meer natuurlijk vegetatietype
- ☐ landbouwgebruik
- ☐ productie van energiegewassen
- ☐ productie van voedsel
- ☐ jacht
- ☐ visvangst
- ☐ ander gebruik, namelijk:

21 Geef een beknopte opsomming van de bekende sterktes, zwaktes, opportuniteiten en bedreigingen voor de economische functie.

22 Wat zijn de bekende potenties van het terrein ten aanzien van de invulling van de economische functie?

23 Omschrijf kort de visie van de beheerders over de economische functie.

De sociale functie van het terrein

24 Kruis aan hoe de sociale functie momenteel op het terrein wordt ingevuld (*huidige toestand*).

- ☐ Het terrein is niet toegankelijk voor het publiek.
- ☐ Het terrein is toegankelijk onder begeleiding en na toestemming van de beheerder.
- ☐ Er is een principiële toegankelijkheid: het terrein is toegankelijk voor voetgangers op de openbare en private wegen.
- ☐ Er is een regeling van de toegankelijkheid via een toegankelijkheidsregeling, die goedgekeurd is op:

dag

 maand

 jaar

- ☐ Er worden (jaarlijks) evenementen op het terrein georganiseerd, namelijk:

- ☐ Er wordt voor natuurbeleving en -educatie gezorgd, namelijk:

- ☐ Er wordt wetenschappelijk onderzoek uitgevoerd of gepland, namelijk:

- ☐ Er zijn bijzondere cultuurhistorische waarden aanwezig, namelijk:

- ☐ De sociale functie op het terrein wordt op een andere manier ingevuld, namelijk:

25 Geef een beknopte opsomming van de bekende sterktes, zwaktes, opportuniteiten en bedreigingen voor de sociale functie.

26 Wat zijn de bekende potenties van het terrein voor de invulling van de sociale functie?

27 Omschrijf kort de visie van de beheerders over de sociale functie.

Hoofdstuk 3: Globaal kader

Afbakening van het gebied

- 28 **Wordt het globale kader opgesteld voor een ruimer gebied dan de effectief deelnemende percelen in eigendom of beheer?**
Als dat nuttig is voor een betere ecologische onderbouwing van de gemaakte keuzes kan het globale kader opgesteld worden voor een ruimer gebied dan de effectief deelnemende percelen.
- ☐ ja. Voeg bij dit formulier een kaart met de afbakening van het ruimere gebied waarvoor het globale kader wordt opgesteld
- ☐ nee

Invulling van de drie functies

- 29 **Omschrijf kort de invulling van de drie functies van het natuurterrein en de differentiatie over het natuurterrein.**
Voeg eventueel een plannetje bij dit formulier om de differentiatie over het terrein te verduidelijken.
-

Ambitieniveau voor de realisatie van de beheerdoelstellingen van de ecologische functie

- 30 **Kruis hieronder het ambitieniveau aan voor de realisatie van de beheerdoelstellingen voor de ecologische functie (type twee, type drie) en al dan niet het voornemen om voor (een gedeelte van) het terrein de erkenning als natuurreservaat (type 4) aan te vragen.**

U mag één of meer ambitieniveaus aankruisen. Als u verschillende ambitieniveaus aankruist, voeg dan een extra kaart bij dit formulier waarop u de ambitieniveaus ruimtelijk oriënteert.

Voor een natuurbeheerplan type 1 (behoud van de aanwezige natuurkwaliteit en geen natuurstreefbeelden als doel) is er een apart formulier beschikbaar via www.natuurenbos.be. Een combinatie van type 1 met de andere types is niet mogelijk.

- ☐ type 2: het bereiken van een hogere natuurkwaliteit, waarbij over ten minste één vierde van de oppervlakte van het terrein, het realiseren van ten minste één natuurstreefbeeld tot doel wordt gesteld.
- ☐ type 3: het bereiken van de hoogste natuurkwaliteit, waarbij over de volledige oppervlakte van het terrein het realiseren van ten minste één natuurstreefbeeld tot doel wordt gesteld. **Vraagt u een afwijking aan voor het bereiken van de hoogste natuurkwaliteit (type 3), tot maximaal 10% van de oppervlakte van het terrein?**
- ☐ ja. **Motiveer hieronder waarom u die afwijking aanvraagt.**
-

☐ nee

- ☐ type 4: erkenning als natuurreservaat, boven op de voorwaarden voor type 3.
*De erkenning als natuurreservaat vestigt een erfdiensbaarheid tot algemeen nut op het terrein, meer bepaald een publiekrechtelijke erfdiensbaarheid van duurzaam gebruik en langdurig beheer van het terrein als natuurreservaat. Voeg bij dit formulier een motivatienota waar in u aantoonst dat voldaan is aan het toetsingskader voor de Vlaamse natuurreservaten, vermeld in bijlage 2 van het besluit van de Vlaamse Regering van ... betreffende de natuurbeheerplannen en de erkenning van natuurreservaten en aan de voorwaarden, vermeld in artikel 16ter decies, §2, van het Natuurdecreet van 21 oktober 1997. **Vraagt u een afwijking aan voor het bereiken van de hoogste natuurkwaliteit (type 3), tot maximaal 10% van de oppervlakte van het terrein?***

☐ Ja. **Motiveer hieronder waarom u die afwijking aanvraagt.**

.....

☐ nee

Gewenste natuurstreefbeelden en/of doelen voor soorten

- 31 **Geef een inschatting van het gedeelte van het terrein waarvoor er natuurstreefbeelden of leefgebieden van soorten tot doel gesteld worden, rekening houdend met de relevante beleidsplannen.**

Houd er rekening mee dat de nu al aanwezige natuurwaarden minstens behouden moeten blijven.

%

.....

- 32 **Vink aan tot welke categorie de tot doel gestelde natuurstreefbeelden behoren en specificeer de types, biotopen of soorten.**
Mogelijke natuurstreefbeelden per categorie worden opgesomd in bijlage 3 van het besluit van de Vlaamse Regering van ... betreffende de natuurbeheerplannen en de erkenning van natuurreservaten.

☐ Europees te beschermen habitattypes, namelijk:

.....
☐ regionaal belangrijk biotopen, namelijk:

.....
☐ andere vegetaties (*alleen voor type 2*), namelijk:

.....
☐ leefgebieden van bepaalde soorten, namelijk:

.....
☐ procesgestuurde natuur, namelijk:

☐ mozaïeklandschap

☐ onbeheerde climaxvegetatie

Beschermingsstatuut overeenkomstig het Onroerendergoeddecreet van 12 juli 2013

33 Worden er doelstellingen vooropgesteld in het kader van het beschermingsstatuut overeenkomstig het Onroerendergoeddecreet?

☐ ja, namelijk:

.....
☐ nee

Hoofdstuk 4: Werkplan voor de inventarisatie

34 Kruis hieronder aan of het terrein al ingedeeld is in beheereenheden.

Een beheereenheid is de kleinste eenheid van beheer, die overeenkomt met een onderdeel van het natuurerrein dat om ecologische of beheertechnische redenen als een aparte eenheid van beheer wordt beschouwd.

Per beheereenheid kunnen maximaal vier natuurdoelen samen worden genomen. U moet de bestaande beheerindeling dus eventueel aanpassen.

☐ ja. Voeg een kaart toe met de indeling in beheereenheden.

☐ nee. De beheerindeling zal worden opgemaakt na de goedkeuring van deel 1: Verkenning.

35 Kruis hieronder aan op welke manier de verdere inventarisatie van het terrein zal worden uitgevoerd.

Per beheereenheid wordt een standaardfiche ingevuld. Als die standaardfiche onvoldoende informatie bevat om de beheerdoelstellingen te kunnen formuleren, is een bijkomende inventarisatie nodig.

De inventarisatie zelf wordt pas uitgevoerd na de goedkeuring van deel 1: Verkenning.

☐ invullen van een standaardfiche per beheereenheid

☐ uitvoeren van een bijkomende specifieke inventarisatie. **Kruis hieronder aan om welke inventarisatie(s) het gaat, en specificeer de methode en het doel op de stippe lijn eronder.**

☐ bijkomende vegetatieopname, namelijk:

☐ bijkomende soortenopname, namelijk:

☐ bijkomende opnames voor inventarisatie van cultuurhistorische elementen, namelijk:

☐ andere manier, namelijk:

Hoofdstuk 5: Bekendmaking van de consultatie

36 Kruis aan hoe de consultatie over het ontwerp van natuurbeheerplan zal worden aangekondigd.

☐ in minstens één regionale krant

☐ via de gemeentelijke informatiekkanalen

☐ door aanplakking op een duidelijk zichtbare manier langs een of meer toegangswegen naar het terrein in kwestie

37 Waar zal het ontwerpbeheerplan tijdens de consultatieperiode ter inzage liggen?

.....

Bij te voegen documenten

38 Verzamel alle bewijsstukken en bijlagen die u voor de beantwoording van vragen 1, 9, 14, 28, 29, 30 en 34 bij dit formulier moet voegen.

39 Kruis alle bewijsstukken en bijlagen aan die u bij dit formulier voegt.

☐ de nota met het overzicht van de deelnemende eigendommen (zie vraag 1)

☐ een kaart met de situering van het terrein (zie vraag 9)

☐ de biologische waarderingskaart en de Natura 2000-habitatkaart voor het terrein (zie vraag 14)

☐ de bodemkaart voor het terrein (zie vraag 14)

- ☐ een kaart met de afbakening van het ruimere gebied, als het globale kader niet alleen wordt opgesteld voor de effectief deelnemende percelen (*zie vraag 28*)
- ☐ een plannetje met de differentiatie van de drie functies over het terrein (*zie vraag 29*)
- ☐ andere kaarten, namelijk:
- ☐ een kaart met de ruimtelijke oriëntatie van type 2, type 3 of type 4 (*zie vraag 30*)
- ☐ een motivatienota waar in u aantoont dat voldaan is aan het toetsingskader voor de Vlaamse natuurreservaten (*zie vraag 30*)
- ☐ een kaart met de indeling van het terrein in beheereenheden (*zie vraag 34*)

40 Vink hieronder aan welke verklaringen van toepassing zijn en onderteken het formulier.

- ☐ Ik verklaar dat alle gegevens in dit formulier naar waarheid zijn ingevuld.
- ☐ Ik verklaar op erewoord dat ik gevolmachtigd ben door alle deelnemende beheerders om dit natuurbeheerplan, deel 1: Verkenning, ter goedkeuring in te dienen.
- ☐ Ik verklaar dat ik voor alle deelnemende eigendommen beschik over het ondertekend akkoord van de eigenaar, de mede-eigenaars of de houders van andere zakelijke rechten op het terrein of de terreinen in kwestie, voor zover die personen niet dezelfde zijn als de beheerder. Voor verpachte percelen beschik ik tevens over een ondertekend akkoord van de pachter.
- ☐ Als ik met dit formulier een natuurbeheerplan voor een natuurreservaat (type 4) indien, verklaar ik dat ik kennis heb genomen van de vestiging van de erfdiensbaarheid tot algemeen nut, vermeld in artikel 16quater decies, §2, van het decreet van 21 oktober 1997.
- ☐ Als ik met dit formulier een natuurbeheerplan voor een natuurreservaat (type 4) indien, verbind ik me ertoe om uiterlijk dertig dagen vóór het einde van de looptijd van het natuurbeheerplan, een aanvraag tot goedkeuring van een nieuw natuurbeheerplan voor het natuurreservaat bij het Agentschap voor Natuur en Bos in te dienen.

datum

dag

maand

jaar

handtekening

voornaam

.....

achternaam

.....

.....

Aan wie bezorgt u dit formulier?

