Vlaanderen
is wetenschap

Evaluatie Natuurinrichting Smeetshof

Deel II: Evaluatie monitoringsstrategie en aanbevelingen voor toekomstige monitoring

Jan Van Uytvanck, Beatrijs Van der Aa, Hans Van Calster, Els Lommelen & Geert De Blust

INSTITUUT
NATUUR- EN BOSONDERZOEK

Auteurs:
Jan Van Uytvanck, Beatrijs Van der Aa, Hans Van Calster, Els Lommelen & 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:
Van Uytvanck J., Van der Aa B., Van Calster H., Lommelen E. & De Blust G. (2017). Evaluatie Natuurinrichting Smeetshof . Deel II: Evaluatie monitoringsstrategie en aanbevelingen voor toekomstige monitoring. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2017 (12). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

D/2017/3241/100
doi.org/10.21436/inbor.12525373
Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2017 (12)
ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:
Maurice Hoffmann

Druk:
Managementondersteunende Diensten van de Vlaamse overheid

Foto cover:
Konikpaarden in het Smeetshof

Dit onderzoek werd uitgevoerd in opdracht van:
De Vlaamse Landmaatschappij

© 2017, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

Evaluatie Natuurinrichting Smeetshof

Deel II: Evaluatie monitoringsstrategie en aanbevelingen voor toekomstige monitoring

Jan Van Uytvanck, Beatrijs Van der Aa, Hans Van Calster, Els Lommelen & Geert De Blust

Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2017 (12)

INSTITUUT
NATUUR- EN BOSONDERZOEK

Samenvatting

In dit rapport evalueren we de monitoringsstrategie zoals die gevolgd is van 2002 tot 2015 in het Smeetshof. In het tweede hoofdstuk worden het plan zelf en de verschillende technieken geëvalueerd. Over het algemeen wordt ervaren dat de strategie te zwaar is (zowel de techniciteit van het plan als de werklast in het veld), de technieken te weinig doelgericht zijn uitgevoerd en dat de resultaten daardoor te weinig info geven over de inrichting en het beheer. In een derde hoofdstuk wordt een nieuwe visie op beheermonitoring (incl. natuurinrichting) gepresenteerd die slanker is, breder toepasbaar en vnl. gericht is op Europese habitats en regionaal belangrijke biotopen. In een vierde hoofdstuk wordt een aanzet gegeven om aan de hand van deze nieuwe strategie verdergezette monitoring in het Smeetshof uit te voeren.

English abstract

In this report we made an evaluation of a 12 year's monitoring period in nature reserve Het Smeetshof. In the second chapter we evaluate the format of the monitoring plan and the different field techniques. In general, we experienced a too high workload for both the interpretation of the plan and the field work involved. Techniques were too less targeted causing an information gap between the results and the implemented restoration and management measures. In a third chapter we present a new vision on nature management monitoring (including restoration) that is more targeted, although broadly applicable. The focus is on the monitoring of the development and conservation of European habitat types and regionally important habitats. In the fourth chapter, we feed new monitoring in Het Smeetshof based on the newly presented vision.

Inhoudstafel

1 Inleiding ... 8

2 Monitoring Natuurinrichting in het Smeetshof doorgelicht ... 9

2.1 Het vademecum Natuurinrichting als leidraad ... 9
2.2 Het monitoringsplan voor het Smeetshof ... 9
2.3 Evaluatie van de verschillende gebruikte monitoringstechnieken in het Smeetshof ... 10
2.3.1 Monitoring vegetatie ... 10
2.3.2 Monitoring Fauna ... 16
2.3.3 Monitoring Hydrologie ... 18
2.3.4 Landschapsfoto's ... 18
2.3.5 Niet uitgevoerde monitoring ... 19
2.4 Besluit ... 19

3 Naar een nieuwe aanpak: beheerevaluatie (incl. monitoring Natuurinrichting) ... 21

3.1 Een visie op monitoring ... 21
3.1.1 Drie basisfuncties van monitoring ... 21
3.1.2 Onderscheid project- en programmamonitoring ... 22
3.1.3 Geïntegreerd en kostenbewust monitoren ... 22
3.1.4 Problemen met eerdere concepten beheerevaluatie ... 23
3.1.5 De rol van beheerevaluatie in adaptief beheer ... 23
3.1.6 De ervaring in het buitenland ... 24
3.2 Het geïntegreerde natuurbeheerplan ... 25
3.2.1 Vijf fasen ... 25
3.2.2 Stappen voorafgaand aan beheerevaluatie ... 26
3.3 Het monitoringsluik in het geïntegreerde natuurbeheerplan ... 29
3.3.1 Beheerfasen en –transecten ... 29
3.3.2 Beheereenheden ... 31
3.3.3 Van de ideale wereld naar de Vlaamse realiteit ... 31
3.4 Beheerevaluatie van Europese habitats en Regionaal Belangrijke Biotopen ... 32
3.4.1 Indicatormandjes ... 33
3.4.2 Semi-kwantitatieve benadering ... 34
3.4.3 Timing ... 35
3.4.4 Frequentie ... 36
3.4.5 Waar monitoren? ... 36
3.4.6 Terreinwerk ... 37
3.4.7 Directe feedback ... 39
3.4.8 Zesjaarlijkse beheerevaluatie ... 39

4 Toekomstige monitoring in het Smeetshof ... 40

4.1 Beheereenheden in het Smeetshof ... 40
4.1.1 Beheereenheden afbakenen ... 40
4.1.2 Keuze van de te monitoren beheereenheden ... 41
4.1.3 Bepalen van aantal en grootte van de op te volgen plots ... 42
4.1.4 Monitoringsfrequentie ... 45
4.1.5 Indicatormandjes ... 45
4.2 Fauna ... 45
4.3 Abiotiek ... 46

5 Besluit ... 48

5.1 Algemeen ... 48
5.2 Monitoringstechnieken ... 48
5.3 Monitoring anno 2017 ... 48

6 Referenties **49**

7 Bijlagen **52**

Lijst van figuren

Figuur 2.1: Vooraf afgebakende percelen voor de monitoring van hogere planten (links). Deze percelen sluiten onvoldoende aan bij specifieke beheerdoelen, -ingrepen of inrichtingsmaatregelen (rechts).....11

Figuur 2.2: Berekening van de oppervlakte van droge schraalland- en heidetyes. De hertekende kaart in T12 met de veel exactere en directe inschatting toont dat werken met de verdeelsleutel sommige types zwaar overschat, soms met factor 2 zoals bij ha-ha° en Ha. 14

Figuur 3.1 De drie basisfuncties van monitoring.....21

Figuur 3.2: Overzicht van de eerste vier fasen bij de beheerplanning (uit: Van Calster et al. 2015). Voor deel 5 (monitoring: zie verder) 27

Figuur 3.3: De plaats van beheerevaluatie in het proces van adaptief beheer en het natuurbeheerplan.....29

Figuur 3.4: Relatie tussen beheertrajecten en beheerfasen 31

Figuur 3.5: Belang van diverse indicatoren in functie van fase in het beheertraject en de gewenste kenmerken en factoren bij een beheerdoelstelling. 32

Figuur 3.6: Monitoringperiode naargelang biotoopgroep (Vriens et al. 2011). 35

Figuur 3.7: Voorbeeld hoe een terrein te doorkruisen: zigzaggen (links) of een combinatie van diagonalen en randen (rechts).....38

Figuur 3.8: Voorbeeld van directe feedback naar beheerder voor twee beheereenheden 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).....39

Figuur 4.1**:** Grove habitatdoelenkaart voor het Smeetshof 40

Figuur 4.2: afgebakende beheereenheden en hun nummer met doeltypes in habitat- en rbbtermen.....41

Figuur 4.3: Bepalen van het aantal op te volgen locaties van doeltype rbbkam, aangegeven met de groene lijnen (de rode lijnen mogen genegeerd worden).....43

Figuur 4.4: Bepalen van het aantal op te volgen locaties van doeltype 3150, aangegeven met de groene lijnen (de rode lijnen mogen genegeerd worden).....44

Figuur 4.5: op te volgen locaties (met exacte afmetingen) voor rbbkam, verspreid over de 6 beheereenheden en voor 3150, verspreid over 3 beheereenheden.....45

Figuur 4.6: Oorspronkelijk peilbuizennetwerk in het Smeetshof. Slechts een 10-tal peilbuizen konden lange termijn resultaten leveren (zie Deelrapport I, van Van der Aa et al. 2016).....47

Figuur 4.7: Nog functioneel netwerk van peilbuizen met een voorstel voor nieuw te plaatsen raaien (indicatief) en peillatten voor oppevlaktewater.....47

Lijst van tabellen

Tabel 3.1: Indicatormandje van Droge heide (Habitattype 4030) als voorbeeld 34

Tabel 3.2: Voorstel voor een minimale frequentie, afhankelijk van beheertraject en beheerfase 36

Tabel 4.1: kenmerken van op te volgen beheereenheden met habitat- en rbbdoelen 41

Tabel 4.2: Totale en gemiddelde oppervlakte van de doeltypes en het aantal beheereenheden waarin ze voorkomen 42

Tabel 4.3: Aantal locaties en hun oppervlakte op te nemen voor de verschillende doeltypes 42

Tabel 4.4: overzicht van de te evalueren beheereenheden met doelstelling rbbkam 43

1 Inleiding

In het voorliggende ontwerprapport wordt de monitoringsstrategie en –methodiek onder de loep genomen zoals die gedurende de voorbije 13 jaar is uitgevoerd in het Smeetshof. De kritische analyse ervan moet leiden tot een strategie die breed toepasbaar is (in heel Vlaanderen) in de toekomst.

De ervaring met monitoring in beheerde natuurterreinen en zeker in terreinen met natuurinrichting is in Vlaanderen beperkt. Sommige inzichten in de methodiek rijpen pas na enkele jaren praktijk of pas bij het bestuderen van de resultaten. Dit was ook hier het geval. De voorstellen die uit dit onderzoeksproject voortkomen of de conclusies die getrokken worden op basis van de gebruikte methodiek hebben geenszins de bedoeling om de mensen die aan de monitoring werkten, zowel bij het ontwerp, de uitvoering als bij de evaluatie te bekritiseren. Het is enkel door dit werk dat we kunnen proberen monitoring van natuurgebieden naar een hoger niveau te brengen. Met dit “hoger” niveau” bedoelen we vooral winst in efficiëntie, helderder resultaten en een grotere haalbaarheid om ook op langere termijn bruikbare monitoringsdata te kunnen verzamelen als basis voor adaptief natuurbeheer/inrichting.

Adaptief natuurbeheer staat voor een natuurbeheer dat op basis van beheervragen en -doelen en de hieraan gekoppelde verzameling van terreindata, continu het beheer evalueren en bijsturen (Allen et al. 2011). Dit is een fundamenteel andere benadering dan het verzamelen van data op het terrein om dan op gezette tijden een bepaalde trend in de resultaten (planten, dieren) te detecteren. Het beheerplan staat centraal bij adaptief beheer en de monitoring maakt er integraal deel van uit.

Het is vooral op dit laatste punt dat er aan de methodiek kan geschaafd worden.

2 Monitoring Natuurinrichting in het Smeetshof doorgelicht

2.1 Het vademecum Natuurinrichting als leidraad

Voor de monitoring van de natuurinrichting van het Smeetshof werd gebruik gemaakt van het vademecum "Monitoring Natuurinrichting" (Albers et al. 2001). Op basis van deze methode kunnen beheerders/inrichters een gebiedsspecifiek monitoringsplan opstellen. Dit gebeurde voor het Smeetshof door Albers et al. (2000).

Het vademecum moet een praktische handleiding zijn die beheerders zelf in staat stelt om een monitoringsplan op te stellen. Het monitoringsplan geeft duidelijk aan waar en wat er moet gemonitord worden op het terrein en welke vragen ermee kunnen beantwoord worden. Hier stelt zich een eerste fundamenteel probleem. Het vademecum monitoring natuurinrichting is ontegensprekelijk een kwaliteitsvol document, maar het is ook een zeer lijvig en technisch document, met een gelaagde structuur. Dit maakt het voor gemiddelde beheerders van het terrein niet evident om het te doorworstelen en op basis daarvan aan de slag te gaan. Het gevolg is dat het opstellen van een monitoringsplan specialistenwerk is. In het kort ziet de opbouw van het monitoringsplan er uit als volgt:

1. Specifiëren van de doelen ten aanzien van het natuurinrichtingsproject . Er wordt hierbij onderscheid gemaakt in beleidsdoelen en gebiedsdoelen (gebiedsthema's). Daarna worden de in het projectrapport voorgenomen inrichtings- en beheersmaatregelen gegroepeerd naar de diverse gebiedsthema's. Dit biedt de basis van het monitoringsplan.
2. Het gebied wordt voor elk van de gebiedsthema's ten behoeve van de monitoring gestratificeerd.
3. Er wordt een overzicht gemaakt van de gekozen monitoringsparameters met een toelichting op de gemaakte keuzes. Op te volgen parameters zijn daarbij in modules samengevoegd, waardoor nog keuzes mogelijk zijn om bepaalde aspecten van de natuurontwikkeling meer of minder nauwgezet op te volgen.
4. Het ontwerp van meetnetten wordt besproken. Hierbij komt ook aan de orde hoe tot een keuze van combinaties van meetlocaties, meetfrequenties en methoden is gekomen.
5. Nabehandeling van gegevens voortkomend uit monitoring (opslag, aggregatie en beoordeling)
6. Voorstellen ten aanzien van het toetsen van de doelen.
7. Overzicht van andere toepassingen van gegevens uit monitoring.
8. Opmaak van een planning van de uit te voeren monitoring aan de hand van voorafgaande keuzes en analyse van de kosten van de monitoring.