- 41** *Stuur dit formulier, samen met de nodige bijlagen, met een beveiligde zending naar de provinciale afdeling van het Agentschap voor Natuur en Bos (ANB) van de provincie waarin het terrein ligt. De contactgegevens staan hieronder.*

AVES Antwerpen

Lange Kievitstraat 111/113 bus 63, 2018 ANTWERPEN

T 03 224 62 62 – aves.ant.anb@lne.vlaanderen.be**AVES Limburg**

Koningin Astridlaan 50 bus 5, 3500 HASSELT

T 011 74 24 50 – aves.lim.anb@lne.vlaanderen.be**AVES Vlaams-Brabant**

Diestsepoort 6 bus 75, 3000 LEUVEN

T 016 66 63 00 – aves.vbr.anb@lne.vlaanderen.be**AVES Oost-Vlaanderen**

Koningin Maria Hendrikaplein 70 bus 73, 9000 GENT

T 09 276 20 00 – aves.ov.anb@lne.vlaanderen.be**AVES West-Vlaanderen**

Koning Albert I-laan 1/2 bus 74, 8200 BRUGGE (Sint-Michiels)

T 050 24 77 40 – aves.wvl.anb@lne.vlaanderen.be**Hoe gaat het nu verder met dit eerste deel: Verkenning van uw natuurbeheerplan?**

- 42** *Binnen een termijn van 30 dagen na ontvangst van dit formulier, bezorgt het ANB u met de post een ontvangstmelding met het resultaat van het volledigheidsonderzoek. Als uw natuurbeheerplan, deel 1: Verkenning, niet volledig is, wordt in de ontvangstmelding vermeld welke gegevens precies ontbreken.*
- Binnen een termijn van 60 dagen na de volledigheidsverklaring neemt het ANB een beslissing. Het ANB bezorgt zijn beslissing aan u met een beveiligde zending.*

Bijlage 3: overzicht van oud-bosplanten in Vlaanderen (uit: Cornelis et al. 2007).
Oranje: zeer sterke binding; donker geel: sterke binding; lichtgeel: matige binding met oud bos.

soort		eerste criterium			tweede criterium		
Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	presentie in oud bos binnen ecol. ruimte	presentie in niet oud bos binnen ecol. ruimte	χ^2	aantal opnamen met soort	% in oud bos	% in niet oud bos
<i>Allium ursinum</i>	Daslook	4.73	1.05	***	68	73.53	26.47
<i>Anemone nemorosa</i>	Bosanemoon	29.11	9.60	***	650	60.77	39.23
<i>Arum maculatum</i>	Gevlekte aronskelk	13.31	7.94	***	273	51.28	48.72
<i>Athyrium filix-femina</i>	Wijfjesvaren	34.93	13.87	***	784	57.78	42.22
<i>Blechnum spicant</i>	Dubbelloof	4.67	2.67	**	103	47.57	52.43
<i>Carex pilulifera</i>	Pilzegge	25.23	9.28	***	297	54.55	45.45
<i>Carex remota</i>	IJle zegge	10.63	6.83	***	280	47.86	52.14
<i>Carex sylvatica</i>	Boszegge	10.13	4.31	***	230	56.96	43.04
<i>Chrysosplenium oppositifolium</i>	Paarbladig goudveil	3.28	1.35	*	29	41.38	58.62
<i>Circaea lutetiana</i>	Groot heksenkruid	19.67	12.55	***	436	49.08	50.92
<i>Convallaria majalis</i>	Lelietje-van-dalen	12.92	2.08	***	215	77.67	22.33
<i>Deschampsia cespitosa</i>	Ruwe smele	11.94	6.33	***	330	49.09	50.91
<i>Galium odoratum</i>	Lievevrouwebedstro	0.62	0.20		8	75.00	25.00
<i>Hedera helix</i>	Klimop	26.50	18.76	***	612	46.90	53.10
<i>Holcus mollis</i>	Gladde witbol	14.00	8.10	***	311	47.27	52.73
<i>Hyacinthoides non-scripta</i>	Wilde hyacint	12.23	3.34	***	236	66.95	33.05
<i>Hypericum pulchrum</i>	Fraai hertshooi	0.59	0.00	***	7	100.00	0.00
<i>Impatiens noli-tangere</i>	Groot springzaad	0.74	0.40		15	53.33	46.67
<i>Impatiens parviflora</i>	Klein springzaad	1.01	0.24	*	10	70.00	30.00
<i>Lamium galeobdolon</i>	Gele dovenetel	29.27	12.99	***	542	58.49	41.51
<i>Lonicera periclymenum</i>	Wilde kamperfoelie	38.01	21.16	***	1114	46.68	53.32
<i>Luzula luzuloides</i>	Witte veldbies	0.85	0.00	***	9	100.00	0.00
<i>Luzula pilosa</i>	Ruige veldbies	15.70	2.68	***	247	75.71	24.29
<i>Luzula sylvatica</i>	Grote veldbies	2.07	0.12	***	31	90.32	9.68
<i>Lysimachia nemorum</i>	Boswederik	1.69	0.64	**	41	56.10	43.90
<i>Maianthemum bifolium</i>	Dalkruid	13.03	7.21	***	166	65.06	34.94
<i>Melica uniflora</i>	Eenbloemig parelgras	2.03	0.29	***	27	81.48	18.52

<i>Mercurialis perennis</i>	Bosbingelkruid	6.34	2.04	***	80	75.00	25.00
<i>Milium effusum</i>	Bosgierstgras	16.24	2.52	***	268	78.36	21.64
<i>Narcissus pseudonarcissus</i>	Wilde narcis	1.02	0.17	***	17	76.47	23.53
<i>Oxalis acetosella</i>	Witte klaverzuring	13.73	1.87	***	235	79.15	20.85
<i>Paris quadrifolia</i>	Eenbes	8.29	3.73	***	117	68.38	31.62
<i>Polygonatum multiflorum</i>	Gewone salomonszegel	35.46	18.53	***	705	54.47	45.53
<i>Potentilla sterilis</i>	Aardbeiganzerik	1.61	0.33	***	31	70.97	29.03
<i>Primula elatior</i>	Slanke sleutelbloem	15.51	11.26	***	363	46.28	53.72
<i>Pteridium aquilinum</i>	Adelaarsvaren	32.19	7.69	***	492	68.70	31.30
<i>Sanicula europaea</i>	Heelkruid	0.83	0.46		17	52.94	47.06
<i>Senecio ovatus</i>	Schaduwkruiskruid	0.59	0.16		6	66.67	33.33
<i>Stellaria holostea</i>	Grote muur	5.23	2.97	***	129	51.16	48.84
<i>Tamus communis</i>	Spekwortel	0.18	0.06		3	66.67	33.33
<i>Teucrium scorodonia</i>	Valse salie	13.90	8.28	***	316	50.00	50.00
<i>Veronica officinalis</i>	Mannetjesereprijs	0.30	0.12		7	57.14	42.86
<i>Vinca minor</i>	Kleine maagdenpalm	4.64	2.57	**	93	52.69	47.31
<i>Viola reichenbachiana/ riviniana</i>	Donker/Bleeksporig bosvi- ooltje	7.78	4.70	***	212	47.64	52.36

Bijlage 4: Relatie tussen de karteereenheden en bestaande indelingen en typologieën.

	Vandevoorde et al. (in voorbereiding)	Van Kerckvoorde & De Geest (2015)	Van Kerckvoorde (2016)	BWK-eenheid (indicatief)
G0: Graslandfase 0 - Raaigrasweiden				Hx
G1: Graslandfase 1 - Grassenmix				Hx Hp
G2: Graslandfase 2 - Dominant stadium	Soortenarm glanshavergrasland	Type 3	glanshaver groep	Hx Hp
G3: Graslandfase 3 - Gras-kruidenmix	Soortenrijk glanshavergrasland	Type 2	gestreepte witbol – smalle weegbree – scherpe boterbloem groep	Hp*
G3: Graslandfase 3 - Gras-kruidenmix – rbbkam				Hp*
G3: Graslandfase 3 - Gras-kruidenmix – rbbvos				Hp*
G3: Graslandfase 3 - Gras-kruidenmix – rbbzil				Hp*
G4: Graslandfase 4 - Bloemrijk grasland	Soortenrijk grasland			
G4a: Glanshavergrasland		Type 1	duizendblad – knoopkruid – glanshaver groep, duizendblad – knoopkruid – rood zwenkgras groep	Hu
G4a: Glanshavergrasland – 6510_hu		Type 1	duizendblad – knoopkruid – glanshaver groep, duizendblad – knoopkruid – rood zwenkgras groep	Hu*
G4b: Stroomdalgrasland – 6120				Hu
G4c: Kalkrijk kamgrasland – 6510_hu*				Hu*
G4c: Kalkrijk kamgrasland – 6510_Huk				Huk
G4d: Bloemrijk struisgrasgrasland			schapenzuring groep	Ha
G4e: Bloemrijk vochtig tot nat grasland – rbbhc				Hc Hc°
G5: Graslandfase 5 - Soortenrijk schraalgrasland				
G5a: Duingrasland – 2130				Hd
G5b: Dwerghavergrasland - 2330				Ha
G5c: Kalkgrasland – 6210_hk				Hk
G5d: Heischraal grasland – 6230_hn				Hn
G5d: Heischraal grasland – 6230_hmo				Hmo
R1: Verstoord grasland	Variabele ruigte			Ku
R2: Verruigd grasland	Verruigd	Type 4	glanshaver – grote	Hr

	glanshavergrasland		brandnetel groep	
R3: Brandnetelruigte	brandnetelruigte	Type 5	grote brandnetel groep	Hr
R4: Natte ruigten				Ku
R4: Natte ruigten – rbbhf				Hf
R4: Natte ruigten – 6430				Hr Hf
R5: Riet en rietruigte	rietvegetatie			Mr
S1: Dwergstruikvegetaties: heidesoorten				Cm Cmb Cgb
S1: Dwergstruikvegetaties: heidesoorten – 4030				Cg Cv
S2: Brem- en gaspeldoornstruwelen				Sg Sgu
S2: Brem- en gaspeldoornstruwelen – rbbsg				Sg Sgu
S3: Doornstruwelen	Bomen/struiken			Sp
S3: Doornstruwelen – rbbbsp	Bomen/struiken			Sp
S4: Bramen	Variabele ruigte		braam – zevenblad groep	Spr
S5: Vlierstruwelen	Bomen/struiken			Sz
H1: Wilgenstruweel	Bomen/struiken			Sf°
H1: Wilgenstruweel – rbbbsf	Bomen/struiken			Sf
H2: Iepenstruweel	Bomen/struiken			Khu Ru
H3: Loofhout	Bomen/struiken			
H3: Loofhout – 9110	Bomen/struiken			Fl Qs
H3: Loofhout – 9120	Bomen/struiken			Fa Fs Qa
H3: Loofhout – 9130	Bomen/struiken			Fa Fe Fm Qa Qe
H3: Loofhout – 9150	Bomen/struiken			Fk Qk
H3: Loofhout – 9160	Bomen/struiken			Qa
H3: Loofhout – 9190	Bomen/struiken			Qb
H4: Uitheems loofhout	Bomen/struiken			
H5: Naaldhout				Kb Pi Pa
H5: Naaldhout – rbbppm				Ppm Qs
E: Exoten	Ruigte van Japanse duizendknoop			

Types volgens Zwaenepoel (1998)		Voorgestelde karteereenheden
1	grote wederik - leverkruid	R4
2	pinksterbloem - speenkruid	G3
3	liesgras - rietgras	R4
4	oeverzegge - watermunt	R4
5	grote muur - rimpelmos	*
6	zevenblad - ridderzuring	R2
7	dolle kervel - ijle dravik	G2
8	kruiptje - stinkende gouwe	R1
9	harig wilgenroosje - riet	R4
10	geel nagelkruid - schaduwgras	Kruidige ondergroei van houtige vegetaties (H1-H5)
11	glad walstro - ruige weegbree	G4
12	schermhavikskruid - vlasleeuwenbek	± R1
13	kleine klaver - smalle weegbree	G3
14	scherpe boterbloem - rode klaver	G3
15	bleeksporig bosviooltje - bosanemoon	Kruidige ondergroei van houtige vegetaties (H1-H5)
16	moerasrolklaver - egelboterbloem	G3 of G4
17	gewone pastinaak - akkerwinde	R1
18	witte klaver - Engels raaigras	G1
19	veldlathyrus - gulden sleutelbloem	G4
20	gevlekte rupsklaver - klein hoefblad	R1
21	fijne kervel - gewone glanshaver	G2
22	witte honingklaver - hopklaver	R1
23	klein streepzaad - duizenblad	G3
24	wilde marjolein - vierzadige wikke	G4
25	vlasleeuwenbek - sint-janskruid	R1
26	muurpeper - zandmuur	G4
27	grote klapproos - gewone raket	R1
28	vogelmuur - herderstasje	R1
29	straatgras - grote weegbree	R1
30	tengere rus - tijmreprijs	*
31	valse salie - pluisjesmos	*
32	biezenknoppen - melkeppe	G4
33	liggend walstro - mannetjesereprijs	G4
34	gewoon biggenkruid - schapenzuring	G4
35	ruig haarmos - zilverhaver	G4
36	gewone dophei - gewoon haarmos	S1
37	liggend hertshooi - zomprus	*

* voor enkele types moet de relatie nog onderzocht worden

Bijlage 5: Inventarisatiefiche wegbermen

datum:/...../.....

waarnemer:

Naam van de weg:

Beheereenheidnummer:

richting/middenberm:

gemiddelde breedte:

standplaatskenmerken (lokaal tot voor de hele beheereenheid)

reliëf	☐ vlak	☐ zachte helling (<8%)	☐ steile helling (>8%)	☐ holle weg	
expositie	☐ zuid	☐ noord	☐ oost	☐ west	
	☐ overwegend zon	☐ overwegend schaduw			
micro-reliëf	☐ egaal	☐ bultig	☐ slenken		
waterhuishouding	☐ (overstromend)	☐ kwel	☐ nat	☐ vochtig	☐ droog
bodem	☐ zand	☐ leem	☐ klei	☐ veen	☐ stenig

Bijzondere, kleine en lineaire landschapselementen

houtige begroeiing:	☐ bomenrijen	soorten:	aantal rijen:	diameter:	☐ knotbomen
	☐ houtkant	☐ haag	☐ dreef	☐ oude/dode boom	☐ solitaire boom/struik
configuratie struwelen	☐ regelmatig	☐ willekeurig	☐ in vlekken	☐ in de rand	
grenzend aan:	☐ langsgracht	☐ beek	☐ poel	☐ moeras	
	☐ akker	☐ grasland	☐ bos	☐ ruigte	☐ ecologisch waardevol
Invasieve exoten	☐ nee	☐ <1%	☐ >1%	soorten:	
Fauna	☐ hoge potentie				
Verbindingsfunctie voor	☐ bos	☐ grasland	☐ heide	☐ ruigte	☐ andere:

Wegbermen: voorbeeld voor kartering van polygonen op orthofoto's (verkeerscomplexen)

GPS-punten	Basiskarteer-eenheid	Habitat/rbb	Soortensamenstelling (optioneel)	Opmerkingen
a	G3	rbbkam	kamgras, veldgerst, pinksterbloem, scherpe boterbloem, brunel	vegetatie laag en schraal
b	G2		gestreepte witbol, paardenbloem, pinksterbloem	lokaal bodemverstoring door machines
c	G0		Engels raaigras	
...				

wegbermen: voorbeeld voor kartering van lijn- of puntlocaties

GPS-punten		Locatie	Basiskarteer-eenheid	Habitat/rbb	Soortensamenstelling (optioneel)	Opmerkingen
begin	einde					
159	160	K	G1			
161	162	K0-2	G2		scherpe boterbloem, veldzuring, gewoon duizendblad, peen, rode klaver	
164	166	K2-6	R2-S4			
165	165	K	E		Japanse duizendknoop	
163	167	LG	R4		grote egelskop, moerasspirea, grote lisdodde	

Bijlage 6: Inventarisatiefiche dijken

datum:/...../.....

waarnemer:

Naam van de waterweg:

Beheereenheidnummer:

linkeroever/rechteroever

waterzijde/landzijde

gemiddelde breedte:

standplaatskenmerken (lokaal tot voor de hele beheereenheid)

reliëf:	☐ vlak	☐ zachte helling (<8%)	☐ steile helling (>8%)	
expositie:	☐ zuid	☐ noord	☐ oost	☐ west
	☐ overwegend zon	☐ overwegend schaduw		
micro-reliëf:	☐ egaal	☐ bulten		
waterhuishouding:	☐ vochtig	☐ droog		
bodem:	☐ zand	☐ leem	☐ klei	☐ stenig

Bijzondere, kleine en lineaire landschapselementen

houtige begroeiing:	☐ bomenrijen	soorten:	aantal rijen:	diameter:	☐ knotbomen
	☐ houtkant	☐ haag	☐ oude/dode boom	☐ solitaire boom/struik	
configuratie struwelen	☐ regelmatig	☐ willekeurig	☐ in vlekken	☐ in de rand	
grenzend aan:	☐ langsgracht landzijde	☐ poel	☐ moeras		
	☐ akker	☐ grasland	☐ bos	☐ ruigte	☐ ecologisch waardevol
Oeverdediging:	☐ damplank	☐ betonmuur	☐ steenmetselwerk	☐ schanskorven	☐ breukstenen
	☐ doorgroeitegels	☐ houten palen	☐ houten betuining	☐ natuurlijk	☐ andere:
Invasieve exoten:	☐ nee	☐ <1%	☐ >1%	soorten:	
Fauna	☐ hoge potentie				
Verbindingsfunctie voor	☐ bos	☐ grasland	☐ heide	☐ ruigte	☐ andere:

Dijken: voorbeeld voor kartering van lijn- of puntlocaties

GPS-punten		Locatie	Basiskarteer- eenheid	Habitat/rbb	Soortensamenstelling (optioneel)	Opmerkingen
begin	einde					
110	111	K	G1			
110	112	T0-2	G2		scherpe boterbloem, veldzuring, gewoon duizendblad, peen, rode klaver	
110	113	T2-4	R2-S4			
114	115	WL	B1		grote egelskop, moerasspirea, grote lisdodde	
116	117	T2-4 + WL	E		reuzenbalsemien	

Duiding voor het invullen van de inventarisatiefiche

GPS-punten

Kartering op orthofoto's van

- Polygoon: Het centrum van de gekarteerde polygoon wordt bepaald door middel van een hand-GPS (met nauwkeurigheid van 1-5m)
- Lijntraject: Het begin- en eindpunt van een traject wordt ingemeten met een hand-GPS
- Puntenlocaties: Eenzelfde begin- en eindpunt, ingemeten met een hand-GPS

Locatie op de berm of dijk

- V: veiligheidszone (1m naast weg of jaagpad)
- K: kruin (vlak deel)
- T: talud (hellend deel)
- V: voet
- WL: waterlijn (enkel relevant voor waterwegen)
- LG: langsgracht

Bij brede bermen of dijken kunnen verschillende karteereenheden voorkomen naargelang de afstand tot de weg of het jaagpad. Dit kan worden aangegeven als volgt:

- K0-2 = de kruin tussen de weg/het jaagpad en 2m afstand ervan
- K2-5 = de kruin tussen 2m afstand van de weg/het jaagpad tot 5m afstand ervan

Soortensamenstelling

Een beknopt soortenlijstje (vnl. indicatorsoorten) kan handig zijn om de keuze van het graslandtype te duiden, vooral relevant voor G2-G5.

Opmerkingen

Hier kunnen diverse veldwaarnemingen worden aangegeven, bv. omgewoelde bodem, erosie, niet-weggehaald maaisel, tuinafval, houtsnippers, pesticidengebruik, overbegrazing

Bijlage 7 : Verantwoording en visuele ondersteuning bij het gebruik van de beheermonitoringsschaal

Verantwoording

Wanneer een terrein overzichtelijk is, kan de bedekking van plantensoorten visueel het snelst ingeschat worden. Alhoewel deze inschattingen verschillen van waarnemer tot waarnemer, is de mens toch bijzonder goed in staat om snel een ruwe inschatting te maken. Wanneer een soort 20% bedekt, kan het wel zijn dat de ene waarnemer 15% inschat en een andere 30%, maar geen van beide zullen ze inschatten dat de soort pakweg meer dan 40% bedekt of minder dan 10%. De bedekkingsschalen die hiervoor ontworpen zijn, houden rekening met verschillen die we visueel goed kunnen waarnemen. Daarom is de schaal gewoonlijk meer gedetailleerd bij de lage bedekkingen dan bij de hoge bedekkingen (een verschil tussen 5% en 10% is een verdubbeling en vrij gemakkelijk in te schatten, een verschil tussen 50% en 55% is veel moeilijker waarneembaar).

De beheermonitoringsschaal hebben we zo opgesteld dat ze goed bruikbaar is in de range van oppervlaktes tussen enkele are tot enkele hectare. In regel is het zo dat kleinere oppervlaktes visueel kunnen ingeschat worden met een gedetailleerdere schaal. De beheermonitoringsschaal is voldoende ruw om bruikbaar te zijn voor grotere oppervlaktes. Het gebruik van bedekkingsklassen resulteert in snellere gegevensinzameling, is gemakkelijker aan te leren, en leidt tot grotere overeenkomst en gebruiksgemak tussen veldwerkers in vergelijking met het direct inschatten van het bedekkingspercentage (Peet et al. 1998).

In een recente review concludeert Morrison (2016) dat tussen 1/3 en 1/2 van alle visueel ingeschatte bedekkingsklassen foutief zijn, maar dat de overgrote meerderheid van deze inschattingen slechts één klasse verschilt. De meeste onderzoekers zijn het er over eens dat zulke schalen reproduceerbaar zijn tot +/- één klasse verschil (Peet et al. 1998; Morrison 2016). Bovendien is het logisch dat hoe minder onderverdelingen de bedekkingsschaal heeft, hoe kleiner het aandeel foutief ingeschatte bedekkingsklassen zal zijn. Omdat de beheermonitoringsschaal vrij weinig onderverdelingen heeft (8), kunnen we aannemen dat ongeveer in 1/3 van de inschattingen één klasse zal afwijken.

Visuele ondersteuning

Visuele ondersteuning bij het inschatten van de densiteit of bedekking van soorten of indicatoren. De figuren tonen voor de klassen zeer schaars tot en met talrijk de ondergrens en bovengrens van densiteit (in aantal teleenheden per hectare - behalve bij "talrijk" waar er geen bovengrens is op het aantal individuen per ha). Voor deze klassen geldt dat de bedekking lager is dan 5%. Voor de klassen bedekkend tot en met dominant tonen de figuren de ondergrens van de bedekking voor vier voorbeelden. De bovengrens van een klasse komt in dit geval overeen met de ondergrens van de meer bedekkende klasse.

Zeer schaars (ZS) (ondergrens en bovengrens voor één hectare)

S (aantal = 4)

S (aantal = 9)

Schaars (S) (ondergrens en bovengrens voor één hectare)

WT (aantal = 10)

WT (aantal = 49)

Weinig talrijk (WT) (ondergrens en bovengrens voor één hectare)

T (aantal = 50)

T (aantal = 200)

Talrijk (T) (ondergrens voor één hectare; de bovengrens kan een arbitrair hoog aantal zijn, zolang de bedekking lager is dan 5%)

B (bedekking = 5%)

B (bedekking = 5%)

B (bedekking = 5%)

B (bedekking = 5%)

Bedekkend (B) (ondergrens)

KB (bedekking = 25%)

KB (bedekking = 25%)

KB (bedekking = 25%)

KB (bedekking = 25%)

Kwart bedekkend (KB) (ondergrens)

HB (bedekking = 50%)

HB (bedekking = 50%)

HB (bedekking = 50%)

HB (bedekking = 50%)

Half bedekkend (HB) (ondergrens)

D (bedekking = 75%)

D (bedekking = 75%)

D (bedekking = 75%)

D (bedekking = 75%)

Dominant (D) (ondergrens)

B/2 (lokale bedekking = 5%;
afwijkende vegetatie (grijs) = 37,5%)

B/4 (lokale bedekking = 5%;
afwijkende vegetatie (grijs) = 18,75%)

B/8 (lokale bedekking = 5%;
afwijkende vegetatie (grijs) = 6,25%)

BR (bedekking in rand = 5%;
rand = 6,25%)

Toepassing in geval van lokaal afwijkende vegetatie of afwijkende vegetatie in de rand van een beheereenheid (hier als voorbeeld de klasse bedekkend)

Bijlage 8 : Beheerevaluatie

Inleiding

We maken gebruik van het werkdokument beheerevaluatie (Van Calster et al. 2015) dat uitgegroeid is tot een coherente visie op monitoring in Vlaanderen. We schetsen hier de voornaamste krachtlijnen.

Om beslissingen te onderbouwen vervult monitoring drie belangrijke basisfuncties (figuur B8.1): (1) signaleren (in kaart brengen van de situatie en (tijdig) trends detecteren), (2) controleren (feedback bij maatregelen) en (3) communicatie (inlichten van de belanghebbenden).

Figuur B8.1: De drie basisfuncties van monitoring

De eerste functie heeft als doel de situatie in kaart te brengen en eventuele evoluties tijdig te detecteren. Op basis van deze informatie kunnen beheerders de ernst van de situatie inschatten en detecteren waar het probleem zich stelt om de juiste maatregelen te nemen. Hiervoor is het van belang op een langere periode informatie in te zamelen om zo de huidige situatie beter te interpreteren.

De tweede functie stelt het schema voor als een dubbele feedback-lus om te benadrukken dat op meerdere tijdsschalen en detailgraad een opvolging nodig is. Maatregelen beogen vaak een effect op termijn zodat de resultaten niet onmiddellijk zichtbaar zijn. Daarom moeten we niet alleen goed nadenken over tussenliggende doelen, maar ook de implementatie van de maatregelen opvolgen (en de kosten hieraan verbonden) om tijdig te kunnen ingrijpen als dat niet of onvoldoende kwaliteitsvol gebeurt.

De communicatie-functie wint bij managementprocessen steeds meer aan belang. Managementkeuzes en -beslissingen worden in overleg met de sociale omgeving (directie, belanghebbenden, medewerkers, ...) genomen en zij willen inzicht in het effect van de genomen maatregelen en de hieraan verbonden onkosten (derde functie).