Op zich is er geen probleem met het specialistische (en vaak ook moeilijke) karakter van het opstellen van een monitoringsplan volgens deze methode, maar dan moet er tijdens het proces een zeer nauw overleg met de uitvoerders (in het geval van het Smeetshof is dit de VLM), de uiteindelijke beheerders (Natuurpunt) én de uitvoerders van de monitoring (Natuurpunt, INBO). In sommige gevallen kan de monitoring ook uitgevoerd worden door nog een bijkomende partij (bv. een studiebureau of onafhankelijke experten).

Dit is in het geval van het Smeetshof niet het geval geweest en het was soms ook onmogelijk om te voorzien wanneer welke partners een rol zouden vervullen. *Het is in elk geval zo dat elke (extra) partner "volledig mee" moet zijn met het hele proces van de natuurinrichting. Daarmee bedoelen we dus niet alleen het proces van het opstellen van een monitoringsplan en het monitoren, maar vooral een goede kennis van het hele proces van de inrichting, het reguliere beheer, de gebiedsuitbreidingen, de tijdstippen waarop ingrepen gebeuren, het lopende onderzoek, de vooronderzoeken, de betrokken personen, experten, verantwoordelijken.*

Gedurende het proces wordt er ook gewerkt op basis van voortschrijdend inzicht, waarbij afgeweken wordt van oorspronkelijke plannen, die in de officiële documenten genoteerd zijn, maar die achteraf niet bijgewerkt of aangevuld worden. En indien dit wel zo is, zijn deze bijgewerkte plannen niet op dezelfde plaats beschikbaar.

2.2 Het monitoringsplan voor het Smeetshof

Voor het INBO, pas laat betrokken in het monitoringsproces, was het een enorm struikelblok om wegwijs te geraken in dit kluwen hetgeen resulteerde in zeer fundamentele vragen die niet steeds opgelost raakten:

Wie heeft wat waar gedaan, en wanneer was dat?

We konden deze fundamentele zaken moeilijk achterhalen om verschillende redenen:

1. Geen betrokkenheid in het hele voorafgaande proces (zoals hierboven geschetst – dit probleem was ook niet te voorzien of te vermijden)

2. De techniciteit van het monitoringsplan van het Smeetshof is hoog. Er komt een leeswijzer aan te pas en een verklarende woordenlijst. Verschillende aspecten komen herhaaldelijk aan bod zonder duidelijkheid waarom ze herhaald worden. Opnieuw moet een potentiële beheerder/uitvoerder 106 pagina's doorworstelen.
   Hoeveel van de betrokken partners hebben dit volledig gelezen (en waren ervan doordrongen) en gebruikten het 10 jaar na datum nog om in het veld te gaan en te monitoren? Al vanaf T-1 werd voor het meest intensieve deel van de monitoring (vegetatie) afgeweken van de voorgestelde stratificatie.

3. Er is in het monitoringsplan veel te weinig een link gelegd met het bestaande beheerplan en de doelen ervan. De inrichtingsmaatregelen maken ook geen deel uit van het beheerplan hoewel ze er continu mee interfereren.
4. Kaarten ontbreken in het monitoringsplan. Dit is wellicht het meest fundamentele probleem. Elke ingreep, elke beheervorm en elk doel heeft een geografische context die essentieel is om te kunnen begrijpen waar wat moet gedaan worden en waar er moet gemonitord worden. Bij de opmaak van het monitoringsplan waren er nog veel onduidelijkheden over de inrichting die pas later werden ingevuld, waardoor die link met de kaarten ook onmogelijk was. Er kwam geen goede "as built" situatie op kaart waardoor gerichte monitoring (zeker na 12 jaar) moeilijk was.

2.3 Evaluatie van de verschillende gebruikte monitoringstechnieken in het Smeetshof

In de volgende paragrafen zullen op systematische wijze de verschillende monitoringstechnieken getoetst worden. We gebruikten de monitoringsverslagen uit T-1 (Anoniem 2002), T2 (Dupae & Stulens 2005), T5 (Dupae & Stulens 2009) en T12 (Van der Aa et al. 2016).

We behandelen telkens achtereenvolgens:
1. *Doel van de monitoring (in dit rapport vertaald naar concrete vragen)*
2. *Wat waren de oorspronkelijke technieken die voorgesteld waren in het monitoringsplan en hoe werd de monitoring daadwerkelijk uitgevoerd? Welke reden was er voor het afwijken van de oorspronkelijke techniek?*
3. *Resultaat*
   a. *Laat de techniek toe een signaal te detecteren dat beheerrelevant is?*
   b. *Zijn de resultaten bruikbaar om te vergelijken met die van vorige monitoringsrondes?*
   c. *Sterktes en zwaktes van de techniek*
4. *Werklast: hoeveel tijd was er nodig op het terrein en voor verwerking? (niet steeds bekend).*
5. *Alternatief*

2.3.1 Monitoring vegetatie

2.3.1.1 Soortensamenstelling bos en struweel

1. <u>Doel van de monitoring</u>

- controleren
- Leidt kappen van exoten en aanplant van inheemse soorten tot een vegetatie met een meer inheems karakter?

2. <u>Wat waren de oorspronkelijke technieken die voorgesteld waren in het monitoringsplan en hoe werd de monitoring daadwerkelijk uitgevoerd? Welke reden was er voor het afwijken van de oorspronkelijke techniek?</u>

Volgens plan:
Om de soortensamenstelling te bepalen wordt het aantal bomen en struiken in proefvlakken met een oppervlak van 50x 50 m geteld en gedetermineerd. De ligging van de proefvlakken dient door middel van duurzaam herkenbare markeringen te worden vastgelegd. Om het aandeel uitheemse soorten bomen en struiken te bepalen wordt het aantal bomen en struiken (groter dan 1 meter) geteld en op soortnaam gebracht. Aan de hand van een overzicht van welke soorten tot de in- en uitheemse flora van Vlaanderen behoren (o.a. Lambinon et al. 1998) kan per proefvlak het aandeel uitheemse soorten worden berekend. Daarnaast wordt het aantal op soort herkenbare zaailingen geteld en daarmee het aandeel uitheemse zaailingen bepaald.

Werkelijk uitgevoerd:
plan slechts gedeeltelijk gevolgd (PQ's) + alternatieve "perceelsinventarisaties". De analyses in T12 werden aangepast aan die alternatieve aanpak.

Er werden vier PQ's in bos gelegd; drie ervan waren in T12 onvindbaar (o.m. door moeras(bos)vorming). Tellingen van bomen en zaaiingen werd niet uitgevoerd; er werden wel opnames gedaan. Deze werden verwerkt met Associa in T2 , T5, T12. De resultaten werden in T2 en T5 vertaald naar BWK-types maar verder niet geïnterpreteerd of verwerkt. Er werden ook geen conclusies getrokken m.b.t. de exotenproblematiek.

Na de opnames in T12 werd er een meer gerichte analyse gedaan:

- vergelijking van de opnames in PQ's die in drie periodes teruggevonden werden (één in een oorspronkelijk bosplot; één in een zich ontwikkelend bos).
- we analyseerden de derde reeks opnames met Associa en interpreteerden de gegevens in termen van vegetatieverandering en mogelijke oorzaken ervan.
- door de perceelsinventarisaties (zie verder) te gebruiken. We onderzochten specifiek de evolutie in de aanwezigheid en het stadium van Amerikaanse eik, Amerikaanse vogelkers en Moeraseik in alle onderzochte percelen en de evolutie in aanwezigheid van alle houtige soorten in het hele gebied en in de bosbestanden afzonderlijk (ook de nieuwe).

3. <u>Resultaat: Laat de techniek toe een signaal te detecteren dat beheerrelevant is? Zijn de resultaten bruikbaar om te vergelijken met die van vorige monitoringsrondes? Sterktes en zwaktes van de techniek</u>

PQ's: laten toe een signaal te detecteren, maar niet als ze gebruikt worden zoals in T2 en T5. De analyse met Associa levert vage resultaten op die interessant kunnen zijn voor een fytosocioloog, maar niet voor een beheerder die in concrete beheervragen is geïnteresseerd. In het geval van bv. de exotenproblematiek kan een verandering in type na analyse met Associa niets te maken hebben met de veranderingen in aantal of aard van de exoten zelf. Onze eigen analyse met Associa én interpretatie leverde slechts zeer algemene trends op (zoals de ontwikkeling van moerasbos, uitbreiding van Pitrus, die op een veel eenvoudiger manier gedetecteerd kunnen worden. Tijdreeksen voorkomend uit opnames van PQ's worden beter in het licht van de vraag zelf bekeken, meer bepaald door opname per opname naar specifieke soorten (zoals exoten of indicatorsoorten) te kijken. Zo kon een duidelijke afname gedetecteerd worden van volwassen Amerikaanse eiken en een toename van zaailingen van dezelfde soort. Het aantal PQ's was te klein, zeker nadat de meeste onvindbaar bleken in T12.

Perceelsinventarisaties: Deze gebeurden in T2 en T5 door in vooraf afgebakende percelen gebiedsdekkend volledige soortenlijsten van hogere planten aan te leggen (figuur 2.1). Er werd geen Tansley-opname gemaakt zoals voorgesteld in het monitoringsplan. In T12 werd dit wel gedaan. Voor de vraagstelling rond houtige soorten konden op gebiedsniveau wel trends gedetecteerd worden. Hiervoor werd per houtige soort de evolutie in frequenties (aantal percelen met voorkomen) berekend en gepresenteerd. Deze aanpak zegt iets over de algemene trend in het gebied maar mis elke referentie naar doelen en beheer.

Beide technieken hebben hun verdiensten maar zijn zeer tijdrovend, te weinig gericht en sluiten veel te weinig aan bij de vragen rond inrichting en beheer. Analyse met Associa levert geen meerwaarde voor beheerders.

Figuur 2.1: Vooraf afgebakende percelen voor de monitoring van hogere planten (links). Deze percelen sluiten onvoldoende aan bij specifieke beheerdoelen, -ingrepen of inrichtingsmaatregelen (rechts).

4. <u>Werklast: hoeveel tijd was er nodig op het terrein en voor verwerking?</u>

Het maken van de perceelsinventarisaties nam 23 werkdagen in beslag.

Het opnemen van de PQ's nam 8 werkdagen in beslag, veel tijd ging verloren met zoeken naar de plots.

5. <u>Alternatief</u>

In de bossen:

het kan volstaan om een goede beheeropvolging (=registratie van de uitgevoerde maatregelen) te doen. In het beheerplan staat dat exoten zullen gekapt worden. We kijken na of dit uitgevoerd is. Met betrekking tot de zaailingen: we kijken of er zaailingen staan. Het aantal is minder relevant. Of er veel of weinig zijn, de conclusie blijft dezelfde: nazorg. Bij

snelgroeiende soorten zoals Amerikaanse vogelkers moet dan snel ingegrepen worden. Dit is dus een kwalitatieve aanpak waarbij de beheerder een aantal kenmerken in het terrein controleert en eenvoudig registreert.

Buiten de bossen:
op basis van doelstellingenkaart en beheereenheden gericht opnames maken met aangepaste Tansley-schaal (zie 3.4.2 en bijlage 1). Hierdoor wordt een goede verdeling over het terrein en/of een gerichte lokalisering van de te onderzoeken beheereenheden (in functie van specifieke beheervraag) gemaakt. In het geval van het Smeetshof zal zich dit bv. vnl. richten op de percelen met heideherstel. Dit is voorkennis die voortvloeit uit de inventarisatiefase bij de opmaak van het beheerplan (zie 3.2.1). Door gebruik te maken van de soortenmandjes worden alle exoten geregistreerd met inschatting van frequentie en bedekking en kan er afgetoetst worden aan streefwaarden (zie 3.4.1).

Dit alternatief:
- levert weinig tijdverlies op met triviale zaken. Bv.: als er exoten moeten bestreden worden kan een terreinbezoek + simpele registratie of melding even goed of sneller aanleiding zijn tot ingrijpen of bijsturen.
- levert geen tijdverlies met het markeren of zoeken van kleine plots; opnames gebeuren op niveau van beheerblok of grote plots binnen een beheereenheid, waarbij enkel het centrum met hand-GPD of smartphone wordt ingegeven. Een fout hierop van 5 meter is geen probleem als men werkt met de aangepaste Tansley-schaal.
- vermijdt moeilijke verwerking met Associa (software voor professionals)
- geeft directe feedback voor adaptief beheer

2.3.1.2 Oppervlakte en ligging doelsystemen

1. <u>Doel van de monitoring</u>

- Zijn de doelsysteem-oppervlakten aan open water en moeras toegenomen?
- Blijft het voorgestane halfopen karakter gehandhaafd?
- Hoe veranderen de vegetatiepatronen?