Bij het beheer van terreinen staat de controlerende functie meestal voorop. We willen nagaan of de genomen beheermaatregelen hun doel bereiken. Maar ook de signalerende en communicatiefunctie is van belang. Een systematische beheerevaluatie is niet alleen relevant voor het lopende beheerplan, maar laat ook toe de huidige situatie beter te interpreteren voor het volgende beheerplan en eventueel de bijstelling van de visie op lange termijn. Indirect krijgen we ook informatie over een zich wijzigende context, maatschappelijke ontwikkelingen en globale veranderingen zoals klimaatwijziging.

Iedereen is overtuigd van het belang van monitoring, maar toch blijkt het heel moeilijk om middelen hiervoor vrij te stellen en bij besparingen sneuvelt het budget voor monitoring vaak als eerste post (Caughlan & Oakley 2001). Een belangrijke reden hiervoor is dat monitoring te veel gezien wordt als een toemaatje en niet als een essentieel onderdeel van de beheermaatregelen. Een goed doordachte monitoring is op termijn kostenbesparend omdat we tijdig kunnen bijsturen en in de toekomst dezelfde fouten niet meer maken.

De rol van beheerevaluatie in adaptief beheer

Evaluëren is het maken van een diagnose die:

- nagaat of de activiteit ook daadwerkelijk het vooropgestelde effect heeft en wat eventuele oorzaken zijn.
- en/of een vroege waarschuwing (early-warning) geeft als er iets dreigt fout te lopen en wat hiervan de reden is (zonder eensluidend bewijs over de oorzaak).

Adaptief beheer kent een centrale rol toe aan beheerevaluatie, vooral in die situaties waar er onzekerheid is over de uitkomsten van de beheermaatregelen (Allen et al., 2011). Elk terrein is anders en daarom kunnen we niet altijd met zekerheid het succes van een beheeroptie op voorhand inschatten. De opvolging en evaluatie van het beheer vereisen daarom gegevens op basis van indicatoren om doelbereik na te gaan. Dit noemt men passief adaptief beheer. Er is ook een vorm van adaptief beheer waar de doelstelling van de evaluaties in de eerste plaats is om te leren of de maatregelen werken (Williams, 2011). Dit is actief adaptief beheer en vereist gegevensinzameling volgens een veldexperimenteel ontwerp. *Bij passief adaptief beheer ligt de nadruk dus meer op uitvoer van beheer en realisatie van de beheerdoelstellingen. Het leren over de effecten van de beheermaatregelen is bijkomend.* Centraal voor een adaptief beheer is een terugkoppelingslus waarbij informatie uit monitoring (of andere evaluatievormen) effectief gebruikt wordt om het beheer of de doelstellingen bij te sturen. Cruciaal in het denkkader van adaptief beheer is de link van beheeropvolging en -evaluatie met de beheerdoelstellingen en de beheermaatregelen.

Adaptief beheer impliceert dat de verschillende rapporten die in het kader van een natuurbeheerplan moeten opgemaakt worden (vooral beheerrapport en opvolgingsrapport, maar ook het visierapport) levende, dynamische documenten worden. Deze dynamiek betekent geenszins dat op eender welk moment een initieel goed doordacht beheerplan in vraag kan worden gesteld; dat zou de continuïteit van het beheer in gevaar brengen. Daarom is de terugkoppelingslus ook hiërarchisch: eerst moeten we nagaan of een bijsturing van de de beheermaatregelen de toestand kan verbeteren, pas in tweede instantie kunnen we de doelstellingen bijstellen en dat in principe pas bij het begin van een nieuwe beheerplanningscyclus. Wijzigen van een visie gebeurt in regel niet, tenzij de initiële visie er werkelijk naast zat en/of bij een verandering van (beleids)prioriteiten. Met andere woorden, tijdens de planperiode is het de bedoeling om de visie, doelstellingen en manier van beheerevaluatie constant te houden, maar op niveau van de beheermaatregelen korter op de bal te spelen door middel van gerichte bijstellingen.

De ervaring in het buitenland

Het Verenigd Koninkrijk heeft de langste geschiedenis met het concept adaptief beheer. Dit resulteerde in richtlijnen en een leidraad bij de beheerplanning (Alexander 2008; Alexander 2010). Alexander (2008) spreekt van 'adapteebaar beheer' (Engels 'Adaptable management') om het duidelijk te onderscheiden van actief adaptief beheer (de oorspronkelijke betekenis). Ook in Nederland is deze transitie naar adaptieve beheerplanning binnen het natuur- en bosbeheer al langer aan de gang. Staatsbosbeheer en natuurmonumenten hadden een systeem waarbij op regelmatige basis vegetatiekaarten aangemaakt werden en fauna-inventarisaties gebeurden. Ook actueel gaat er veel aandacht naar monitoring om te kijken of de tot doel gestelde natuurtypen wel gehaald worden (verantwoording van subsidies).

Parallel met de ontwikkeling van het concept werd ook software voor beheerplanning ontwikkeld (Alexander 2010): het Conservation Management System (CMS) met als doel gebieden en beheereenheden te beheren gebaseerd op monitoring van performantie-indicatoren. In Nederland koos een groepering van terreinbeherende verenigingen (Staatsbosbeheer, Natuurmonumenten en de 12 landschappen) na een doorlichting van hun beheerplanning en -evaluatie voor de aanpak in het Verenigd Koninkrijk. Onder hun impuls werd het CMS bovendien substantieel uitgebreid en een internationale versie ontwikkeld (CMSi; i = international). Ook bij het Agentschap Natuur en Bos zal met dit systeem in de nabij toekomst gewerkt worden.

Het geïntegreerde natuurbeheerplan

In 2013 werd in het kader van de op til staande integratie van de natuur- en boswetgeving door het Agentschap voor Natuur en Bos (ANB) een model uitgewerkt voor geïntegreerde beheerplanning voor natuur-, bos- en

parkdomeinen of het zogenaamde geïntegreerd / multifunctioneel natuurbeheer. Dit model zal zowel voor de terreinen in beheer door ANB als andere terreinbeherende overheden en verenigingen en particuliere beheerders gelden. Binnen het model voor geïntegreerde beheerplanning is beheeropvolging en -evaluatie een essentieel onderdeel om de resultaten van het beheer op te volgen en waar nodig het beheer bij te sturen. Het beheerplan zal een luik planning van de opvolging omvatten waarin duidelijk aangegeven moet worden welke kenmerken van het terrein men moet opvolgen om te zien of men in de gewenste richting evolueert en / of de beheerdoelstellingen gehaald worden. De idee is dat we door monitoring en evaluatie van doelstellingen in een opwaartse spiraal van beter en rationeler beheer komen.

Standaardisering en uniformering moet de kwaliteit en de efficiëntie van de natuurbeheerplannen verhogen en beter integreren in de besluitvorming. De nieuwe regelgeving impliceert dat bestaande beheerplannen ook zullen omgezet moeten worden naar het nieuwe systeem om van de nieuwe subsidieregeling gebruik te kunnen maken. Integratie is verder noodzakelijk met de beheerplannen voor het Europese proces rond instandhoudingsdoelstellingen (IHD). De Europese habitatrichtlijn verplicht de lidstaten tot instandhoudingsmaatregelen om habitattypes en soorten van Europees belang in een goede staat van instandhouding te brengen.

Hoe zit het geïntegreerde beheerplan nu in elkaar?

Vijf fasen

De opmaak van een beheerplanning zal vijf fasen doorlopen. De eerste vier fasen leggen het beheerplan vast. De vijfde fase omvat het monitoringsplan, maar ANB beschouwt het beheerplan en het monitoringsplan als één onlosmakelijke geheel. Het beheerplan is bedoeld als een dynamisch werkdocument met ruimte voor aanpassingen in functie van nieuwe inzichten.

1. Verkenningfase: De eerste fase is informeel. Het is een aftastende fase waarbij de eigenaar inzicht krijgt in het doel van het beheerplanproces en in de mogelijke toekomstvisie. Een belangrijk doel is vertrouwen opbouwen tussen de deelnemende partijen. Daarom worden er in deze fase geen formele procedures opgestart. De essentie is wel dat er al een eerste visie op het gebied is (het globaal kader in de terminologie van het nieuw natuurdecreet) en dat daarop een inventarisatieplan opgemaakt wordt.

2. Inventarisatiefase: De tweede fase inventariseert de elementen noodzakelijk voor de opmaak van een duurzame visie. De diepgang van de inventaris wordt reeds vastgelegd in de verkenningfase in functie van de voorlopige visie uit de verkenningfase. Dit kan ook leiden tot het bijstellen van de oorspronkelijke visie.

3. Beheerdoelstellingenfase: De beheervisie op hoofdlijnen uit de verkenningfase wordt verder verdiept aan de hand van de bekomen inventarisgegevens en verdere discussie. In deze fase wegen de betrokken partijen mogelijke alternatieve scenario's af die leiden tot de vooropgestelde doelstellingen. De globale visie uit de verkenningnota wordt verfijnd en uitgeschreven in (meetbare) doelstellingen, rekening houdend met de resultaten van de inventarisatie en verdere discussie.

De visie beschrijft het lange termijnstreefbeeld voor het domein: Welke waarden willen we in grote lijnen behouden of ontwikkelen binnen het ganse domein? Dit streefbeeld blijft in principe behouden gedurende verschillende beheerplannen. De beheerdoelstellingen vertalen deze visie naar concrete en haalbare doelen binnen de planperiode. De doelstellingen richten zich op de eigendom(men) in kwestie, in principe niet op een ruimer gebied, maar ze houden er wel rekening mee.

4. Beheermaatregelenfase: In deze stap zetten we de visie en doelstellingen om in concrete acties (= middelen) en/of in concrete resultaten. Het beschrijft verbintenissen in tijd en ruimte en naar middelen in termen van een planning van maatregelen. Deze planning wordt opgemaakt voor een periode van 24 jaar (= de periode waarover het beheerplan geldig is). Hierbij maakt het planningsvoorstel een onderscheid tussen:

- Eenmalige maatregelen: maatregelen die tijdens de duur van het beheerplan één keer worden uitgevoerd met als doel de uitgangssituatie en/of randvoorwaarden te verbeteren van een terrein. Deze ingrepen kunnen zowel nodig zijn op het abiotisch milieu (bv. plaggen of afgraven) als op het biotisch milieu (bv. éénmalige kappingen, verwijderen van exoten, introductie van soorten) (Van Uytvanck & De Blust, 2012). Hoe sterker de uitgangssituatie afwijkt van de gewenste eindsituatie, hoe groter het belang van eenmalige ingrepen.

- Terugkerende maatregelen: maatregelen die tijdens de duur van het beheerplan meerdere keren en meestal volgens een vast patroon moeten uitgevoerd worden. Bv. maaien, dunnen, vrijstellen, snoeien, Terugkerende maatregelen zijn gekoppeld aan beheereenheden en worden vaak gepland en bijgehouden via beheertabellen.

5. Opvolgingsfase: De uitvoering van het beheerplan wordt opgevolgd, geëvalueerd en waar nodig bijgestuurd. Hiertoe moeten we vooraf de opvolging van het beheerplan vastleggen. We maken een onderscheid tussen:

- Opvolging uitvoering beheermaatregelen (het basisniveau): opvolgen of de beheersmaatregelen zijn uitgevoerd (en hoe zorgvuldig), is een minimumvereiste om alle andere informatie te kunnen interpreteren. Hieronder rekenen we ook het registreren (al dan niet op ad hoc basis) van belangrijke (externe) gebeurtenissen (veranderingen van plannen, calamiteiten) die een impact hebben op het terrein. Hierbij gaat men alleen na of de maatregelen al dan niet en correct uitgevoerd zijn. Het effect van deze maatregelen op de beheerdoelen wordt hier niet opgevolgd.
- Opvolging resultaten beheermaatregelen: a.d.h.v. indicatoren nagaan of er een gunstige evolutie is conform het verwachte ontwikkelingstraject, en of het beheer de doelstellingen effectief haalt.

En tussen:

- Ad hoc evaluaties door de beheerder, om het beheer tijdig bij te sturen
- Een (in regel) tussentijdse zesjaarlijkse kwalitatieve evaluatie door ANB samen met beheerder om de voortgang van het beheerplan op te volgen en te beoordelen (voortgangsanalyse). Indien nodig worden de beheermaatregelen of eventueel de beheerdoelen bijgestuurd.
- In functie van specifieke vraagstellingen een 12- of 24-jaarlijkse kwantitatieve analyse van de ingezamelde gegevens om bijvoorbeeld de (kosten)effectiviteit van maatregelenpakketten na te gaan voor een gebied of meerdere gebieden.

Stappen voorafgaand aan beheerevaluatie

We schetsen hier hoe de flow van de opmaak van een beheerplan zal verlopen en hoe dit leidt tot het goed formuleren van beheerdoelstellingen. Hoe beter de beheerdoelstellingen zijn geformuleerd en op kaart aangebracht, hoe beter prioriteiten kunnen gesteld worden en hoe concreter de beheeropvolging en -evaluatie kan uitgewerkt worden. Het is dan ook een kwestie van efficiëntie dat de planning van het beheer en van de opvolging ervan samengaan.

Naast de formulering van beheerdoelstellingen bespreken we in dit hoofdstuk het proces dat voorafgaat aan deze fase van de beheerplanning. We baseren ons hiervoor op bijlage I van het voorontwerp van besluit van de Vlaamse Regering betreffende de natuurbeheerplannen en de erkenning van natuurreservaten (versie 17/02/2014) en vatten aan de hand van een stroomdiagram (figuur B8.2) samen welke gegevens nodig zijn in de vijf delen van een natuurbeheerplan.

Figuur B8.2: Overzicht van de eerste vier fasen bij de beheerplanning (uit: Van Calster et al. 2015). Voor deel 5 (monitoring: zie verder)

Het monitoringsluik in het geïntegreerde natuurbeheerplan

In het nieuwe concept beheermonitoring en -evaluatie is veel aandacht besteed aan de haalbaarheid ervan. De haalbaarheid wordt gegarandeerd door een slanke aanpak door volgende vier overwegingen te maken:

1. Voor welke doelstelling volstaat het om de maatregelen op te volgen en niet de resultaten?,
2. Welke overblijvende doelstellingen zijn prioritair (m.b.t. relevantie) voor beheermonitoring, zodat ook daarin geschrapt kan worden indien tijd en middelen ontoereikend zijn,
3. Waar in het terrein is het het meest relevant om resultaten op te volgen en met welke frequentie? Dit is ook afhankelijk van waar we in het beheertraject zitten en van het habitatdoel.
4. Welke zijn de eenvoudigste technieken die weinig tijd en middelen in beslag nemen om te monitoren? (vaak kwalitatieve technieken).

Het nieuwe concept stelt ook voluit het beheer en de beheerder centraal. Het is dus een bottom-up aanpak waarin de monitoring en evaluatie prioritair moet dienen om beheerrelevante vragen op te lossen (figuur B8.3)

Figuur B8.3: De plaats van beheerevaluatie in het proces van adaptief beheer en het natuurbeheerplan

Van groot belang is het concept van de beheerfasen en transecten, waarop de monitoring zich zal enten.

Beheerfasen en -transecten

In de bijlage van het besluit van de Vlaamse Regering betreffende de natuurbeheerplannen en de erkenning van natuurreservaten, wordt een onderscheid gemaakt in éénmalige maatregelen en terugkerende maatregelen en worden de gegevens opgesomd die voor elke maatregel moeten worden gegeven (plaats, tijdstip of frequentie, ...). In dit deel staan we stil bij beheertrajecten. Als planmaker is het belangrijk dat je een goed zicht hebt op de verschillende beheertrajecten die nodig zijn om een bepaalde doelstelling te bereiken en de beheervragen die zich daarbij stellen. Een beheertraject is een omschrijving van de weg die moet afgelegd worden om van de uitgangssituatie tot de gewenste eindsituatie te komen. Omwille van ruimtelijke verschillen in uitgangssituatie, zullen voor een zelfde gewenste eindsituatie (lees: doelstelling) meestal verschillende beheertrajecten nodig zijn.

Een beheertraject kan bestaan uit drie fasen: (i) een ontwikkelingsfase of inrichtingsfase, (ii) een herstelfase of overgangsfase (groei en reorganisatie) en/of (iii) een instandhoudingsfase of behoudsfase. We onderscheiden vier types van beheertrajecten (behoud, herstel, geleidelijke omvorming en directe omvorming) die een combinatie zijn van één of meerdere van deze fasen.

In de **ontwikkelingsfase of inrichtingsfase** verwachten we korte tijd na de ingreep grote verandering. De ontwikkelingsfase wordt gekenmerkt door éénmalige ontwikkelings- of inrichtingsmaatregelen en gaat gepaard met een **directe omvorming** van het ene type naar een ander, meer gewenst type. Een voorbeeld is naaldbos omvormen naar heide. Omvormingen hebben consequenties voor de ruimtebalans binnen een gebied (oppervlakte naaldbos daalt, heide stijgt).

De **herstelfase** of de **overgangsfase** is een dynamische fase waarin moet gecontroleerd worden of er vooruitgang wordt geboekt. We spreken van **herstel** indien de uitgangssituatie een gedegradeerde vorm is van de gewenste eindsituatie. In sommige gevallen is het echter niet zonneklaar of het gaat om een gedegradeerde vorm dan wel een ander type. Bovendien kunnen er bij een hersteltraject ook inrichtingsmaatregelen nodig zijn (bv. een gracht dempen om een gedegraderd dotterbloemgrasland te herstellen). Een ontwikkelingsfase wordt ook steeds gevolgd door een overgangsfase omdat na een ontwikkelingsfase slechts een immature vorm van het gewenste type gecreëerd wordt en er nog een weg moet afgelegd worden voor het type in de gewenste eindtoestand komt. Bovendien kunnen geleidelijke omvormingen (dus overgang van het ene type naar een ander type) via deze overgangsfase verlopen (bv. geleidelijke omvorming van naaldbos naar loofbos door selectieve dunningen).

Eenmaal in een goede toestand, zitten we in de **instandhoudingsfase**.

In figuur B8.4 worden de onderlinge verbanden tussen beheertrajecten en -fasen weergegeven.

Figuur B8.4: Relatie tussen beheertrajecten en beheerfasen

Beheereenheden

Een beheereenheid is een aaneengesloten ruimtelijke eenheid waar eenzelfde pakket van beheermaatregelen wordt uitgevoerd in functie van een bepaalde doelstelling. Vertaald naar streefbeelden betekent dit dat er in één beheereenheid maximaal vier naast (of door) elkaar voorkomende natuurstreefbeelden (omwille van een beheer-gerelateerd mozaïekaspect en/of milieugradiënten in het terrein) mogen zitten.

De beheereenheid is basis voor beheerevaluatie omdat uitgangssituatie, locatie, beheerdoel en beheermaatregel(en) er gekend zijn en samenvallen. Afhankelijk van het doel, de oppervlakte en het voorkomen ervan in het hele gebied zal er een set beheereenheden gekozen worden die zal geëvalueerd worden (zie verder).

Voor bermen en dijken wordt hiervan afgeweken omdat er gekozen wordt om beheereenheden aan te duiden via harde fysieke grenzen.

Naar een werkbaar en breed toepasbare evaluatiemethodiek

In het project “monitoring natuurbeheer” werd door INBO en ANB een methodiek uitgewerkt die als volgt in elkaar zit.

1. Minimale evaluatie = registreren en opvolgen van de uitgevoerde werken. Deze beheeropvolging is verplicht en wordt niet vergoed.
2. basisevaluatie = evaluatie van beheerdoelen (Europese habitats, Regionaal belangrijke biotopen, natuurstreefbeelden voor procesgestuurde natuur). Momenteel zijn deze nog niet allemaal uitgewerkt. Deze monitoring wordt gesubsidieerd. Om de zes jaar wordt een evaluatie gemaakt. In wat volgt zal op dit deel van de beheerevaluatie gefocust worden.
3. Extra monitoring = opvolging van abiotiek en fauna (leefgebieden van soorten). Dit deel moet nog verder uitgewerkt worden, maar we geven al enkel aanbevelingen. Deze extra monitoring wordt gesubsidieerd in een hogere schaal.

Afhankelijk van de beheerfase zal een bepaalde vorm van evaluatie belangrijk zijn. Bij natuurinrichting zal in de ontwikkelings- of inrichtingsfase vooral het opvolgen van de uitgevoerde maatregelen en de abiotiek van belang zijn. Later wordt dan de evaluatie van de terugkerende maatregelen belangrijker, waarbij de gewenste kenmerken (soorten, structuren) geëvalueerd worden (figuur B8.5).

Figuur B8.5: Belang van diverse indicatoren in functie van fase in het beheertraject en de gewenste kenmerken en factoren bij een beheerdoelstelling.

Beheerevaluatie van Europese habitats en Regionaal Belangrijke Biotopen

In dit deel presenteren we een veldmethodiek, waarvan de gegevens als input dienen om de zesjaarlijkse kwalitatieve evaluatie uit te voeren. De methodiek steunt op indicatoren die duiden op een gewenste toestand of een verstoring hiervan. Daarnaast zijn ook soorten die duiden op de evolutie naar een gewenste toestand vanuit welbepaalde, vaak voorkomende uitgangssituaties (trajectsoorten). Hierdoor is een monitoring aan de hand van deze veldmethodiek geschikt als basisopvolging voor relatief eenvoudige inrichtingswerken en/of beheermaatregelen. Voor meer complexe ingrepen (bv. aanpassingen in de waterhuishouding of nutriëntenbalans) kan het wenselijk zijn om een specifieke monitoring op te stellen op maat van de ingreep en de doelstelling (waarin bijvoorbeeld ook abiotische factoren opgevolgd worden).

De verzamelde gegevens moeten als input dienen voor de zesjaarlijkse beheerevaluatie, maar deze relatief lage evaluatiefrequentie laat niet toe om 'snel' problemen op te merken en het beheer bij te sturen. De veldmethodiek wordt daarom best uitgevoerd met een aangepaste frequentie waar nodig (zie Timing en Waar monitoren?), zodat de beheerder ook ad hoc kan inspelen op problemen. Bovendien is de veldmethodiek zo ontworpen dat er zo weinig mogelijk in de weg staat om de monitoring vaker uit te voeren - ten opzichte van de minimale inspanning die in dit protocol gevraagd wordt - om zo potentiële problemen sneller te kunnen detecteren.

De vereiste competenties omvatten een grondige kennis van de flora (en fauna) en haar veldkenmerken, kennis van graslandfasen (Bax & Schipper 1997), en een goed inschattingsvermogen (ervaring) van ruimtelijke kenmerken en structuren.

De bedoeling is dat zoveel mogelijk zal gebruik gemaakt worden van smartphones of tablets met een speciaal voor dit doel ontwikkelde app (maar afgedrukte veldformulieren blijven mogelijk). De veldgegevens kunnen via de app of een online invoermodule op de website ingevoerd worden. De tweede mogelijkheid spoort samen met de papieren veldformulieren, maar vraagt meer tijd en is enkel bedoeld voor waarnemers die geen smartphone ter beschikking hebben.

Indicatorendjes

De beoordeling gebeurt aan de hand van een indicatorendje, wat soorten en/of indicatoren bevat die indicatief zijn voor:

- de gewenste eindtoestand (sleutelsoorten en structuurkenmerken)
- een verstoring van de gewenste toestand: verruiging, verzuring,...
- een gunstige evolutie naar de gewenste eindtoestand (trajectsoorten)

Voor elk natuurstreefbeeld (habitattype of leefgebied van een soort of procesgestuurde natuur) is er een specifiek indicatorendje. In sommige gevallen werken we met een getrapt systeem waarbij een deel van de indicatoren slechts moet opgevolgd worden vanaf een andere indicator een bepaalde toestand signaleert. Dit is bijvoorbeeld het geval bij graslanden. In een eerste stap zal daar de indicator *graslandfase* worden ingeschat (Bax & Schippers 1997). Pas wanneer een grasland in fase 3 zit (G3 = gras-kruidenmix), zal gevraagd worden om de overige indicatoren op te volgen. Voor bossen zal gewerkt worden met een mandje dat bestaat uit structuurkenmerken.

Hoe zijn deze indicatorendjes samengesteld?

- Er is vertrokken van de indicatoren die gebruikt worden voor het bepalen van de lokale staat van instandhouding (LSVI), een instrument dat toelaat om een evaluatie te maken van een de toestand van een habitat of leefgebied van een soort. Deze indicatoren bevatten zowel soorten die duiden op een positieve toestand (sleutelsoorten en structuurkenmerken) als storingssoorten die duiden op een minder gunstige toestand. Behalve een grenswaarde voor de lokale staat te bepalen (grens tussen gunstig en ongunstig), bevat het instrument ook streefwaarden om vegetaties te evalueren in het kader van beheerdoelstellingen. (Voor de evaluatie gebruiken we deze laatste waarden.)