2. <u>Wat waren de oorspronkelijke technieken die voorgesteld waren in het monitoringsplan en hoe werd de monitoring daadwerkelijk uitgevoerd? Welke reden was er voor het afwijken van de oorspronkelijke techniek?</u>

Volgens plan:
- Met behulp van de luchtfoto, waarop de doelsystemen (globale vegetatietypen: bos, grasland, open water, etc.) in het projectgebied te herkennen zijn, worden in het veld de doelsystemen op een kaart ingetekend. Na het digitaliseren van de ingetekende kaart kunnen de oppervlakten van de doelsystemen berekend worden.
- Met behulp van een hand-GPS, kunnen in het veld grenzen van de verschillende doelsysteemtypen digitaal worden vastgelegd. Deze coördinaten kunnen ter plekke op een nauwkeurige kaart met een goed grid worden ingetekend. Voor het nauwkeurig in kaart brengen van de patronen zijn de hoekpunten belangrijk en zijn voor gebogen lijnen meer peilingen nodig dan voor rechte lijnen. Uit de opgetekende losse punten zijn vlakken te genereren, die in een digitaal kaartbestand worden opgeslagen. De nauwkeurigheid, waarmee oppervlaktes worden berekend is ± 1 ha.

Werkelijk uitgevoerd:
Voor T2 en T5: Aan de vooraf ingetekende percelen werd een BWK code of een complex van BWK-codes toegekend (= streefbeelden). De streefbeelden die in oppervlakte het grootst waren bepaalden zo het uiteindelijke doelsysteem.

T12: initieel idem als T2 en T5, maar bijkomend een volledige herkartering op basis van luchtfoto's. Door het ontstaan van complexen onder extensieve begrazing werden bijkomende categorieën (tussenvormen zoals bv. moeras met struweel, ruigte, ruigte met struweel) toegevoegd

3. <u>Resultaat: Laat de techniek toe een signaal te detecteren dat beheerrelevant is? Zijn de resultaten bruikbaar om te vergelijken met die van vorige monitoringsrondes? Sterktes en zwaktes van de techniek</u>

De techniek om met vast percelen te werken, daaraan complexen van streefbeelden toe te voegen en zo de oppervlakte van doelsystemen te berekenen is nagenoeg waardeloos. De resultaten zijn inconsistent en niet betrouwbaar. Belangrijke trends zoals toename bos en moeras werden niet gedetecteerd. Door het onrechtstreeks toekennen van de doelsystemen aan de hand van streefbeelden zijn de verschillen in waarden van opeenvolgende monitoringsrondes vooral te wijten aan ruis.

De mate van openheid werd op eenzelfde manier (met de vooraf aangeduide percelen) beoordeeld in T2 en T5, met dezelfde onbetrouwbaarheid tot gevolg. De openheid van het landschap wordt bovendien voor een groot deel bepaald door lineaire houtige elementen. Die werden in de analyse niet meegenomen. In T12 werd op basis van de rechtstreekse kartering op basis van de luchtfoto een nieuwe kaart gemaakt die niet alleen de mozaïeklandschappen kleinschaliger

intekent, maar in de analyse ook rekening houdt met halfopen landschapstypes naast de open en de gesloten types. Dit is zeker in extensief begraasde landschappen zinvol.

Voor het toetsen van de veranderingen in vegetatiepatronen werden in T2 en T5 geen data verzameld of analyses uitgevoerd. In T12 werd dit met terugwerkende kracht geprobeerd maar de resultaten zijn niet goed vergelijkbaar (reden = gebruik van vaste percelen vs. herkartering). Voor het veranderen in de vegetatiepatronen werd uit de gegevens van de kaartbestanden de lengte van de grenslijnen tussen open en gesloten doelsysteemtypen berekend. Dit getal is niet zonder meer aan een streefwaarde te koppelen, maar er wordt een toename nagestreefd. Een toename duidt op het complexer worden van de vegetatiestructuur en het meer gesloten worden van het landschap.

Een goede inschatting van de ligging van de doelsystemen, de openheid van het landschap en de veranderingen hierin vergen een goede kartering op basis van luchtfoto's (zoals initieel bedoeld in het monitoringsplan) en enkele eenvoudige GIS-analyses (oppervlakteberekeningen, berekenen van grensafstanden tussen open en gesloten types. De gebruikte technieken zijn onbetrouwbaar.

4. Werklast: hoeveel tijd was er nodig op het terrein en voor verwerking?

- Het karteren van het terrein (doelsystemen en streefbeelden), inclusief de voorbereiding met luchtfoto's en het inbrengen in het GIS is arbeidsintensief. Schatting: 10 werkdagen voor het hele gebied.
- De GIS-analyses vergen weinig werk: 1 dag, zonder rapportage

5. Alternatief

Het karteren van doelsystemen is enkel zinvol als er concrete doelen zijn op dit niveau. Voor het Smeetshof zijn moerasuitbreiding en het creëren van open water belangrijk. Voor uitbreiding van moerasvorming is karteren zinvol; er zijn immers vele vormen van moeras en het type moet dan ook beter omschreven worden (met of zonder struweel en bos). Voor de uitbreiding van open water volstaat het om op het terrein na de ingreep te gaan kijken en te registreren = opvolging van de werken.

Karteren is enkel zinvol als er grote veranderingen worden verwacht (bv. het ontstaan van mozaïeklandschappen in het westelijk deel van het Smeetshof). Dit is veel minder het geval in hooiland- of hooiweidesystemen (bv. oostelijk deel van het Smeetshof).

Het gebiedsdekkend karteren van doelsystemen en streefbeelden op T2, T5 en T10 is te intensief. Een kartering met aanduiding open, halfopen en gesloten is wel zinvol. Dit kan vanop luchtfoto, zonder terreinbezoek. Voor uitgebreide kartering volstaat een veel lagere frequentie (bv. 12 jaar voor open systemen ; 24 jaar voor bossen).

De methode met de aangepaste Tansley-schaal biedt ook inzicht in deze materie. Ze houdt ook rekening met houtige soorten als structuur- of verstorend element. Daarvoor zijn bovengrenzen bepaald die signaleren voor een bepaald percentage verbossing dat als negatief wordt beschouwd voor een doelhabitat (zie 3.4.7) of voor een maximum percentage dat is vastgelegd in de doelstellingen op gebiedsniveau. Een overschrijding van de grens kan dan leiden tot bijsturing.

2.3.1.3 Oppervlakte en ligging natuurstreefbeelden

1. Doel van de monitoring

Hebben de gewenste natuurstreefbeelden zich kunnen ontwikkelen, waar en in welke verhouding?

2. Wat waren de oorspronkelijke technieken die voorgesteld waren in het monitoringsplan en hoe werd de monitoring daadwerkelijk uitgevoerd? Welke reden was er voor het afwijken van de oorspronkelijke techniek?

Volgens plan:
Vertrekkende van de kaartvlakken met doelsystemen die zijn bepaald aan de hand van luchtfoto-interpretatie of GPS-inventarisatie. In de betreffende vlakken, waaraan doelsysteemtypen zijn toegekend, wordt globaal de soortensamenstelling bekeken. Aan de hand van een lijst van indicatorsoorten (zie boven) worden aan een vlak ook één of meer natuurstreefbeelden toegekend. Indien binnen een kaartvlak met een bepaald type doelsysteem (b.v. grasland) meerdere natuurstreefbeelden kunnen worden onderscheiden, dan wordt de begrenzing tussen natuurstreefbeelden, indien mogelijk, eveneens in kaart gebracht. Wanneer twee of meer natuurstreefbeelden sterk met elkaar verweven voorkomen wordt indien mogelijk de aanwezige combinatie van verschillende natuurstreefbeelden in een vlak op de kaart aangegeven.

Werkelijk uitgevoerd:
Zoals hierboven, maar met het grote probleem dat de kaartvlakken vooraf vastlagen (dit zijn de inventarisatiepercelen) en niet overeenkomen met de werkelijke grenzen van de doelsystemen en bijgevolg zijn ook de grenzen van de natuurstreefbeelden niet correct. Aan de inventarisatiepercelen werd dan een (combinatie van) natuurstreefbeeld(en)

gekoppeld in T2 en T5. In T12 werd de kartering van natuurstreefbeelden volledig overgedaan via luchtfoto-interpretatie en veldwerk.

3. Resultaat: Laat de techniek toe een signaal te detecteren dat beheerrelevant is? Zijn de resultaten bruikbaar om te vergelijken met die van vorige monitoringsrondes? Sterktes en zwaktes van de techniek

De evoluties van de ± 60 inventarisatiepercelen kunnen elk afzonderlijk afgelezen worden in een tijdsreeks:

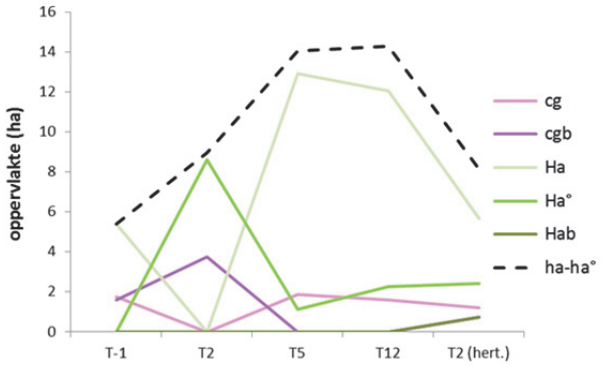
Bv. inventarisatiepercelen 56: evolutie van rietland naar wilgenbroek met moerasspirearuigte

T2	T5	T12
mr	Sf + Hf	Sf + Hf

Vaak zijn er echter combinaties waar de evolutie minder duidelijk is of eigenaardig. De koppeling met inrichting en beheer is ook onduidelijk (of afwezig) en de oppervlakteverhoudingen moeten berekend worden met een verdeelsleutel.

Vooral voor deze oppervlakteverhoudingen is de methode ongeschikt. Door gedetailleerde herkartering in T12 kwamen zeer grote fouten aan het licht (figuur 2.2, uit Van der Aa et al. 2016). Dit was onder meer het geval voor wilgenbroekbos, struweel, struisgraslanden , eutrofe waters, en nitrofiel elzenbroekbos. Ook de juiste ligging van de streefbeelden werd niet waargenomen.

De volledige herkartering nam een deel van deze onzekerheden weg, maar de data waren daardoor ook onvoldoende vergelijkbaar.



Figuur 2.2: Berekening van de oppervlakte van droge schraalland- en heidetyes. De hertekende kaart in T12 met de veel exactere en directe inschatting toont dat werken met de verdeelsleutel sommige types zwaar overschat, soms met factor 2 zoals bij ha-ha° en Ha.

4. Werklast: hoeveel tijd was er nodig op het terrein en voor verwerking?

Volledige herkartering van gebieden naar doelsystemen en streefbeelden is zeer arbeidsintensief (zie 2.3.1.2)

5. Alternatief

Karteren als monitoringstechniek is niet evident. Er zijn vaak grote interpretatieverschillen tussen verschillende karteerders bij het trekken van grenzen en het toekennen van karteereenheden. Wijzigingen in oppervlakte van streefbeelden kunnen ook aan de hand van de aangepast Tansley-schaal worden gedetecteerd, zij het op een grove wijze (eerder toename/afname). Voor een exact beeld van de oppervlaktes kan kartering wenselijk zijn, maar lijkt het beter dit met een veel lagere frequentie te doen (bv. 12 of 24 jaar) omdat dit voor veel types ook een meer relevant tijdskader is. Voor zich ontwikkelende, complexe mozaïeken is dan een hoge detailgraad nodig (hetgeen zeer arbeidsintensief is).

Kartering i.f.v. de monitoring van ontwikkelingen op gebiedsniveau is wellicht zinvoller. Een eenvoudiger manier zou zijn om te werken met grote klassen (± doelsystemen): grasland, rietland, ruigte, struweel, bos, heide a.d.h.v. luchtfoto's en terreinkennis. Hiermee kunnen beheervragen beantwoord worden die te maken hebben met openheid van het landschap, bosontwikkeling, vernatting (niet altijd), verstruweling e.d.

2.3.1.4 Soortensamenstelling vegetatie in natuurstreefbeelden

1. Doel van de monitoring

Ontwikkelt de soortensamenstelling van de streefbeelden zich in de gewenste richting?

2. Wat waren de oorspronkelijke technieken die voorgesteld waren in het monitoringsplan en hoe werd de monitoring daadwerkelijk uitgevoerd? Welke reden was er voor het afwijken van de oorspronkelijke techniek?

Volgens plan:
Combinatie van twee monitoringsmethoden: bepaling van de soortensamenstelling en soortenrijkdom in natuurstreefbeelden gebaseerd op het inventariseren van oppervlakten (kaartvlakken), waarin de natuurstreefbeelden zich manifesteren, en op een aantal PQ's. Per natuurstreefbeeld minstens één van die oppervlakten (kaartvlakken) snel en globaal vlakdekkend inventariseren volgens Tansley en per natuurstreefbeeld een aantal PQ's opnemen volgens Tansley of volgens Braun-Blanquet (arbeidsintensiever). De gekozen PQ's kunnen al dan niet voor een deel in het vlakdekkend geïnventariseerde oppervlak van dat streefbeeld liggen.