- Omdat deze LSVI-indicatoren een aantal moeilijk te herkennen soorten bevatten (bv. veenmossen) en niet alle soorten even relevant zijn voor beheerevaluatie, is hierin een vereenvoudiging toegepast.
- Dit indicatormandje is waar nodig aangevuld met andere indicatieve soorten, zoals habitattypische soorten en kenmerkende soorten. Dit is bijvoorbeeld gebeurd bij habitattypes waar de sleutelsoorten van de LSVI-bepaling zeer zeldzaam zijn en pas bij een zeer goed ontwikkeld doelttype verschijnen. In dit geval is er immers geen vroegtijdige aanduiding of het beheer het gewenste effect heeft.
- Ook zijn een aantal trajectsoorten toegevoegd die al in een vroeg stadium van de omvorming verschijnen en aangeven dat het terrein zeer waarschijnlijk op de gewenste manier zal evolueren. Er werd verder gebruik gemaakt van indicatorsoorten voor verdroging, verzuring en eutrofiëring (ontwikkeld door Staatsbosbeheer in Nederland, zie diverse publicaties van Aggenbach et al. (1998-2007), Jalink et al. (1995-1996) en Schipper et al. 2007).
- Tenslotte zijn op het niveau van een regio alle soorten geschrapt die niet in deze regio voorkomen; voor de regio zeldzame soorten (in minder dan 1% van de uurhokken) zijn gemarkeerd in de indicatorlijst. De beoordeling achteraf gebeurt op basis van het voorkomen van de verschillende groepen indicatoren (aantallen, bedekkingen,...) en hun indicatieve waarde.

Door het weglaten van een aantal soorten en doordat bedekkingen niet exact ingeschat worden (zie verder), zal op basis van de verzamelde gegevens geen berekening van de LSVI kunnen gebeuren (Oosterlynck et al., in voorbereiding) en zoals toegepast wordt voor de rapportage naar Europa op basis van het monitoringnetwerk. Wel kan, naar analogie met de LSVI-bepaling, een score gunstig/ongunstig of 'distance to target' berekend worden op basis van de soorten en indicatoren die in het indicatormandje opgenomen zijn. Deze kan op een gelijkaardige manier geïnterpreteerd worden als bij de bepaling van de LSVI (per criterium), maar door de andere indicatorsamenstelling kan het resultaat (de score) op zich niet vergeleken worden met het resultaat van een LSVI-bepaling.

In tabel B8.1 geven we een voorbeeld van hoe een indicatormandje opgebouwd is.

Tabel B8.1 : Voorbeeld van indicatormandje Droge heide (Habitattype 4030)

4030	SOORT		SIGNAAL				VOORKOMEN (% hokken)			BRON
	Soortnaam	Soortnaam - wetenschappelijk	waarden	verstoring signaleren	herstel signaleren (traject)	structurelement	kempen	leem	zandleem	
	Struikhei	Calluna vulgaris (L.) Hull	sleutelsoort		herstel "open vegetatie"	dwergruik	64	10.1	11.9	LSVI
	Rode dophei	Erica cinerea L.	sleutelsoort			dwergruik	2.4	0	0.7	LSVI
	Kruipbrem	Genista pilosa L.	sleutelsoort		herstel "open vegetatie"		7.1	0.1	0.4	LSVI
	Pilzegge	Carex pilulifera L.	sleutelsoort		herstel "open vegetatie"		22.8	10.7		LSVI
	Stekelbrem	Genista anglica L.	sleutelsoort		herstel "open vegetatie"		17.2	0.8	0.8	LSVI
	Borstelgras	Nardus stricta L.	sleutelsoort				16.6	0.6		LSVI
	Fijn schapengras	Festuca filiformis Pourr.	sleutelsoort				50.5	7.2		LSVI
	Grote wolfsklauw	Lycopodium clavatum L.	sleutelsoort				0.9	0.1	0.1	LSVI
	Klein warkruid	Cuscuta epithymum (L.) L.	sleutelsoort				2.2	0.2		LSVI
	Tormentil	Potentilla erecta (L.) Rauschel	sleutelsoort				46.8			LSVI
	Grijs kronkelsteeltje	Campylopus introflexus (Hedw.) Brid.		invasieve exoot			NA	7.6	12.9	LSVI
	bomen & struiken algemeen			verbossing		boom/struik	NA	NA	NA	LSVI
	Fioringras	Agrostis stolonifera L.		vergrassing	><landbouw		59.1	55.1		LSVI
	Gewoon struisgras	Agrostis capillaris L.		vergrassing	><landbouw		73.4	52.1		LSVI
	Struisgras (G)	Agrostis (G)		vergrassing	><landbouw		NA	NA	NA	LSVI
	Bochtige smele	Deschampsia flexuosa (L.) Trin.		vergrassing			72.2			LSVI
	Hoog struisgras	Agrostis gigantea Roth		vergrassing			11.1	17.6	6.1	LSVI
	Moerasstruisgras	Agrostis canina L.		vergrassing			29.7	5.2	6.5	LSVI
	Pijpenstrootje	Molinia caerulea (L.) Moench		vergrassing			76.9			LSVI
	Braam (G)	Rubus (G)		verruiging		struik	NA	9	13.8	LSVI
	Dauwbraam	Rubus caesius L.		verruiging		struik	8.3	NA	NA	LSVI
	Framboos	Rubus idaeus L.		verruiging		struik	29	32	30.6	LSVI
	Gewone braam (Rubus fruticosus groep)	Rubus fruticosus groep		verruiging		struik	44.2		17.2	LSVI
	Prachtframboos	Rubus spectabilis Pursh		verruiging		struik	0	50.6	43.9	LSVI
	Adelaarsvaren	Pteridium aquilinum (L.) Kuhn		verruiging			35.5	0	0.1	LSVI
	Blauwe bosbes	Vaccinium myrtillus L.				dwergruik	36.4	27.1	26.2	LSVI
	Gewone dophei	Erica tetralix L.				dwergruik	31.2	8.1	1.6	LSVI
	Rode bosbes	Vaccinium vitis-idaea L.				dwergruik	2.6	0.6	2.8	LSVI
	Fijn schapengras	Festuca ovina tenuifolia			><vergrassing		NA	0	0	LSVI
	Liggend walstro	Galium saxatile			><vergrassing		NA	NA	NA	Schaminée 1997
	Schapenzuring	Rumex acetosella			><vergrassing		NA	NA	NA	Schaminée 1997
	Zandstruisgras	Agrostis vinealis			><vergrassing		NA	NA	NA	Schaminée 1997
	Tandjesgras	Danthonia decumbens			><landbouw		NA	NA	NA	expertoordeel
	Mannetjesereprijs	Veronica officinalis			><landbouw		NA	NA	NA	expertoordeel
	Bleekgele droogbloem	Gnaphalium luteo-album			><landbouw		NA	NA	NA	Schaminée 1997
	Gewoon reukgras	Anthoxanthum odoratum			><landbouw		NA	NA	NA	Schaminée 1997

Het is de bedoeling dat indicatormandjes voor elk habitattype, regionaal belangrijk biotoop en leefgebied van soorten wordt ontwikkeld. Door gebruik en nieuwe inzichten, kan de inhoud van de mandjes worden bijgestuurd.

Naast soorten zullen de indicatormandjes ook kwalitatieve kenmerken bevatten zoals bv. aandeel open bodem, zichtbare kwel, inundatie, vraat- of wroetsporen van grote herbivoren, zichtbare vervuiling, vervilting, afsterven van planten, kieming van doelsoorten of storingssoorten, ...

Semi-kwantitatieve benadering

Enkel aanwezigheid of afwezigheid van een soort geeft tamelijk weinig informatie over een gebied, zeker als het de bedoeling is om een vegetatie te evalueren. Zo kan de aanwezigheid van struikheide bijvoorbeeld betekenen dat er een goed ontwikkelde heidevegetatie is met veel struikheide, afgewisseld met wat kale grond en wat typische grassen. Er kan echter ook één plantje struikheide in een grasland staan, en in dit geval kunnen we absoluut (nog) niet spreken van een goed ontwikkelde heidevegetatie. Bovendien laat het onderscheid tussen aan- en afwezig niet toe om vergelijkingen te maken tussen verschillende monitoringperiodes, tenzij soorten tussentijds verschijnen of verdwijnen. Dus enkel het onderscheid aan-/afwezig is hier niet wenselijk. Anderzijds vraagt een gedetailleerde inschatting van bedekkingen op basis van strikt afgebakende kwadranten zeer veel tijd, wat in het kader van beheerevaluatie vaak niet nodig is.

Daarom kiezen we voor een semi-kwantitatieve benadering of ruwe inschatting van densiteiten en bedekkingen op basis van de zogenaamde Tansley-schaal. Hierbij worden aantallen of bedekkingen in verschillende categorieën ingedeeld. Deze schaal werd tijdens een aantal veldbezoeken met professionele en vrijwillige medewerkers uitgetest en vlot bruikbaar bevonden.

Bedekking en/of frequentie			
	Code	Indicatieve bedekking (%)	# individuen
Zeer schaars	ZS	<<5	1-3
Schaars	S	<<5	4-9
Weinig talrijk	V	<<5	10-49
Talrijk	F	<5	>=50
Bedekkend	B	5-25	niet van belang
Kwart bedekkend	K	25-50	niet van belang
Half bedekkend	H	50-75	niet van belang
Dominant	D	75-100	niet van belang

Bijkomende indicatie over de verspreiding over het terrein (vanaf code V)	
1	in het hele terrein
2 (HP)	in de helft vh terrein (tussen 1/4de en 1/2de van de perceels- of plotoppervlakte)
4 (KP)	in een kwart vh terrein (tussen 1/8de en 1/4de van de perceels- of plotoppervlakte)
8 (AP)	in een achtste vh terrein (minder dan 1/8 van de perceels- of plotoppervlakte)
Bijkomende indicatie over de locatie: R = rand	

Omdat de woordelijke definitie onvoldoende houvast geeft voor consequent gebruik tussen verschillende gebruikers, zijn voor de verschillende categorieën concrete grenswaarden (aantallen of bedekkingen) vastgelegd die in principe gelden voor een oppervlakte van circa 1 ha. Ook is een visuele ondersteuning ontwikkeld in de vorm van puntenpatronen, die in de veldformulieren opgenomen zijn (zie bijlage 8). Hiermee kan de categorie voor elke soort – die deel uitmaakt van het indicatormandje – op het terrein bepaald worden door het puntenpatroon te kiezen dat het best overeenkomt met de waargenomen densiteit of bedekking. In principe wordt deze inschatting per vegetatielaag (mos-kruid-struik-boomlaag) gemaakt. Als een soort enkel waargenomen wordt in een (afwijkend) deel van het terrein (tot maximum de helft van de oppervlakte), wordt dit bij de inschatting aangeduid 2 (in één helft), 4 (in één vierde) of 8 (in één achtste van het terrein). Gelijkaardig wordt R (= rand) gebruikt voor soorten die enkel in de rand van het terrein voorkomen. Deze ruwe indeling in categorieën geeft in vergelijking met aanwezigheid meer informatie over het voorkomen van de soort (veel of weinig?) en laat toe om een sterke toename of afname in de tijd te detecteren.

Timing

Vegetatie-opnames dienen uitgevoerd te worden in het optimale vegetaties seizoen, wat afhankelijk is van o.a. biomassa productie, bloei van relevante soorten, (maai)beheer en toegankelijkheid. De optimale periode is verschillend voor elk vegetatietype (zie figuur 5.6) en deze periode is voor elk natuurstreefbeeld opgenomen in de planningstabel. Bij herhaalde monitoring is het aan te raden om de opname telkens rond dezelfde datum uit te voeren om de vergelijkbaarheid tussen de gegevens te vergroten.

Frequentie

De frequentie van de monitoring is afhankelijk van de ontwikkelingsfase en het habitatype (tabel B8.2).

Voor bermen en dijken zullen hoofdzakelijk de drie- en zesjaarlijkse monitoring in aanmerking komen in de overgangs/herstel- en instandhoudings/behoudsfase.

Tabel B8.2: Voorstel voor een minimale frequentie, afhankelijk van beheertraject en beheerfase

Fase:	Ontwikkelingsfase / inrichtingsfase (soms herstelfase)	Overgangsfase of herstelfase	Instandhoudingsfase of behoudsfase
Opvolging van:	Onmiddellijk effect éénmalige inrichtings-, ontwikkelings- of herstelmaatregelen	Verwachte evolutie	Doelbereik
Looptijd:	3 jaar tot	Afhankelijk van tijd nodig voor herstel / kwaliteitsverbetering	Doorlopend (indien degradatie optreedt => herstelfase)
Behoud	n.v.t.	n.v.t.	6 -jaarlijks
Herstel	jaarlijks	3- jaarlijks	6 -jaarlijks
Geleidelijke omvorming		3- jaarlijks	6 -jaarlijks
Directe omvorming	jaarlijks	3- jaarlijks	6 -jaarlijks

De hier voorgestelde frequentie voor evaluatie op het terrein wordt ingepast in de rapportagecyclus van 6 jaar. Er zijn echter steeds onzekerheden i.v.m. de looptijd van de ontwikkelings-, herstel- of overgangsfase. Na eenmalige ingrepen voor herstel of directe omvorming wordt tijdens de ontwikkelingsfase jaarlijks gemonitord tot aan de

herstel/overgangsfase. In deze fase is de fysionomie van de beheereenheid zodanig veranderd dat ze lijkt op deze van het doeltype, maar er nog niet alle kenmerken van heeft. De abiotische veranderingen, ontstaan door de eenmalige ingreep zijn gestabiliseerd. In deze fase wordt een 3-jaarlijkse monitoring voorgesteld. Door de aard van het terrein, de variatie erin door ecologische gradiënten en grootte kan er veel variatie optreden in de looptijd van de eerste twee fasen.

Waar monitoren?

De plaatsen waar de monitoring best doorgaat, is afhankelijk van de beheervragen die voor het gebied gesteld worden. Deze plaats wordt dus best bepaald door de beheerder, het beheerteam en/of de beheerplanner, in elk geval iemand die het gebied goed kent.

Voor terreinen in *herstelbeheer* is een gerichte monitoring het meest aangewezen en heeft de beheerder de vrijheid om deze monitoring toe te passen op plaatsen waar hij dit het meest zinvol vindt. Op die manier kan hij er voor kiezen om de terreinen op te volgen waar hij het minst zeker is over de ingezette maatregelen, zodat hij tijdig kan bijsturen of zelfs de doelstellingen kan herzien op basis van feitenmateriaal. Indien haalbaar kan hij terreinen kiezen met verschillende uitgangssituaties of waarop verschillende inrichtings- of beheermethodes toegepast zijn, wat een betere proefopzet is om op termijn bij te leren welke het snelste en/of het beste resultaat geven in zijn gebied.

Voor de terreinen in *instandhoudingsbeheer* worden best de terreinen geselecteerd die het meest onderhevig zijn aan externe drukken (bv. een terrein langs landbouwgebied waar mogelijk verrijking optreedt,...). Op die manier krijgt een beheerder relatief snel een signaal als de kwaliteit van het terrein achteruitgaat en kan hij zijn beheer hieraan aanpassen.

Het is met andere woorden in de eerste plaats de bedoeling om de monitoring in te zetten in functie van beheervragen en de opvolging van mogelijk negatieve invloeden op het terrein. Om na 6 jaar een globale evaluatie van het natuurstreefbeeld op gebiedsniveau te maken, wordt gevraagd om de keuze van de locaties te motiveren. Zo kunnen beter conclusies getrokken worden op basis van de resultaten en deze info (bv. als de 'slechtste' of minst gunstig gelegen terreinen gekozen zijn, kunnen we ervan uitgaan dat alle andere terreinen beter ontwikkeld zijn).

Als een beheerder vooral wil opvolgen hoe een natuurstreefbeeld in het gebied globaal evolueert, of indien er geen duidelijke factoren zijn waarmee rekening kan/moet gehouden worden bij de keuze van locaties, is het te verkiezen de monitoringlocaties zo veel mogelijk te verspreiden over het gebied. Dit betekent dat ze ruimtelijk verdeeld worden over de verschillende beheereenheden met het natuurstreefbeeld (in proportie tot de oppervlakte van het natuurstreefbeeld) en dat er voor gezorgd wordt dat de verschillende uitgangssituaties (zowel pas ingerichte of in beheer genomen terreinen als langer beheerde terreinen) en beheermethodes aan bod komen.

Van zodra eenzelfde locatie meermaals bezocht is, zijn er ook vergelijkingen mogelijk tussen periodes en kan de beheerder de evolutie in functie van de tijd bestuderen. Daarom wordt sterk aangeraden om telkens dezelfde locaties op te volgen om een goede globale evaluatie te kunnen maken op gebiedsniveau. De planningsmodule zal ook automatisch weergeven dat dezelfde locaties opnieuw bezocht moeten worden. Voor een afwijking van deze algemene regel wordt een motivatie gevraagd om te kunnen inschatten wat de invloed van het vervangen van een monitoringlocatie is op de globale beoordeling. Deze bestaat uit de motivatie van de keuze van de nieuwe locatie en een motivatie van de keuze om de andere locatie niet meer op te volgen (waarom niet die locatie?). Er zal ook de mogelijkheid gegeven worden om aan te geven in hoeverre beide locaties vergelijkbaar zijn met elkaar qua historiek, ruimtelijke ligging en beheer. Deze informatie wordt gevraagd om achteraf de resultaten van de globale evaluatie beter te kunnen interpreteren (welke invloed kan het verschil tussen beide locaties evt. hebben op de globale trend die we waarnemen?).

Omwille van de subsidies die vasthangen aan het monitoren van de natuurstreefbeelden, wordt verwacht dat voor elk gebied en natuurstreefbeeld een minimum aantal locaties van welbepaalde oppervlakte bezocht wordt in een cyclus van 6 jaar. Er wordt een onderscheid gemaakt tussen beheereenheden in ontwikkeling/herstel en beheereenheden in instandhouding, waarbij van de eerste een proportioneel groter aantal zullen opgevolgd moeten worden omdat een goede opvolging hier belangrijker is. Van deze percelen in ontwikkeling/herstel wordt ook verwacht dat ze om de 3 jaar opgevolgd worden, dus tweemaal binnen de cyclus van 6 jaar. Het minimum aantal locaties hangt af van de totale oppervlakte die van het natuurstreefbeeld aanwezig is in het gebied en wordt gecorrigeerd voor specifieke situaties waar dit aantal niet haalbaar is omwille van de grootte van de (relatief kleine) beheereenheden. Om een goede evaluatie te kunnen maken, is het voor kleine gebieden nodig om alle

beheereenheden op te volgen, voor grote gebieden waar grote oppervlakten van hetzelfde natuurstreefbeeld tot doel gesteld worden, zal een proportioneel kleiner deel van de oppervlakte opgevolgd moeten worden. Deze berekening kan automatisch gebeuren voor elk gebied en het minimum aantal locaties kan weergegeven worden in de takenlijst van de beheerder in het CMSi.

Aantal op te volgen locaties bepalen

Om met de grote variatie aan oppervlaktes van individuele habitatvlekken en aantallen habitatvlekken per natuurstreefbeeld om te gaan, vertrekken we van de totale oppervlakte tot doel gesteld in een gebied (oppervlakte dijk of berm dat voorwerp is van een bepaald beheerplan) van een natuurstreefbeeld om het aantal op te volgen locaties te bepalen. Zo'n totale oppervlakte kan dus zowel het resultaat zijn van weinig habitatvlekken met een relatief grote gemiddelde oppervlakte, of veel habitatvlekken met een relatief kleine gemiddelde oppervlakte.

Omdat bij de opmaak van een beheerplan ook zal bepaald worden in welke beheereenheden en voor welke natuurstreefbeelden er ontwikkelings- of herstelbeheer, dan wel instandhoudingsbeheer nodig is, kunnen we het aantal op te volgen locaties ook laten afhangen van deze beheerfasen – net zoals we hiertussen ook een onderscheid maken in de frequentie van opvolgen. In de ontwikkelings- of herstelfase zullen we, voor eenzelfde oppervlakte, meer opnamen uitvoeren omdat hier doorgaans de onzekerheden en veranderingen groter zijn.

Uit figuur B8.6 en figuur B8.7 kan afgeleid worden hoeveel de “maximaal” op te volgen oppervlakte is afhankelijk van de beheerfase en de oppervlakte tot doel gesteld. Dit is een eerste stap, en in regel komt dit ook overeen met het aantal op te volgen locaties, maar verderop geven we bijkomende richtlijnen om het uiteindelijke aantal op te volgen locaties en de oppervlakte van een opname te bepalen. We veronderstellen hierbij dat, als er ontwikkelings- of herstelbeheer nodig is, én de oppervlakte waarover dit gebeurt zeer groot is, we voldoende hebben aan een beoordeling van het terrein over een maximale oppervlakte van 50 ha. Voor instandhoudingsbeheer veronderstellen we 20 ha. Daarom werd een correctie gemaakt die de maximaal op te volgen oppervlakte naar beneden corrigeert (de curves zijn berekend met behulp van een eindige populatie correctiefactor, zie bv. Elzinga *et al.*, 2001). In plaats van de curves te bekijken, kan de maximaal op te volgen oppervlakte ook als volgt berekend worden (mits afronding van het resultaat naar boven):

$$n = n_{herstel} + n_{instand} = \frac{50}{1 + 50/(Np_{herstel})} + \frac{20}{1 + 20/(N(1 - p_{herstel}))}$$

Waarbij N de totale oppervlakte tot doel gesteld in hectare en $p_{herstel}$ de proportie daarvan in ontwikkelings- of herstelfase.

Figuur B8.6: Eerste stap in het bepalen van het aantal op te volgen locaties. De totale oppervlakte in herstelfase (vermiljoen) en instandhoudingsfase (appelblauwzeegroen) bepaalt voor een natuurstreefbeeld de “maximaal” op te volgen oppervlakte. De maximale waarde op de x-as komt ongeveer overeen met de maximale oppervlakte tot doel gesteld in een bepaald gebied voor een natuurstreefbeeld (afgeleid uit natuurdoelenkaart).

Figuur B8.7: zelfde als Figuur B8.6, maar ingezoomd zodat beter de waarden bij kleinere oppervlaktes kunnen afgelezen worden. De rode lijnen geven een voorbeeld: een totale oppervlakte van 20 ha in instandhouding of herstel stemt respectievelijk overeen met 10 ha of 15 ha maximaal op te volgen oppervlakte.

De totale oppervlakte wordt bepaald door het aantal beheereenheden en de gemiddelde grootte ervan. Op basis van figuur B8.8 kunnen we nu aflezen hoeveel oppervlakte maximaal opgevolgd moeten worden

Figuur B8.8: (Maximaal) op te volgen oppervlakte (aantal locaties / opnamen) in functie van het aantal beheereenheden (habitatvlekken) en de gemiddelde oppervlakte ervan. De maximale waarden langs de assen zijn bepaald op basis van alle vastgestelde combinaties in de natuurdoelenkaart voor Vlaanderen. De rode lijnen herhalen het voorbeeld van Figuur B9.2 en tonen hoe “20 ha” zowel het resultaat kan zijn van vele kleine beheereenheden als weinig grote beheereenheden.

In de meeste gevallen zal het aantal opnamen ook gelijk zijn aan de maximaal op te volgen oppervlakte in hectare (cf. figuren B8.6, B8.7 en B8.9) waarvoor een opname kan gemaakt worden en een aanbevolen oppervlakte. Voor habitatvlekken die groter zijn dan de maximum oppervlakte wordt een locatie binnen de vlek opgevolgd met oppervlakte gelijk aan de aanbevolen oppervlakte. In het uitzonderlijke geval dat in een gebied voor een natuurstreefbeeld er veel habitatvlekken een oppervlakte hebben tussen aanbevolen en maximum, kan het aantal opnames lager uitvallen doordat hun gesommeerde oppervlakte sneller de maximaal op te volgen oppervlakte bereikt. In theorie kan het aantal opnames dus tot 2 keer minder zijn dan de maximaal op te volgen oppervlakte.

In tabel B8.3 geeft de kolom "Maximum" aan tot welke oppervlakte een beheereenheid (of de zone binnen de beheereenheid waar het natuurstreefbeeld tot doel is gesteld indien het een beheereenheid betreft die om pragmatische redenen meerdere natuurstreefbeelden omvat) in zijn geheel kan opgevolgd worden (1 opname). Deze oppervlakte is afhankelijk van het natuurstreefbeeld (soortenrijkdom, structuurvariatie kunnen inschatten, ...). Indien de beheereenheid (of de habitatvlek(ken) erin) (veel) groter is, dan worden daarbinnen één of meerdere locaties gekozen met een oppervlakte die aangegeven wordt in de kolom "Aanbevolen".

Indien zich een situatie zou voordoen, waarbij, binnen dezelfde beheereenheid, meerdere opnamen (r) gemaakt moeten worden, dan mag een kleinere oppervlakte gekozen worden dan de aanbevolen oppervlakte (vermenigvuldigingsfactor $\frac{1}{\sqrt{r}}$) omdat een voldoende representatief beeld van het terrein kan bekomen worden met opnamen over een kleinere oppervlakte naarmate het aantal replicas (locaties) binnen dezelfde beheereenheid stijgt (zie voorbeeld 1 hieronder waar er maar één grote beheereenheid is).