Daarnaast moet ook voor een natuurstreefbeeld, dat in een groot oppervlak aanwezig is, vastgelegd worden wat het maximaal te karteren oppervlak binnen dit natuurstreefbeeld moet zijn. Anders bestaat het gevaar, dat er alsnog een gebiedsdekkende inventarisatie uitgevoerd gaat worden, als elk aanwezig natuurstreefbeeld in een groot oppervlak in het projectgebied vertegenwoordigd is. Voorgesteld wordt om per streefbeeld gemiddeld 2 tot 5 PQ's te nemen met een voor elk vegetatietype (BWK-type) voorgesteld oppervlak (zie tabel meetnet). Een aantal van 5 PQ's per natuurstreefbeeld wordt aanbevolen, waarmee een optimale hoeveelheid informatie over de ontwikkelingen in de vegetatie verzameld kan worden.

Aanbevolen wordt om de open wateren (exclusief oevervegetaties) altijd vlakdekkend te inventariseren. Dit doelsysteem kan door het verspreid voorkomen van waterplanten toch al relatief snel geïnventariseerd worden.

Werkelijk uitgevoerd

- Vlakdekkend maken van soortenlijsten in de inventarisatiepercelen (T2 en T5); idem maar met Tansley-schaal in T12
- opnemen van 35 PQ's met Londo-schaal

3. Resultaat: Laat de techniek toe een signaal te detecteren dat beheerrelevant is? Zijn de resultaten bruikbaar om te vergelijken met die van vorige monitoringsrondes? Sterktes en zwaktes van de techniek

De gebruikte techniek laat toe om iets te zeggen over de globale soortenrijkdom en de ontwikkeling van natuurstreefbeelden op gebiedsniveau, niet op het niveau van een beheereenheid. Er kan geen koppeling gemaakt worden tussen de graad van ontwikkeling en het beheer of de inrichting.

In het monitoringsrapport van T2 werd een selectie gemaakt van soorten die behoren tot de zeldzaamheidsklassen 1 t.e.m. 5 volgens Cosyns (1992) en soorten met een hoge indicatiewaarde voor specifieke milieuomstandigheden. We hernamen deze lijst na T12 en vulden die verder aan met de data van T5 en T12 en met alle voorkomende indicatieve soorten voor de voorkomende streefbeelden. We ordenden deze lijst per streefbeeld, en per soort werden dan de perceelsnummers genoteerd waarin deze soorten werden gevonden in de verschillende periodes. Door deze combinatie krijgt men een indicatie voor de veranderingen van de globale soortenrijkdom van een bepaald streefbeeld in het volledige gebied, maar niet per beheereenheid. Deze verwerkingstechniek stond niet in het monitoringsplan maar probeerde het beste te halen uit de beschikbare data en de wijze waarop ze verzameld werden. In enkele grafieken, geordend per streefbeeld krijgt de beheerder een idee van de frequentie (aanwezigheid in aantal percelen) van indicatieve soorten in het volledige gebied In T2 en T5 werden met de soortenlijsten geen echte analyses gedaan.

De verwerking van de PQ's gebeurde in T2, T5 en T12 met Associa, waardoor elke opname een" syntaxon" krijgt toegekend. In T2 gebeurde een interpretatie door het vergelijken van de opnames, maar daarbij werden deze syntaxa niet echt gebruikt. In T5 werd enkel het syntaxon toegekend zonder verdere interpretatie. In T12 gebeurde een interpretatie van de veranderingen van syntaxa over de hele periode.

Beide gebruikte technieken (maken en verwerken van soortenlijsten van inventarisatiepercelen en het opnemen en verwerking met Associa van PQ's) zijn arbeidsintensief en leveren geen helder signaal dat beheerrelevant is. Ook in het monitoringsplan staat niet helder beschreven hoe dit beter kon. Er werd aanbevolen een relevante set opnames (Tansley en PQ) in de verschillende streefbeelden te leggen, maar de koppeling met inrichting en beheer was onvoldoende. Het werken met "kaartvlakken" werd begrepen als het afbakenen van inventarisatiepercelen. Hier werd o.i. de grootste fout gemaakt in het hele monitoringsverhaal: de koppeling "doel-ingreep/beheer", vertaald naar geografisch afgebakende en eenduidige beheereenheden die ook de eenheid zijn waarin de monitoring moet gebeuren werd vanaf het begin niet goed geconcipieerd.

4. Werklast: hoeveel tijd was er nodig op het terrein en voor verwerking?

- perceelsinventarisatie: 23 werkdagen
- PQ'S: 8 werkdagen
- verwerking: 5 dagen

5. Alternatief

Op basis van zinvolle beheereenheden aangepaste Tansley-opnames maken, waarbij enkel indicatoren (dus geen volledige soortenlijsten) worden gebruikt. Indicatoren kunnen soorten zijn (sleutelsoorten, storingssoorten, trajectsoorten), maar ook terreinkenmerken zoals open bodem, overstroming, aanwezigheid kwel, vegetatiestructuren, ….

De methodiek hiervoor is uitgewerkt in 3.4.2 en dekt o.i. 90 % van de monitoringsbehoeften die te maken hebben met de monitoring van de vegetatie i.f.v. beheer en inrichting.

2.3.2 Monitoring Fauna

2.3.2.1 Vogels

1. Doel van de monitoring

Het doel was om de soortenrijkdom en territoriumdichtheid van doelsoorten, Rode lijstsoorten en aandachtssoorten van bos, halfopen landschap en moeras op te volgen. Deze landschaptypes werden verondersteld om grote veranderingen te ondergaan door inrichting en beheer.

2. Wat waren de oorspronkelijke technieken die voorgesteld waren in het monitoringsplan en hoe werd de monitoring daadwerkelijk uitgevoerd? Welke reden was er voor het afwijken van de oorspronkelijke techniek?

Volgens plan:
Territoriumkartering volgens de methode van Hustings et al. (1989). Tijdens de bezoeken worden ook territorium-indicerende en losse waarnemingen van overige soorten genoteerd. Op basis hiervan kan een inschatting worden gemaakt van de soortenrijkdom aan broedvogels en doortrekkers.

Werkelijk uitgevoerd:
Broedvogelkarteringen in T-1, T2, T5 en T12. In T5 is de methode niet duidelijk omschreven. Naast de te karteren soorten (waarvan de lijsten niet eenduidig bleven gedurende de loop van het project) werden meestal alle soorten gekarteerd. Dit vergt weinig bijkomende inspanning omdat vooral de verplaatsing in en naar het terrein tijd kost. De losse waarnemingen werden niet systematisch bijgehouden, noch verwerkt, wel soms vermeld in de monitoringsrapporten.

3. Resultaat: Laat de techniek toe een signaal te detecteren dat beheerrelevant is? Zijn de resultaten bruikbaar om te vergelijken met die van vorige monitoringsrondes? Sterktes en zwaktes van de techniek

De data leveren een goed zicht in de ontwikkeling van de vogelgemeenschappen op het gebiedsniveau, hetgeen voor vogels een goede evaluatie-eenheid is. Voor een goede, consistente werking zouden de oorspronkelijke kaarten met karteringen en niet alleen de evaluatiekaarten met territoria of evaluatiekaarten met broedparen beschikbaar moeten zijn.

Over het algemeen zijn de resultaten goed bruikbaar om het doelbereik te evalueren (bv. de doelen en Woudaap en Roerdomp in een mesotroof moeras zijn wellicht niet haalbaar in het Smeetshof) en tevens om de landschappelijke veranderingen te begrijpen (bv. vooral vogels van halfopen ruige moerassen met struwelen doen het goed, hetgeen wijst op peilverhoging, maar ook verruiging en verbossing van het gebied).

4. Werklast: hoeveel tijd was er nodig op het terrein en voor verwerking?

- 12 werkdagen voor het terreinwerk
- 5 dagen voor de verwerking, het maken van kaarten e.d.

5. Alternatief

Broedvogelkartering met kritisch gebruik van het programma Avimap (www.avimap.be). Dit is in feite de "geautomatiseerde en geactualiseerde versie" van Hustings (1989).

2.3.2.2 Libellen

1. Doel van de monitoring

Hoe reageren de soortensamenstelling van de libellen op het uitdiepen en vergroten van stilstaande wateren (vennen en poelen), verbetering van de waterkwaliteit en oeverstructuur. Verbeteringen in de biotoopkwaliteit zouden moeten kunnen leiden tot vestiging van nieuwe en kritische soorten.

2. Wat waren de oorspronkelijke technieken die voorgesteld waren in het monitoringsplan en hoe werd de monitoring daadwerkelijk uitgevoerd? Welke reden was er voor het afwijken van de oorspronkelijke techniek?

Volgens plan:
Er werden oorspronkelijk 5 transecten aangeduid langs stilstaand water: nr. 1-2-3-4-5 en 9 transecten langs stromend water: nr. 6-7-8-9-10-11-12-13-14.

Werkelijk uitgevoerd:
De transecten werden zo goed mogelijk afgelopen (enkele verdwenen in bos en onder water; zie deel 1, Van der Aa et al. 2016).

3. Resultaat: Laat de techniek toe een signaal te detecteren dat beheerrelevant is? Zijn de resultaten bruikbaar om te vergelijken met die van vorige monitoringsrondes? Sterktes en zwaktes van de techniek

De techniek heeft elders al zijn waarde bewezen. De techniek kan duidelijk een positieve trend in soortenrijkdom aanduiden in de meeste transecten in terreinen waar inrichtingsmatregelen werden uitgevoerd; een negatieve trend werd waargenomen in verbossende terreindelen. Aanvullende inventarisatiegegevens zijn nodig omdat ook vaak buiten de transecten (niet in de omgeving van water) zeldzame libellen foerageren (zoals in het Smeetshof bv. Gevlekte glanslibel en Vroege glazenmaker) die mogelijks een populatie opbouwen in het gebied, zonder dat daar via de transecten een goed zicht op gekregen wordt.

4. Werklast: hoeveel tijd was er nodig op het terrein en voor verwerking?

- 6 werkdagen voor het terreinwerk (inclusief Vlinders)
- 2 dagen voor de verwerking, het maken van kaarten e.d.

5. Alternatief

Geen alternatief nodig indien deze inspanning kan volgehouden worden + bijkomende inventarisaties doen verzamelen. Indien niet: gerichte inventarisatierondes in het hele gebied + noteren van het biotoop , waarbij gemakkelijk vrijwilligers betrokken kunnen worden of gebruik van waarnemingen.be.

2.3.2.3 Dagvlinders

1. Doel van de monitoring

Evalueren of het creëren van een open tot halfopen landschap en gevarieerd bos met voldoende open plekken leidt tot de vestiging van de hieraan verbonden vlinders en andere bijzondere vlindersoorten zoals het Bont dikkopje (vanuit het Wijffelterbroek). Deze zou zich, nadat zich in Het Smeetshof moeras heeft ontwikkeld, kunnen vestigen.

2. Wat waren de oorspronkelijke technieken die voorgesteld waren in het monitoringsplan en hoe werd de monitoring daadwerkelijk uitgevoerd? Welke reden was er voor het afwijken van de oorspronkelijke techniek?

Volgens plan:
4 transecten van 500 meter in open plekken of bospaden in loofbos, begraasd grasland, hooiland en moeras

Werkelijk uitgevoerd:
4 transecten van 500 meter in moerasbos, heide en bosmozaïek (Kreielerbos), hooiland (deels geplagd) en moeras

3. Resultaat: Laat de techniek toe een signaal te detecteren dat beheerrelevant is? Zijn de resultaten bruikbaar om te vergelijken met die van vorige monitoringsrondes? Sterktes en zwaktes van de techniek

De techniek heeft elders al zijn waarde bewezen. Voor een gebied zoals het Smeetshof, waar weinig bijzondere soorten voorkomen, is het lopen van transecten wel vrij arbeidsintensief. De omgevingsfactoren waarvoor vlinders goede indicatoren zijn (landschappelijke kenmerken) kunnen ook op een meer directe manier worden geëvalueerd. Wellicht levert het gebruik van goede inventarisatiegegevens (met aantal, datum en locatie zoals bv. in waarnemingen.be mogelijk is) even goede informatie op die gebruikt kan worden bij het beheer. Dit geldt zeker voor de bosvlinders waar naar gericht moet gezocht worden.

4. Werklast: hoeveel tijd was er nodig op het terrein en voor verwerking?

- 6 werkdagen voor het terreinwerk (inclusief Libellen)
- 2 dagen voor de verwerking, het maken van kaarten e.d.

5. Alternatief

Geen alternatief nodig indien deze inspanning kan volgehouden worden. Indien niet: gerichte inventarisatierondes in het hele gebied + noteren van het biotoop, waarbij gemakkelijk vrijwilligers betrokken kunnen worden of gebruik van waarnemingen.be.

2.3.3 Monitoring Hydrologie

1. Doel van de monitoring

- Het meetnet grond- en oppervlaktewaterpeilen heeft tot doel de effectiviteit te bepalen van maatregelen die vernatting en herstel van het kwelmilieu tot doel hadden, m.a.w. een absolute verhoging van de grond- en oppervlaktewaterstand.
- Monitoren van grond- en oppervlaktewaterkwaliteit in dezelfde zones.

2. Wat waren de oorspronkelijke technieken die voorgesteld waren in het monitoringsplan en hoe werd de monitoring daadwerkelijk uitgevoerd? Welke reden was er voor het afwijken van de oorspronkelijke techniek?

Volgens plan:
Opvolgen van grondwaterschommelingen en -kwaliteit in 10 peilbuizen; opvolgen van oppervlaktewaterpeilen met 10 peillatten en oppervlaktewaterkwaliteit op dezelfde locaties.

Werkelijk uitgevoerd:

- Opvolgen van grondwaterschommelingen in 10 peilbuizen; oppervlaktewatergegevens via stuwhoogtes.
- Waterkwaliteit werd geanalyseerd door bijkomend onderzoek.

3. Resultaat: Laat de techniek toe een signaal te detecteren dat beheerrelevant is? Zijn de resultaten bruikbaar om te vergelijken met die van vorige monitoringsrondes? Sterktes en zwaktes van de techniek

- grondwaterpeil: het minimum van 10 peilbuizen met voldoende lange tijdsreeks werd gehaald; dit wat voor het gebied een absoluut minimum (verschillende peilbuizen gingen verloren gedurende de monitoringsperiode). De metingen leveren zeer waardevolle data op en tonen aan dat er een groot probleem was met de gerealiseerde grondwaterstand, waardoor het duidelijk werd dat verschillende moerasdoeltypes niet konden gehaald worden.
- oppervlaktewater: te weinig data; verhoogde peilen gaven wel problemen op met aanpalende landgebruikers waardoor de stuwen in bepaalde periodes verlaagd moeten worden. Bijkomend onderzoek van het INBO was nodig om de werking van het overstromings- en doorstroommoeras te evalueren. De aanleiding hiervoor kwam niet direct voort uit monitoringsgegevens, maar eerder uit waarnemingen in het veld. Dit neemt niet weg dat peillatten opvolgen zeer waardevol kan zijn om de voorspelde waterafvoer (die niet bleek te kloppen) te evalueren.
- grondwaterkwaliteit: Realistischer om dit door gericht onderzoek te laten verlopen dan door monitoring, zoals nu gebeurd is in 2006. De metingen leveren zeer waardevolle data op en tonen aan dat er een groot probleem was met de gerealiseerde grondwaterstand, waardoor het duidelijk werd dat verschillende moerasdoeltypes niet konden gehaald worden.

4. Werklast: hoeveel tijd was er nodig op het terrein en voor verwerking?

- geen gegevens over dataverzameling
- verwerking peilbuisgegevens: 2 dagen
- Bijkomend onderzoek INBO: geen data

5. Alternatief

Geen fundamentele opmerkingen; uitzetten van peilbuisnetwerk in samenspraak met INBO-hydrologen. Financiering voorzien voor gericht hydrologisch onderzoek, ook na de uitvoering.

2.3.4 Landschapsfoto's

1. Doel van de monitoring

Snel landschappelijke veranderingen detecteren waardoor gericht beheer kan uitgevoerd worden tegen ongewenste verruiging, verbossing, verdroging…

2. Wat waren de oorspronkelijke technieken die voorgesteld waren in het monitoringsplan en hoe werd de monitoring daadwerkelijk uitgevoerd? Welke reden was er voor het afwijken van de oorspronkelijke techniek?

Volgens plan:
Deze techniek stond niet in het monitoringsplan

Werkelijk uitgevoerd:
Fotorondes in T-1, T2, T5 en T12

3. Resultaat: Laat de techniek toe een signaal te detecteren dat beheerrelevant is? Zijn de resultaten bruikbaar om te vergelijken met die van vorige monitoringsrondes? Sterktes en zwaktes van de techniek

De fotorondes geven over het algemeen een goed signaal. We konden scoren op verruiging, verstruweling en verbossing. Bloemenrijkdom en vernatting/verdroging konden niet voldoende gedetecteerd worden. In principe kan er dus snel een signaal naar de beheerder komen, maar dat is in het Smeetshof niet opgepikt. Een van de oorzaken is wellicht het ontbreken van een aangepaste fotodatabank. In T12 werd de oefening opnieuw gedaan en werden de resultaten verwerkt.

Onze bevindingen zijn:
- fotolocaties: onvoldoende gedocumenteerd, vooral de richting
- opzoeken van voorgaande foto's om tijdsreeksen te maken: door slechte opslag zeer moeilijk en tijdrovend
- aantal: teveel locaties (overshoot, vaak dezelfde informatie)

4. Werklast: hoeveel tijd was er nodig op het terrein en voor verwerking?

- foto's maken: 6 werkdagen, incl. voorbereiding en zoeken naar locaties
- foto's ordenen/verwerken: 3 werkdagen
- analyseren: kan vrij snel gaan indien criteria goed voorbereid zijn (waren niet vooraf opgesteld; dus ook geen specifieke vraagstelling): 1 dag.

5. Alternatief

De techniek op zich is waardevol, maar de keuze van de locaties moet gerichter en de beschrijving ervan moet nauwkeuriger. Foto's worden best genomen op plaatsten waar veranderingen in landschap worden verwacht (bv. moeras, extensief begraasde terreinen), eerder dan op plaatsen waar een meer deterministisch beheer (zoals bv. hooilandbeheer of intensieve begrazing) wordt gevoerd. Markeringen in het terrein zouden waardevol zijn (paaltjes).

2.3.5 Niet uitgevoerde monitoring

Een aantal monitoringsitems werden niet uitgevoerd, vooral wegens een te hoge werklast.

2.3.5.1 Stuurparameters

Een groot aantal stuurparameters. Deze data werden misschien wel geregistreerd in beheerplanningsdocumenten, maar werden niet als monitoringsdata behandeld. Het gaat o.m. over:

oppervlakte te kappen/dunnen bos (ha), oppervlakte waar spontane ontwikkeling van bos plaatsvindt (ha), oppervlakte begraasd (ha), begrazingsintensiteit (aantal grazers/ ha), oppervlakte gemaaid (ha) , maairegime (aantal maaibeurten/jaar),

aantal veedrinkputten (-), lengte te ontwikkelen kleine landschapselementen (km), lengte verwijderde/buiten werking gestelde drains (m), lengte gedempte/afgedamde grachten (m), hoogte stuw(en) (m+TAW), lengte verondiepte waterlopen (m), gemiddelde bedding verhoging waterlopen (m)/(m+TAW), B/D-verhouding waterlopen (-), oppervlakte te kappen populieren (ha).

=> Dit kan in de toekomst opgevangen worden door de verplichte registratie van de uitgevoerde maatregelen, de zgn. beheeropvolging (3.3.3).

2.3.5.2 Doelparameters

Monitoring morfologie waterlopen: geen informatie, wellicht te technisch of te weinig relevant
Variatie leeftijd in elzenbos: Geen informatie, wellicht te technisch of te weinig relevant
Fauna (vleermuizen, kleine zoogdieren, amfibieën, loopkevers, macrofauna stromend water):
Geen informatie, vaak specialistenwerk waardoor herhaalde metingen niet evident zijn, teveel werklast.

=> Faunagegevens: dit kan in de toekomst opgevangen worden door gerichte inventarisaties, onderzoek(jes) door studenten, waarnemingen.be

2.4 Besluit

In de verschillende monitoringsrondes zijn er zeer veel gegevens verzameld die een inzicht geven in de ontwikkelingen van het gebied na de natuurinrichtingsingrepen. Algemeen gesteld kunnen we besluiten dat een slanker, maar meer doelgericht monitoringsplan wenselijk was geweest. Dit was mogelijk geweest als alle ingrepen en hun exacte locatie en ingeschatte impact (geografisch) beter bekend waren geweest op het ogenblik dat het monitoringsplan werd gemaakt. Dit maakt een betere koppeling "ingreep-doel" mogelijk en leidt tot het afbakenen van beheereenheden. Hieruit kan dan een selectie gemaakt worden met locaties en monitoringsitems.

Het is duidelijk dat vooral zeer technische monitoringsactiviteiten moeilijk zijn om op te starten (bv. loopkevers, morfologie van beken) of vol te houden (bv. macrofauna waterlopen). Het lijkt ook moeilijk om vast te houden aan een bepaalde methodologie (bv. broedvogelkartering) of een goede ruimtelijke selectie te maken (bv. vlakdekkende inventarisatie van hogere planten i.p.v. een selectie per streefbeeld). Enkele aanbevelingen zoals het maken van Tansley-opnames werden niet gevolgd zodat enkel met aan- of afwezigheid kon gewerkt worden. Beter was geweest om een beperkte set beheereenheden te kiezen en daar Tansley-opnames te maken met een beperkte lijst van indicatorsoorten (zie verder: 3.4).

Deze besluiten leiden tot het inzicht dat er vooral op een slankere en eenvoudigere wijze zal moeten gemonitord worden zodat er helderder resultaten verkregen worden en dat de monitoringsinspanning kan volgehouden worden op langere termijn.

Verder moet ook het resultaat van monitoring gerelativeerd worden. Bijvoorbeeld: voor het begrijpen van de richting die de ontwikkeling van het moeras uitgaat (eutroof tot hypertroof i.p.v. mesotroof of oligotroof) was onderzoek nodig van water- en bodemkwaliteit. Ook de mogelijke oplossingen hiervoor komen eerder voort uit onderzoek dan uit monitoring. Monitoring moet in dit kader dan ook vooral gezien worden als het opvangen van een signaal dat leidt tot dergelijk onderzoek. In het Smeetshof is dit signaal wellicht te laat opgevangen. Een tweede voorbeeld heeft te maken met onverwachte ontwikkelingen die niet opgevangen worden door monitoring, maar die het beheer niettemin zullen sturen. Het verschijnen van de Bever het gebied heeft nu al gezorgd voor een gewijzigde hydrologie en kan in de toekomst meer bepalend worden dan de ingrepen door natuurinrichting. Het verschijnen van de Otter kan leiden tot de bijstelling van de doelen (zonder dat hiervoor een signaal uit monitoringsresultaten komt) zoals bv. het laten ontwikkelen van een moeilijk toegankelijk gesloten rustgebied i.p.v. een open moeras.

=> Monitoring moet dus steeds in wisselwerking staan met onderzoek, goede terreinkennis en observatie en ervaring in beheer. Het is het resultaat van deze wisselwerking die de inrichting en het beheer van een gebied moeten sturen.

3 Naar een nieuwe aanpak: beheerevaluatie (incl. monitoring Natuurinrichting)

Plannen voor natuurinrichting en de monitoring ervan moeten volledig geïntegreerd worden in het natuurbeheerplan van een gebied volgens het nieuwe concept "natuurbeheerplan"-

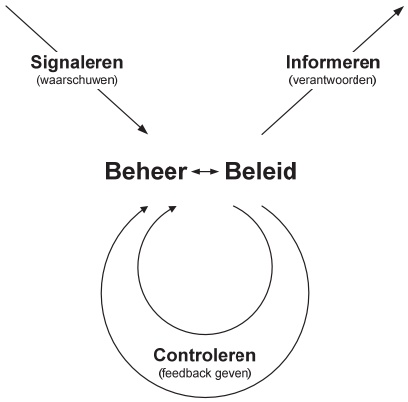
In de volgende hoofdstukken en paragrafen worden met de term beheermaatregelen zowel reguliere als eenmalige inrichtingsmaatregelen bedoeld. Wanneer er een wezenlijk onderscheid moet gemaakt worden, zal dit duidelijk gesteld worden (zie verder).

3.1 Een visie op monitoring

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

3.1.1 Drie basisfuncties van monitoring

Het ultieme doel van monitoring is een managementproces te ondersteunen en beter te maken (Quataert 2011; Vos et al. 2000). Om beslissingen te onderbouwen vervult monitoring hierbij drie belangrijke basisfuncties (figuur 3.1): (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 3.1 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/inrichting van terreinen staat de controlerende functie meestal voorop. We willen nagaan of de genomen beheermaatregelen hun doel bereiken. Conform het schema moeten we de beheerevaluatie op meerdere niveaus uitwerken. Zeker omdat veel natuurdoelen pas op middellange termijn realiseerbaar zijn, moeten we via opvolging van de maatregelen zelf en goed gekozen tussendoelen korter op de bal kunnen spelen. Maar ook de signalerende en

communicatiefunctie is van belang. Bij de uitwerking van de monitoring moeten we ook een analyse maken van de potentiële bedreigingen en indien deze reëel zijn een opvolging implementeren om tijdig een signaal te geven van wat er aan de hand is. Een systematische beheerevaluatie is niet alleen relevant voor het huidige 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.

3.1.2 Onderscheid project- en programmamonitoring

In het vademecum natuurinrichting wordt van in het begin gesteld dat zowel gebieds- als beleidsgerichte monitoring aanbod moet komen. De combinatie van de twee is echter allesbehalve evident.

De leidraad voor het ontwerp van beleidsgerichte meetnetten (Wouters et al. 2008) maakt een strikt onderscheid tussen twee situaties: de project- (gebiedsgericht) en programmacontext (beleidsgericht). De programmacontext situeert zich op het niveau van strategische beslissingen met als doelgroep het algemene management en beleidsmakers. De projectcontext gaat over het lokale niveau van de concrete operationele beheersmaatregelen op het terrein met als voornaamste doelgroep de terreinbeheerders. Dit is het niveau waarop de evaluatie van natuurinrichting en natuurbeheer zich moet richten.