Tabel B8.3: Overzicht per natuurstreefbeeld van oppervlakte (ha) of perimeterlengte (m). De kolom methode geeft de evaluatiemethode aan. De kolom "Maximum" geeft de maximale oppervlakte of lengte die in één keer kan beoordeeld worden (één opname). De kolom "Aanbevolen" geeft de aanbevolen oppervlakte of lengte van een locatie (indien de habitatvlek groter is dan "Maximum"). Graslandfasen 0 tot 2, opgaande houtige vegetatie en struwelen (behalve S1) worden enkel gekarteerd en niet op geëvalueerd met behulp van opnames.

Doeltype	methode	Maximum	Aanbevolen	Eenheid
G0 - Graslandfase 0 -	karteren + typeren	nvt	nvt	nvt
G1 - Graslandfase 1 -	karteren + typeren	nvt	nvt	nvt
G2 - Graslandfase 2 -	karteren + typeren	nvt	nvt	nvt
G3 - rbbvos	aangepaste Tansley	2	1.0	ha
G3 - rbbkam	aangepaste Tansley	2	1.0	ha
G3 - rbbzil	aangepaste Tansley	1	0.5	ha
G4a, G4c - 6510	aangepaste Tansley	1	0.5	ha
G4b - 6120	aangepaste Tansley	1	0.5	ha
G4d	aangepaste Tansley	1	0.5	ha
G4e - rbbhc	aangepaste Tansley	1	0.5	ha
G5a - 2130	aangepaste Tansley	1	0.5	ha
G5b - 2330	aangepaste Tansley	2	1.0	ha
G5c - 6210	aangepaste Tansley	1	0.5	ha
G5d - 6230	aangepaste Tansley	1	0.5	ha
R1	karteren + typeren	nvt	nvt	nvt
R2	karteren + typeren	nvt	nvt	nvt
R3 - 6430/rbbhf	aangepaste Tansley	1	0.5	ha
R4 - rbbmr	aangepaste Tansley	1	0.5	ha
S1 - 4030	aangepaste Tansley	2	1.0	ha
S2 - rbbsg	karteren + typeren	nvt	nvt	nvt
H1 - rbbbsp	karteren + typeren	nvt	nvt	nvt
H2 - rbbst	karteren + typeren	nvt	nvt	nvt
H3 - 9190/9110/9120/ 9150/9130/9160	karteren + typeren	nvt	nvt	nvt
H4	karteren + typeren	nvt	nvt	nvt
H5 - rbbppm	karteren + typeren	nvt	nvt	nvt

Voorbeelden hoe het aantal op te volgen locaties te verdelen over de beheereenheden:

- voorbeeld 1: er is één beheereenheid van 10 ha in herstelfase met natuurstreefbeeld 6510_hu
 - er worden negen locaties van 0.2 ha geselecteerd binnen de beheereenheid zodat ze ruimtelijk goed gespreid zijn (bv. langs transecten of een grid)
- voorbeeld 2: er zijn 20 beheereenheden van 1 ha in herstelfase met natuurstreefbeeld 6510_hu
 - Selecteer 15 beheereenheden zodat ze ruimtelijk een goede weerspiegeling zijn van de ligging van de 20 beheereenheden in het gebied. In elke beheereenheid wordt 0.5 ha opgevolgd (alternatief: elk van deze beheereenheden wordt volledig opgevolgd).
- voorbeeld 3: er zijn 10 beheereenheden, waarvan 9 met een oppervlakte van 5 ha in herstelfase en 1 met een oppervlakte van 15 ha in instandhoudingsfase en het natuurstreefbeeld is 6510_hu.
 - Er worden 24 locaties gekozen in de herstelfase en 9 locaties in de instandhoudingsfase: 3 locaties van 0.5 ha in 6 beheereenheden van 5 ha, 2 locaties van 0.5 ha in de overige 3 beheereenheden van 5 ha, 9 locaties van 0.2 ha in de beheereenheid van 15 ha.

Terreinwerk

In het beheerplan wordt vastgelegd welke beheereenheden voor welke streefbeelden opgevolgd gaan worden en wordt ook een planning opgemaakt van welke beheereenheden in welk jaar (en maand) opgevolgd zullen worden om de werklast optimaal te verdelen over het jaar en over de periode van 6 jaar. Eens deze planning opgemaakt is voor een periode van 6 jaar, kan deze de volgende periodes van 6 jaar herhaald worden.

Het kan zinvol zijn om vooraf het veldformulier te overlopen, zeker de eerste keer dat een bepaalde beheereenheid gemonitord wordt. Van soorten uit het indicatormandje waarmee men minder vertrouwd is, worden best vooraf de veldkenmerken opgezocht, zodat de monitoring vlot kan verlopen.

Als de beheereenheid groter is dan de maximum aangegeven oppervlakte voor een opname van een bepaald doel – weergegeven bovenaan in het veldformulier –, kies dan een plot met de aanbevolen oppervlakte binnen de beheereenheid om de monitoring uit te voeren. Eventueel mag bij een beheereenheid met meerdere monitoringplaatsen de op te volgen oppervlakte per plaats verkleind worden door ze te delen door de wortel van het aantal replica's dat uitgevoerd wordt binnen de beheereenheid, dus $opp_{replica} = \frac{opp_{aanbevolen}}{\sqrt{r}}$ met r het aantal replica's. Beschrijf als geheugensteun voor jezelf kort waarop je je keuze van plaats(en) in de beheereenheid gebaseerd hebt (dit is achteraf handig bij de interpretatie van de resultaten). Deze plaats wordt opgeslagen samen met de waarnemingen en wordt bij een volgend bezoek aan dezelfde beheereenheid weergegeven op het veldformulier (zodat je dan dezelfde plaats opnieuw kan monitoren).

Doorkruis de gekozen plaats binnen de beheereenheid op een systematische manier zodat elk deel 'gezien is' en duid ondertussen aan welke soorten/indicatoren van de lijst aanwezig zijn (zie ook verder). In de praktijk wordt vaak in een zigzag beweging gewandeld (figuur B8.9) waarbij ook aandacht besteed wordt aan randsituaties (indien relevant voor de beheervraag) en lokaal visueel afwijkende vegetatiesamenstelling.

Figuur B8.9: Voorbeeld hoe een terrein te doorkruisen: zigzaggen (links) of een combinatie van diagonalen en randen (rechts)

Schat dan voor elke indicator in tot welke categorie deze behoort (zie 5.5.3 – aangepaste Tansley-schaal). Maak hierbij gebruik van de visuele ondersteuning achteraan in het veldformulier (bijlage 8). Overloop aan het einde van de opname nog even de toegekende codes ter controle en pas eventueel aan na vergelijking tussen de indicatoren. Vul waar nodig ook de structuurkenmerken en andere habitatkarakteristieken aan. Vul extra opmerkingen of notities aan die achteraf zinvol kunnen zijn bij de interpretatie van de gegevens. Bedenk hierbij dat je over 6/12/18 jaar niet meer gaat weten in welke toestand je het terrein op het moment van de monitoring aangetroffen hebt. Nuttige informatie kan bijvoorbeeld zijn: een (abnormaal) hoge of lage waterstand, uitzonderlijke weersomstandigheden die de periode van het bloeiseizoen dat jaar beïnvloeden hebben (waardoor de monitoring niet vergelijkbaar is met andere jaren), datum van de laatste maaibeurt, voorkomen van bijzondere flora en fauna, ...

In beheereenheden waar de doelstelling een mozaïek van meerdere habitattypen is, wordt voor elk van de habitattypen het/een deel van de beheereenheid opgevolgd waarin dit habitatype voorkomt of in ontwikkeling is (m.a.w. binnen de habitatvlekken waar het doelhabitat voorkomt, wordt de hierboven beschreven methode toegepast). Daarnaast wordt ingeschat hoe groot de oppervlakte van het doelhabitat proportioneel is t.o.v. de beheereenheid. Hiervoor worden volgende klassen gebruikt: 0-5%, 5-25%, 25-50%, 50-75%, 75-95% en 95-100%. Een bijgevoegd notitieveld laat de beheerder toe om desgewenst een meer nauwkeurige schatting toe te voegen

(bv. om de evolutie i.f.v. de tijd op te volgen) of de absolute oppervlakte in te schatten (handig bij doelhabitats met kleine oppervlakte), of opmerkingen in verband met het mozaïek toe te voegen.

De precieze werking van de app is nog volop in ontwikkeling; hier volgen enkele krachtlijnen. Het navigeren naar een specifieke beheereenheid zal via de app vlot verlopen en er verschijnt automatisch een bijhorend indicatormandje: een lijst met soorten en andere indicatoren. Deze soorten/indicatoren kan je snel selecteren, waarbij ook de soorten die niet gezien zijn worden overlopen en vermelding “afwezig” krijgen. Bij een tweede en volgende monitoring van hetzelfde natuurstreefbeeld op dezelfde locatie zullen de lijsten ‘aanwezige indicatoren en ‘afwezige indicatoren’ overgenomen worden van de vorige monitoring om de invoer te vereenvoudigen. Hier moeten tijdens/na het doorkruisen van het terrein beide lijsten grondig nagekeken worden vooraleer de volgende stappen doorlopen worden. Zodra de lijst van aanwezige indicatoren volledig is, kan de densiteit/bedekking van elke indicator ingeschat worden door op de naam van de indicator te klikken. Standaard verschijnt een nieuw scherm met een visuele ondersteuning om de densiteit/bedekking te schatten: door verschuiving van de slider verschijnt een visuele voorstelling van de geselecteerde categorie. De gekozen categorie bevestigen kan door OK te drukken. Waarnemers die ervaring hebben met het maken van vegetatie-opnames op basis van de Tansley-schaal en dus de visuele ondersteuning niet nodig hebben, kunnen deze vervangen door een keuzelijst met de Tansley-categorieën, waardoor het invoeren vlotter gaat.

Mogelijk komen voor enkele natuurstreefbeelden daarna nog enkele meerkeuzevragen, bv. over structuurkenmerken.

Er zal in elk geval ook ruimte voorzien worden voor extra notities van de beheerder, en ook de mogelijkheid om deze notities achteraf verder uit te werken of aan te vullen op een online invoermodule (website). De app slaat de datum en locatie van de monitoring op.

Directe feedback

Na afwerken (en uploaden van de gegevens?) verschijnt een korte samenvatting en interpretatie van de ingevoerde gegevens met beheerrelevante informatie. Deze kan ook achteraf opgevraagd worden via de website. Een voorbeeld hiervan is te zien in figuur B8.10; dezelfde informatie kan ook compact in tabelvorm gegeven worden.

Figuur B8.10: Voorbeeld van directe feedback naar beheerder voor twee beheereenheden (y-as) met als natuurstreefbeeld droge heide. De verticale lijnen komen overeen met de streefwaarde per criterium voor het natuurstreefbeeld (zie LSVI-rapport voor uitgebreidere omschrijving van de criteria)

De directe feedback wordt altijd op het niveau van een beheereenheid gegeven en is bedoeld als vinger aan de pols. Het resultaat kan een signaal zijn dat tot actie (adaptief beheer) of nadenken aanzet (ev. overleg met experts of onderzoek plannen).

Zesjaarlijkse beheerevaluatie

Dit kadert in de voortgangsanalyse die ANB maakt in samenspraak met de beheerder. Om de 6 jaar worden de resultaten van de beheerevaluatie per gebied en per doel samengebracht en geanalyseerd. Het samenvatten van gegevens in grafieken, kaarten en tabellen gebeurt automatisch op basis van de gegevens die verzameld zijn in de voorbije 6 jaar (en evt. eerder). In deze samenvattende grafieken en tabellen zullen zowel geaggregeerde resultaten als de individuele resultaten per beheereenheid te zien zijn. Ook zullen eventuele notities van de waarnemer uit de monitoring overgenomen worden. Daarnaast worden ook de vooropgestelde natuurstreefbeelden uit de planning weergegeven (planningsmodule van CMSi). Bedoeling is dat deze gegevens grondig bekeken worden en dat de situatie geëvalueerd wordt aan de hand van een aantal open vragen:

- Is bijsturing van het beheer nodig?
- Zijn er factoren/drukken die de het behalen van de doelstellingen belemmeren?
- Is de doelstelling nog steeds haalbaar (of wordt deze best bijgesteld)?
- ...

Aan de hand van deze gegevens en vragen kan een dialoog aangegaan worden met ANB in het kader van de voortgangsanalyse. Omdat deze analyse best grondig gebeurt en omdat hiervoor tamelijk wat tikwerk vereist is, is gekozen om deze invulformulieren enkel als online invoermodule beschikbaar te stellen en niet als app.