Om beheerevaluatie goed te situeren, is dat onderscheid heel wezenlijk (Quataert & Waterinckx 2009) want de context heeft een belangrijke weerslag op het type in te zamelen gegevens. Voor de beheerevaluatie moeten de ingezamelde gegevens voldoende specifiek zijn om beslissingen te onderbouwen op het terrein. Dat impliceert dat naargelang het terrein het monitoringsplan er totaal anders kan uitzien. In tegenstelling hiermee zijn voor strategische beslissingen uniforme gegevens nodig over alle terreinen heen.

Deze doelstellingen zijn bijgevolg weinig compatibel. Een belangrijk knelpunt in het verleden was dat al te vaak beide doelen in een en hetzelfde meetnet opgenomen werden. In plaats van een synergie was er eerder een verzwaring van de inspanningen. Twee complementaire meetnetten leiden tot een meer kosteneffectief ontwerp. Voor een strategisch meetnet (het programmaniveau) zijn uniforme metingen nodig (op zijn minst per natuurtype), maar volstaat een steekproefsgewijze aanpak. Voor een operationeel meetnet (het projectniveau) wensen we in elk terrein metingen, maar deze metingen mogen heel specifiek zijn en mogen zelfs tot een minimum herleid worden als de situatie het toelaat.

Tussen deze twee uitersten bestaan er veel overgangssituaties. Als we de projectmonitoring opbouwen volgens uniforme principes kunnen we op een globaal niveau wel degelijk informatie afleiden op een hoger niveau. Anderzijds kunnen gegevens op het programmaniveau ook relevant zijn voor de projectcontext al was het maar om de lokale situatie beter te beoordelen. Het is dus wenselijk beide niveaus op elkaar af te stemmen. Daarnaast kunnen we ook intermediaire niveaus onderscheiden, waarbij we in een groter gebied globale doelen vooropzetten, met meer lokaal concrete doelstellingen. In dat geval is een hybride aanpak wenselijk.

In het monitoringsplan voor het Smeetshof werden 2 programma- of beleidsdoelstellingen vooropgesteld

1. *Verhoging van de (a)biotische diversiteit op gebiedsniveau, waarbij het oorspronkelijk (historisch) karakter van het gebied als leidraad dient.*
2. *Versterking van functioneren van het gebied als onderdeel van het vogelrichtlijngebied 21 (Hamonterheide, Hageven, Buitenheide, Stramprooiersbroek, Mariahof, Het Smeetshof)*

Doelstelling 1 zouden wij eerder omschrijven als te evalueren met projectmonitoring. Ook de tweede doelstelling is eerder een “hybride-doelstelling”, die verder in het monitoringsplan niet aan bod komt.

3.1.3 Geïntegreerd en kostenbewust monitoren

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.

Daarom stellen wij een geïntegreerde monitoring voor waarbij een deel van de middelen voorzien in het budget voor het beheer systematisch voorzien wordt voor monitoring en waarbij parallel met de ontwikkeling van het beheerplan het monitoringsplan opgesteld wordt. Uiteraard, en dat is de andere kant van de medaille, moeten we hierbij kostenbewust te

werk gaan. Een belangrijke richtsnoer hierbij is een goed onderscheid te maken tussen de project- en programmacontext zoals hierboven al vermeld.

Voor een degelijk uitgewerkt monitoringsplan moeten we ook voldoende tijd uittrekken *en moet de meetnetontwerper voldoende interageren met de eindgebruiker.* Het monitoringsplan is een gedeelde verantwoordelijkheid van beide partijen.

3.1.4 Problemen met eerdere concepten beheerevaluatie

Vroegere projecten in Vlaanderen inzake beheermonitoring beoogden het aanleveren van informatie, die zowel bruikbaar is op Vlaamse schaal als voor gebiedsgerichte beheerevaluatie (De Cock et al. 2008a; De Cock et al. 2008b; De Cock et al. 2008c; Demeulenaere et al. 2002). Hoewel hier goede aanzetten waren voor de veldmethodiek, verhinderde de combinatie van projectniveau en het programmaniveau de verdere uitwerking.

Doordat er niet duidelijk gekozen werd om de beheerder en zijn gebied centraal te stellen (bottom-up aanpak), leidde dit tot een mix van verwachtingen die niet konden worden ingelost. De gevolgen hiervan waren een te zware monitoring en de haalbaarheid op lange termijn kwam in het gedrang. Ook de monitoring natuurinrichting werd door de VLM als te “zwaar” ervaren. Het INBO kan dit na het uitvoeren van de monitoringronde (T12) in het Smeetshof bevestigen.

Bij deze vroegere concepten voor beheermonitoring werd er van uitgegaan dat de Vlaamse natuurtypologie gebruikt zou worden om de gewenste eindtoestand van een habitat te definiëren. Ook dit moet kritisch bekeken worden. Het gebrek aan een gebruiksvriendelijke Vlaamse natuurtypologie is immers een belangrijk knelpunt dat de wildgroei aan aanpakken in de hand heeft gewerkt. Daarnaast spelen ook recente evoluties in het natuurbehoud een rol. Zo gaat er recent veel meer aandacht naar de Natura 2000 typologie en alles hierrond in verband met beoordelingskaders. Ook is het onzeker wat de toekomst nog zal brengen, bijvoorbeeld met concepten als ecosysteemdiensten. Het zal dan ook sowieso een uitdaging blijven om de variatie van gebiedsdoelen te vatten onder een uniform systeem.

Om aan deze problemen tegemoet te komen moeten we steeds in gedachten houden dat het beheerplan een bruikbare tool moet worden voor beheerders en dat beheeropvolging en -evaluatie er een integraal onderdeel van moeten uitmaken.

3.1.5 De rol van beheerevaluatie in adaptief beheer

Beheerevaluatie (incl. opvolging van natuurinrichting) is een middel om het beheer te verbeteren en zo kostenefficiënter het doel te bereiken. Het directe doel van beheerevaluatie is tijdig te kunnen bijsturen en/of in de toekomst niet meer dezelfde fouten maken. Beheerevaluatie definiëren we als ‘analyse van alle beschikbare kwantitatieve en kwalitatieve gegevens om de effectiviteit van het gevoerde beheer in functie van een beheerdoelstelling te evalueren’. Beheeropvolging heeft betrekking op het juist uitvoeren (juiste methode, plaats, tijd, omvang, afwerking, …) van de maatregelen zelf.

Evalueren 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).

Vaak hebben we onvoldoende gegevens om een eenduidige diagnose te maken. Dat zou ook onbetaalbaar zijn. Bij het opstellen van het monitoringsplan proberen we de meest bepalende factoren op te nemen om de monitoring oorzaakgevoelig te maken, maar bij de beoordeling zullen terreinkennis en inzicht in ecologische basisprincipes noodzakelijk zijn voor een goede interpretatie. De cijfers geven de randvoorwaarden en versterken de diagnose, maar op zich zijn ze vaak onvoldoende.

<u>Passief en actief adaptief beheer</u>

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). In de West-Europese cultuurlandschappen is het beheer nodig voor de instandhouding van waardevolle natuur vaak gebaseerd op één of andere vorm van historisch landgebruik. Bovendien zijn de beheeropties voor een bepaalde doelstelling in grote lijnen meestal vrij goed gekend en gedocumenteerd (Hermy et al. 2004; Van Uytvanck & De Blust 2012). Elk terrein is echter 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. Actief adaptief beheer mag geen algemene regel worden en is slechts in uitzonderlijke

omstandigheden zinvol en te verantwoorden . Deze situatie beschouwen we daarom niet als een onderdeel van deze handleiding omdat het dichter ligt bij toegepast of soms zelfs fundamenteel wetenschappelijk onderzoek. Maar uiteraard ligt hier een mooie kans voor synergie tussen de praktijk en wetenschappelijk onderzoek waarvoor misschien meer fondsen moeten voorzien worden.

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. Bij actief adaptief beheer wordt leren over het beheer minstens zo belangrijk geacht als de uitvoering, en dus, wordt beheerevaluatie minstens zo belangrijk geacht als de uitvoer van beheer.

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 (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 bijsturingen.

Beheeropvolging en –evaluatie mag niet misbruikt worden. De ingezamelde gegevens staan steeds in functie van het evalueren van het beheer (maatregelen en doelstellingen). Het mag niet gebruikt worden als basisonderzoek onder mom van monitoring. Het mag ook niet leiden tot datakleptomanie, zonder dat er acties uit volgen. Het andere uiterste, helemaal niets opvolgen omdat het schijnbaar goed gaat, is ook te vermijden. Het is ook niet de bedoeling dat overal hetzelfde zal opgevolgd worden: beheeropvolging en -evaluatie wordt specifiek voor een gebied uitgewerkt.

> *Het is voor beheerders ook van belang dat gegevens "beschermd" worden en dat de resultaten ervan niet leiden tot het intrekken van subsidie indien doelstellingen niet worden gehaald, ondanks goed beheer. In het huidige voorstel bepaalt het doel de subsidie, niet de actuele situatie, waardoor het niet halen van doelstellingen niet leidt tot subsidieverlies, wel ev. tot het bijstellen ervan.*

Beheerevaluatie moet ons een vroege waarschuwing geven wanneer natuurwaarden dreigen te verdwijnen, het moet ons aanzetten tot actie en ons leren nadenken hoe we gebieden optimaal beheren.

3.1.6 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 'adapteerbaar 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).

De ervaringen in Nederland en het Verenigd Koninkrijk bevestigen de principes in onze visie op monitoring. Ze leren ons een noodzaak van goede communicatie en een gefaseerde aanpak, maar evenzeer dat we niet mogen wachten met de

implementatie van een nieuw beheerplan. Integendeel, de goede aanpak is om bestaande beheerplannen optimaal in het concept in te passen.

3.2 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 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.

> *De hele doelstelling van het geïntegreerde natuurbeheerplan kan gemakkelijk uitgebreid worden naar Natuurinrichting. Hoewel natuurinrichting zeker specifieke probleemstellingen met zich meebrengt, zijn er geen onoverkomelijke hinderpalen om deze te laten samengaan met de geïntegreerde beheerplanning, noch naar uiteindelijke doelstelling, noch naar de te gebruiken methodieken.*

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?

3.2.1 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 (Van Calster et al., 2011). Het beheerplan is bedoeld als een dynamisch werkdocument met ruimte voor aanpassingen in functie van nieuwe inzichten.

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

3. Beheerdoelstellingenfase: De beheervisie op hoofdlijnen uit de verkenningsfase 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 verkenningsnota 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.

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. grondwaterstandswijziging door plaatsing van een stuw) 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.

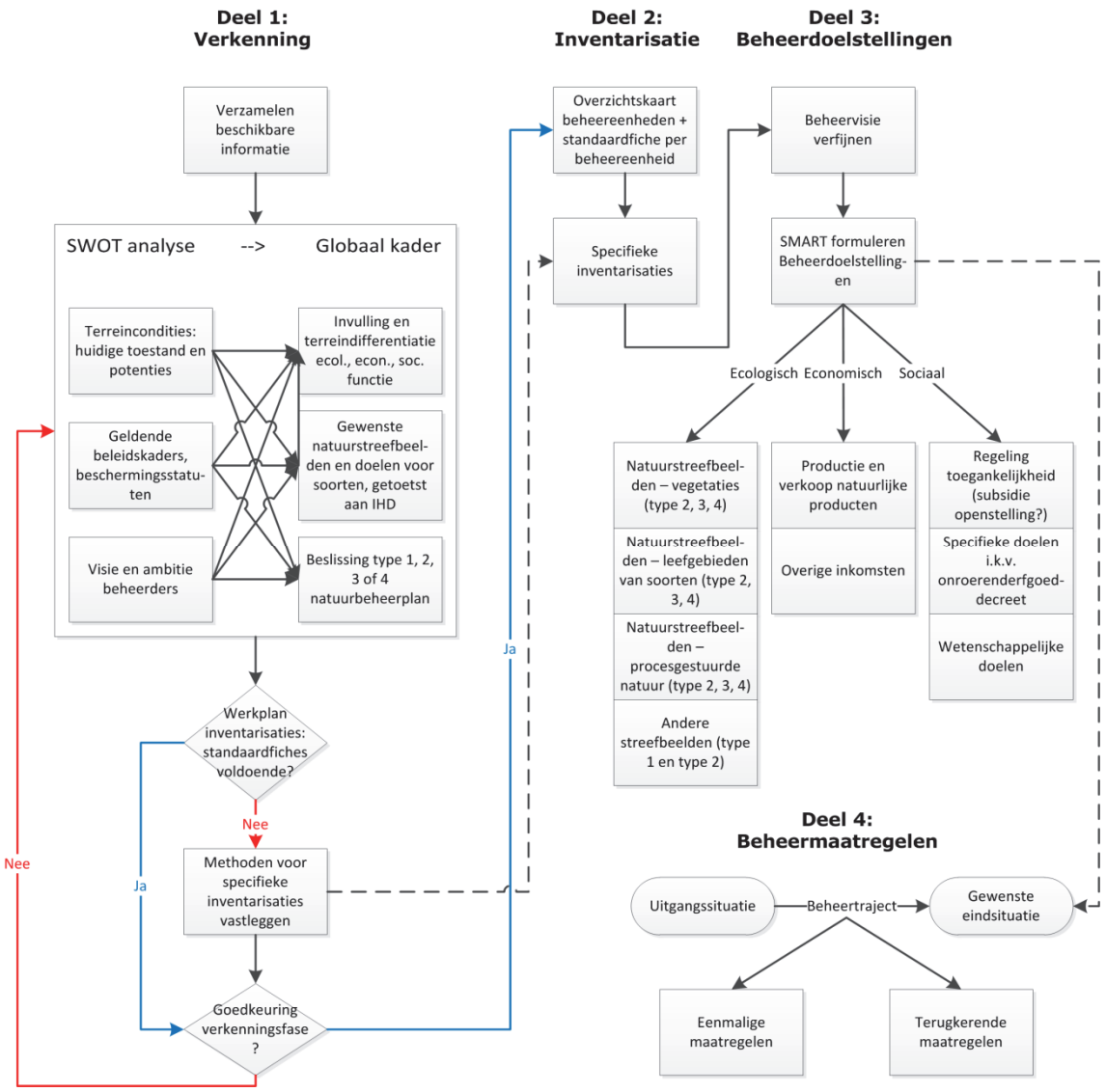
We maken een onderscheid tussen:
- Opvolging uitvoering beheermaatregelen (het basisniveau): opvolgen of de beheersmaatregelen zijn uitgevoerd (en hoe zorgvuldig), is een minimumvereiste om alle andere informatie te kunnen interpreteren. Hieronder rekenen we ook het registreren (al dan niet op ad hoc 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.

3.2.2 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 3.2) samen welke gegevens nodig zijn in de vijf delen van een natuurbeheerplan.



Figuur 3.2: Overzicht van de eerste vier fasen bij de beheerplanning (uit: Van Calster et al. 2015). Voor deel 5 (monitoring: zie verder)

Voor een omstandige bespreking van wat de eerste vier - aan het monitoringsplan voorafgaande - fasen in het beheerplan omvatten, verwijzen we naar het Werkdocument Beheerevaluatie (Van Calster et al. 2015), maar een zeer belangrijk onderdeel willen we toch kort bespreken: richtlijnen voor de formulering van beheerdoelstellingen

> Een doelstelling is een woordelijke omschrijving van het gewenste eindresultaat dat we trachten te bereiken door middel van beheermaatregelen (Alexander 2008). Deze omschrijving reflecteert onze waarden, kennis en ambities over wat we nastreven op het moment dat het beheerplan wordt opgemaakt. Eenmaal de doelstelling wordt bereikt is het engagement om deze duurzaam in stand te houden (= voor lange termijn, zonder hier een vaste termijn in gedachten te hebben). Doelstellingen kunnen veranderen of bijsturing kan nodig zijn en dat is waarom er op gepaste tijdstippen beheerevaluaties nodig zijn. In regel worden deze evaluaties met een vaste periodiciteit uitgevoerd, maar afhankelijk van het vertrouwen dat er is in de haalbaarheid van een doelstelling kan het tijdsinterval verlengd worden. Elke doelstelling wordt in meer detail verder omschreven aan de hand van gewenste kenmerken en factoren. Doelstellingen zijn dus een verdere concretisering van de gebiedsvisie (het globale kader).
>
> Een doelstelling zegt niet *hoe* we een gewenst eindresultaat moeten bereiken. Een “doelstelling” kan dus nooit zijn: Amerikaanse vogelkers uitroeien. Amerikaanse vogelkers is een negatieve factor die moet beheerd worden om een andere doelstelling te bereiken. De weg om de doelstelling te bereiken (het beheertraject) is dus geen onderdeel van de doelstelling en dient dus apart in het natuurbeheerplan besproken te worden, na het formuleren van de beheerdoelstellingen.

Het is het beste om een doelstelling te beschrijven in de tegenwoordige tijd (Alexander 2008). De reden hiervoor is dat men moet vermijden om gewenste kenmerken, die actueel ongunstig zijn, in de toekomstige tijd te omschrijven terwijl actueel gunstige kenmerken in de tegenwoordige tijd worden beschreven. Een doelstelling moet zoveel mogelijk SMART zijn (Specifiek, Meetbaar, Aanvaard of Acceptabel, Realistisch (haalbaar), Tijdsgebonden), zodat alle betrokken personen er dezelfde betekenis aan geven.

Doelstellingen moeten in overeenstemming zijn met het beleid en wettelijke verplichtingen die van toepassing zijn op het gebied.

Een doelstelling is ruimtelijk gedefinieerd (meestal een beheereenheid, groep van beheereenheden of een domein). Er moet daarom minstens een lijst van beheereenheden zijn waarop de doelstelling van toepassing is, maar nog beter is een geodatabank waarmee een GIS-kaart kan gemaakt worden waarop dit gevisualiseerd wordt. Richtlijnen voor de opmaak van een beheereenhedenkaart kunnen overgenomen worden van de technische richtlijnen voor het opmaken van een uitgebreid bosbeheerplan. De beste garantie hiervoor is wellicht dat in de toekomst beheerplannen worden gemaakt in planningssoftware met directe links naar GIS-software (bv. CMSi, www.software4conservation.com).

De laatste paragraaf geeft meteen ook een groot pijnpunt weer bij de monitoring van het Smeetshof

Een doelstelling moet duidelijk omschreven en dus specifiek (>< vaag) zijn, zodat alle betrokken personen er dezelfde betekenis aan geven. Om de doelstelling specifiek te maken wordt de woordelijke omschrijving van de gewenste eindtoestand aangevuld met een opsomming van gewenste kenmerken en factoren. Specifiek betekent ook betrekking hebben op de specifieke situatie zoals ze zich in het gebied voordoet.

Gewenste kenmerken zijn uitwendig zichtbare kenmerken of kwaliteiten zoals de vegetatiesamenstelling en –structuur waarmee de ecologische, economische of sociale waarde kan ingeschat worden, maar ook kwantitatieve kenmerken zoals de gewenste oppervlakte van een (natuur)streefbeeld. De gewenste kwalitatieve en kwantitatieve kenmerken geven een nadere beschrijving van de gewenste eindtoestand.

Factoren zijn de variabelen die de toestand van de gewenste kenmerken bepaalden, bepalen of zullen bepalen, zowel in positieve als in negatieve zin. Dus alles wat invloed heeft op hoe de gewenste eindtoestand er uit zal zien. Voor natuurstreefbeelden met een Europees te beschermen habitattype of leefgebied voor een soort kunnen de beoordelingstabellen (Adriaens et al. 2008; Adriaens & Ameeuw 2008; T'Jollyn et al. 2009) gebruikt worden om deze factoren en gewenste kenmerken te identificeren.

De gewenste kenmerken en factoren laten toe om de voortgang in het behalen van de doelstelling na te gaan (beheeropvolging en –evaluatie).

Om de doelstelling meetbaar te maken, worden bij de gewenste kenmerken en factoren kwantificeerbare limieten (onder- en / of bovenlimiet) of streefwaarden vermeld. Deze limieten en streefwaarden reflecteren de kennis en het ambitieniveau. Minimaal reflecteren ze een stand-still (behoud van de uitgangssituatie = gewenste eindsituatie). Vaak reflecteren ze bepaalde kwaliteitseisen die opgelegd worden door een ruimer beleidskader binnen de grenzen van de potenties van het terrein. Dit hangt samen met het ambitieniveau van de beheerder.

Haalbaarheid slaat op de mogelijkheid om een gewenste eindtoestand (doelstelling) te kunnen bereiken indien de middelen hiervoor beschikbaar zijn (de potentie moet er zijn). Hiermee wordt niet verondersteld dat een doelstelling bereikt moet worden binnen de 24-jarige planningstermijn van een beheercyclus. In vele gevallen is er teveel onzekerheid om binnen een vooraf bepaalde tijdsspanne een resultaat te bereiken of zijn de ontwikkelingstijden gewoon langer. Bijvoorbeeld, het geval van een gewenste oppervlakte voor een natuurstreefbeeld tegen einde van het beheerplan. Om deze oppervlakte te bepalen moet er een minimum kwaliteit gehaald worden vanaf wanneer men kan spreken van het (natuur)streefbeeld. Zeker bij de omvorming naar natuurstreefbeelden die een lange ontwikkelingstijd kennen (bv. bos), kan het veel langer duren dan de planningsperiode van 24 jaar voor dat er effectief sprake is van het gewenste natuurstreefbeeld. Toetsing aan de gewenste oppervlakte van het natuurstreefbeeld zal in die gevallen negatief beoordeeld worden. Het is daarom ook nodig om ook op andere manieren een evolutie in de gunstige richting vast te stellen. Zo is het mogelijk om aan te geven over welke oppervlakte men daadwerkelijk maatregelen heeft uitgevoerd ten bate van de habitatontwikkeling. Ook kan een gunstige evolutie worden afgeleid uit trends in de gewenste kwaliteitskenmerken en factoren.

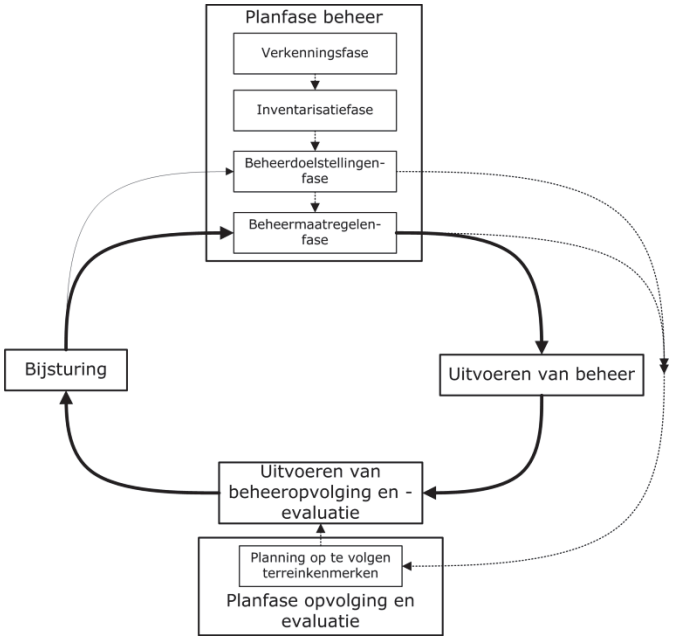
Limieten of streefwaarden voor kwaliteitsaspecten van een doelstelling moeten ook toelaten dat geëvalueerd kan worden of de gewenste toestand bereikt is, ook hier is de tijdshorizon niet altijd gekend. We zullen bijvoorbeeld wel kunnen voorspellen of heischraal grasland zich kan ontwikkelen, maar we zullen niet precies kunnen inschatten hoe soortenrijk en hoe goed ontwikkeld dit grasland zal worden. Voor indicatoren zoals de bedekking van sleutelsoorten wil je dan een ecologisch zinvolle onderlimiet vooropstellen om te kunnen spreken van een gunstige toestand, maar je weet niet op welke termijn dit haalbaar is (bovendien kan na verloop van tijd blijken dat het niet haalbaar is en moet het ambitieniveau worden bijgesteld). Anderzijds hebben we wel vaak kennis over hoe een goed ontwikkeld heischraal grasland er zou moeten uitzien (onder referentiecondities). Bijvoorbeeld voor kwaliteitsaspecten van habitats zijn geobserveerde waarden in referentiesites (bij voorkeur tijdsreeksen of langsheen milieugradiënten) bruikbaar om grens- en streefwaarden te bepalen (Quataert 2011). Dit laat toe om de grenswaarden en streefwaarden onder referentiecondities als norm te nemen, ongeacht gebiedsverschillen, en dus goed wetende dat deze normen niet gehaald zullen worden in sommige gebieden of pas na een langere periode dan de planningshorizon van een beheerplan (> 24 jaar).

3.3 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 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 3.3)



Figuur 3.3: 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.

3.3.1 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.

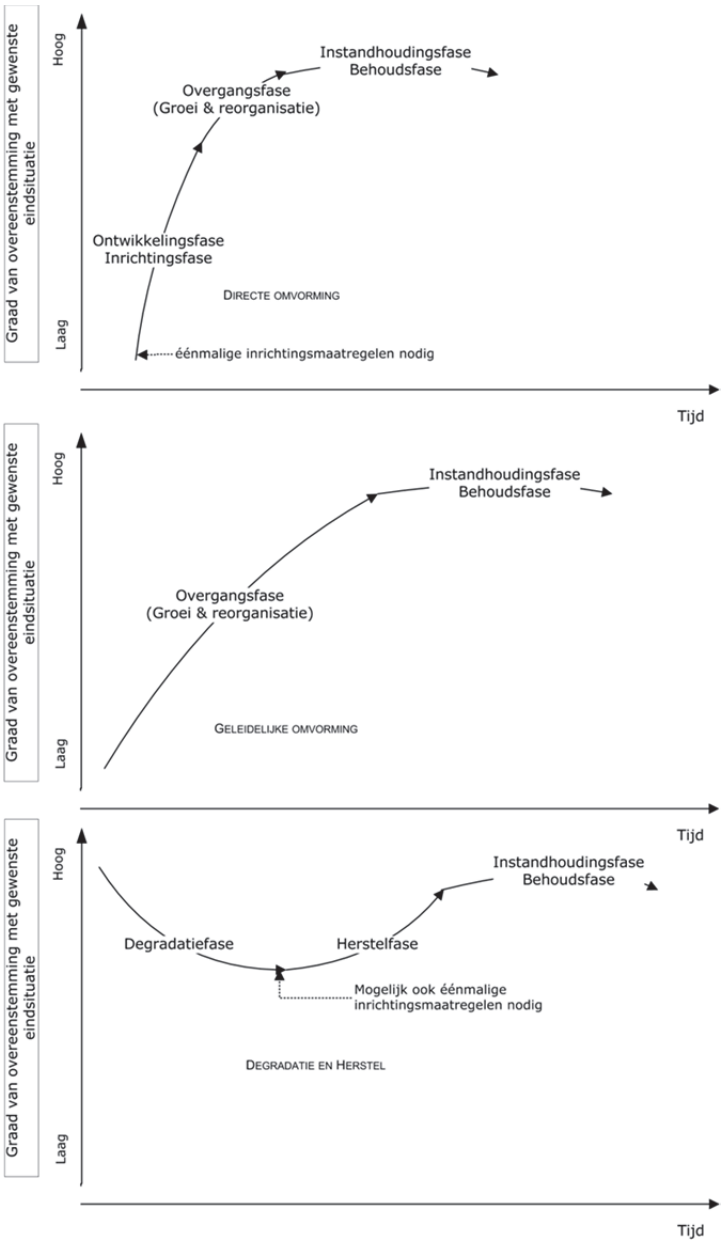
Een beheertraject kan bestaan uit drie fasen: (i) een ontwikkelingsfase of inrichtingsfase, (ii) een herstelfase of overgangsfase (groei en reorganisatie) en/of (iii) een instandhoudingsfase of behoudsfase. We onderscheiden vier types van beheertrajecten (behoud, herstel, geleidelijke omvorming en directe 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 gedegradeerd 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 3.4 worden de onderlinge verbanden tussen beheertrajecten en –fasen weergegeven.



Figuur 3.4: Relatie tussen beheertrajecten en beheerfasen

3.3.2 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).

3.3.3 Van de ideale wereld naar de Vlaamse realiteit

Een ideaal scenario voor gerichte beheerevaluatie (inclusief natuurinrichting) is een bottom-up benadering waar de te evalueren beheereenheden gekozen zijn in functie van specifieke beheervragen van de beheerder. Omwille van een aantal redenen is dit in de Vlaamse context niet helemaal haalbaar. De belangrijkste redenen hiervoor zijn:

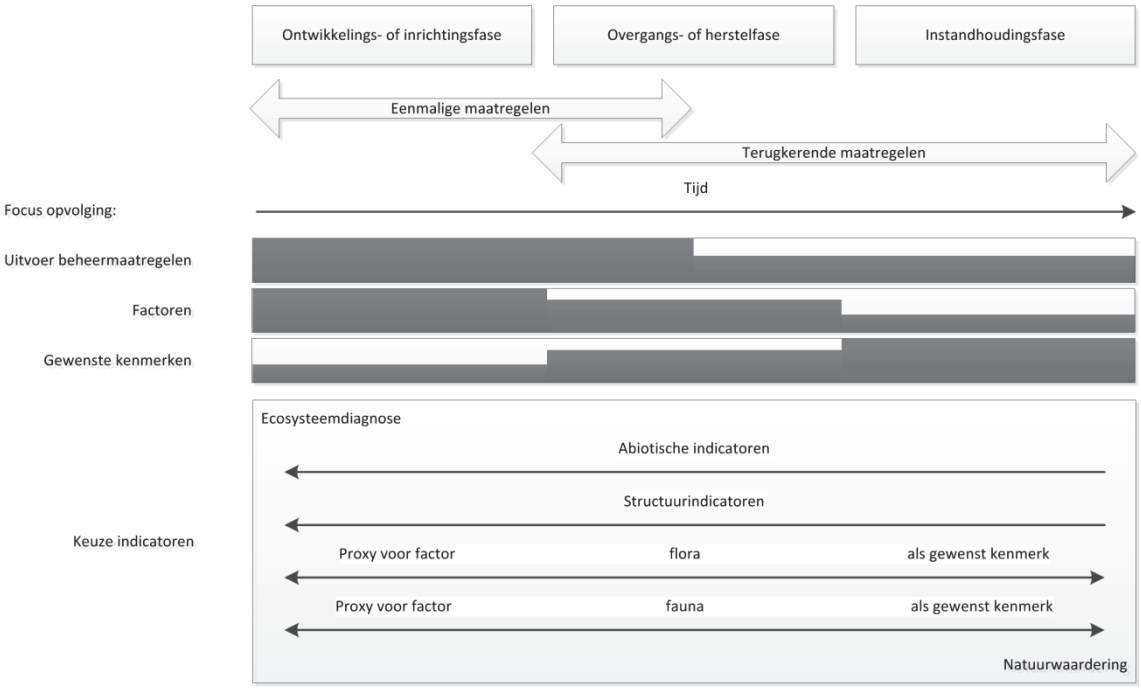
- de vraag naar afstemming met andere monitoringsinitiatieven (Natura 2000)

- de vraag naar uniformiteit in methodiek
- de vraag naar de mogelijkheid van het opschalen van de resultaten tot boven het gebiedsniveau
- de vraag naar een methodiek die een transparante subsidiëring van de monitoring mogelijk maakt

Er werd daarom besloten een evaluatiesysteem op te zetten, waarvan de grote lijnen er als volgt in elkaar zitten.

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 belangijker, waarbij de gewenste kenmerken (soorten, structuren) geëvalueerd worden (figuur 3.5).



Figuur 3.5: Belang van diverse indicatoren in functie van fase in het beheertraject en de gewenste kenmerken en factoren bij een beheerdoelstelling.

3.4 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 en 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.

3.4.1 Indicatormandjes

De beoordeling gebeurt aan de hand van een indicatormandje, 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 indicatormandje. 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 (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 indicatormandjes 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 doeltype 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 zoals beschreven in Oosterlynck et al. (2015) en zoals toegepast wordt voor de rapportage naar Europa op basis van het monitoringnetwerk. Het zou echter ook niet wenselijk zijn om de gegevens in dit kader te gebruiken, want een dergelijk netwerk vereist een veel striktere methodiek, een zeer goede afstemming tussen de uitvoerders van de monitoring en de kennis van moeilijke soortgroepen als mossen, wat allemaal moeilijk verzoenbaar is met het idee van een relatief eenvoudige beheerevaluatie die door beheerders met een gemiddelde soortenkennis kan uitgevoerd worden.

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. Door het verschil in soorten/indicatoren en doordat de bij de beheerevaluatie meer gefocust wordt op soorten die vroeg in de ontwikkeling al verschijnen, zal de score van de beheerevaluatie waarschijnlijk 'minder streng' zijn dan bij de LSVI-bepaling.

In Tabel 3.1 geven we een voorbeeld van hoe een indicatormandje opgebouwd is.

Tabel 3.1: Indicatormandje van Droge heide (Habitattype 4030) als voorbeeld

4030	SOORT		SIGNAAL				VOORKOMEN (% hokken)			BRON
	Soortnaam	Soortnaam - wetenschappelijk	waarderen	verstoring signaleren	herstel signaleren (traject)	structuurelement	kempen	leem	zandleem	
	Struikhei	Calluna vulgaris (L.) Hull	sleutelsoort		herstel "open vegetatie"	dwergstruik	64	10.1	11.9	LSVI
	Rode dophei	Erica cinerea L.	sleutelsoort			dwergstruik	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	9.2	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	1.5	LSVI
	Fijn schapengras	Festuca filiformis Pourr.	sleutelsoort				50.5	7.2	10.3	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	0	LSVI
	Tormentil	Potentilla erecta (L.) Räuschel	sleutelsoort				46.8	7.6	12.9	LSVI
	Grijs kronkelsteeltje	Campylopus introflexus (Hedw.) Brid.		invasieve exoot			NA	NA	NA	LSVI
	bomen & struiken algemeen			verbossing		boom/struik	NA			LSVI
	Fioringras	Agrostis stolonifera L.		vergrassing	><landbouw		59.1	55.1	70.5	LSVI
	Gewoon struisgras	Agrostis capillaris L.		vergrassing	><landbouw		73.4	52.1	52.6	LSVI
	Struisgras (G)	Agrostis (G)		vergrassing	><landbouw		NA	NA	NA	LSVI
	Bochtige smele	Deschampsia flexuosa (L.) Trin.		vergrassing			72.2	17.6	6.1	LSVI
	Hoog struisgras	Agrostis gigantea Roth		vergrassing			11.1	18	22.7	LSVI
	Moerasstruisgras	Agrostis canina L.		vergrassing			29.7	5.2	6.5	LSVI
	Pijpenstrootje	Molinia caerulea (L.) Moench		vergrassing			76.9	9	13.8	LSVI
	Braam (G)	Rubus (G)		verruiging		struik	NA	NA	NA	LSVI
	Dauwbraam	Rubus caesius L.		verruiging		struik	8.3	32	30.6	LSVI
	Framboos	Rubus idaeus L.		verruiging		struik	29	34	17.2	LSVI
	Gewone braam (Rubus fruticosus groep)	Rubus fruticosus groep		verruiging		struik	44.2	50.6	43.9	LSVI
	Prachtframboos	Rubus spectabilis Pursh		verruiging		struik	0	0	0.1	LSVI
	Adelaarsvaren	Pteridium aquilinum (L.) Kuhn		verruiging			35.5	27.1	26.2	LSVI
	Blauwe bosbes	Vaccinium myrtillus L.				dwergstruik	36.4	8.1	1.6	LSVI
	Gewone dophei	Erica tetralix L.				dwergstruik	31.2	0.6	2.8	LSVI
	Rode bosbes	Vaccinium vitis-idaea L.				dwergstruik	2.6	0	0	LSVI
	Fijn schapengras	Festuca ovina tenuifolia			>< vergrassing		NA	NA	NA	Schaminée 1997
	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, …

3.4.2 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.

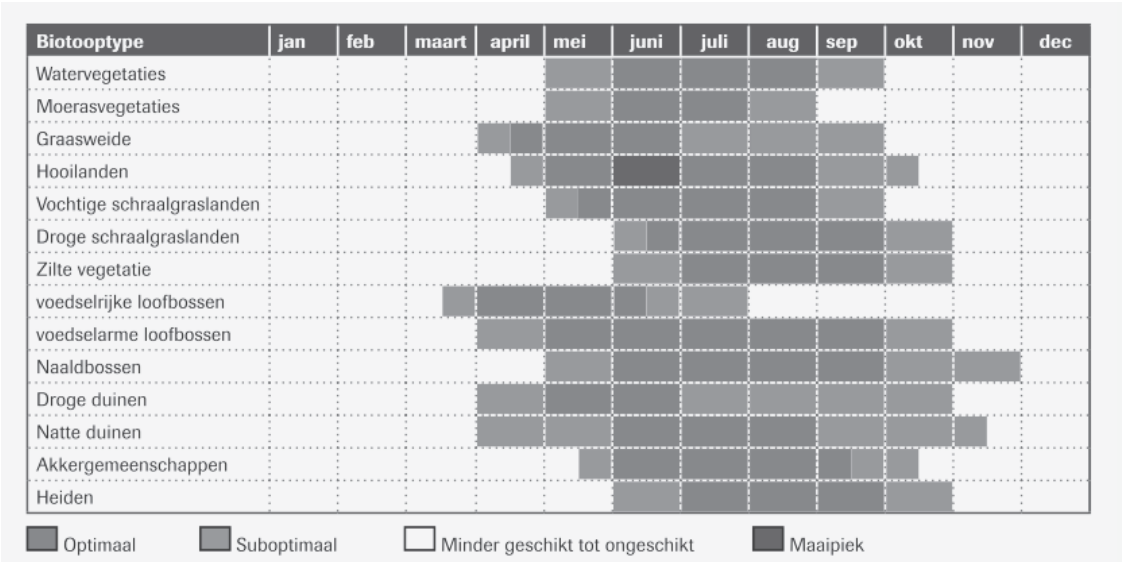
Bedekking en/of frequentie			
	Code	**bedekking%**	**# individuen**
Zeer schaars	ZS	<1	1-3
Schaars	S	<1	4-10
Verspreid	V	<5	11-50
Fequent	F	<5	>50
Bedekkend	B	5-25	>50
Kwart bedekkend	K	25-50	>50
Half bedekkend	H	50-75	>50
Dominant	D	75-100	>50

Bijkomende indicatie over de verspreiding over het terrein (vanaf code V)	
1	in het hele terrein
2 (HP)	in de helft vh terrein (tusen 1/4de en 1/2de van de perceels- of plotoppervlakte)
4 (KP)	in een kwart vh terrein (tusen 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 1). 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 aan-/afwezigheid 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.

3.4.3 Timing

Vegetatie-opnames dienen uitgevoerd te worden in het optimale vegetatieseizoen, wat afhankelijk is van o.a. biomassaproductie, bloei van relevante soorten, (maai)beheer en toegankelijkheid. De optimale periode is verschillend voor elk vegetatietype (zie figuur 3.6) 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.



Figuur 3.6: Monitoringperiode naargelang biotoopgroep (Vriens et al. 2011).

3.4.4 Frequentie

De frequentie van de monitoring is afhankelijk van de ontwikkelingsfase en het habitattype (tabel 3.2).

Tabel 3.2: 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.

3.4.5 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 net 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 (zie 3.3.4). 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. De berekeningswijze wordt in detail besproken in bijlage 2. 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.

3.4.6 Terreinwerk

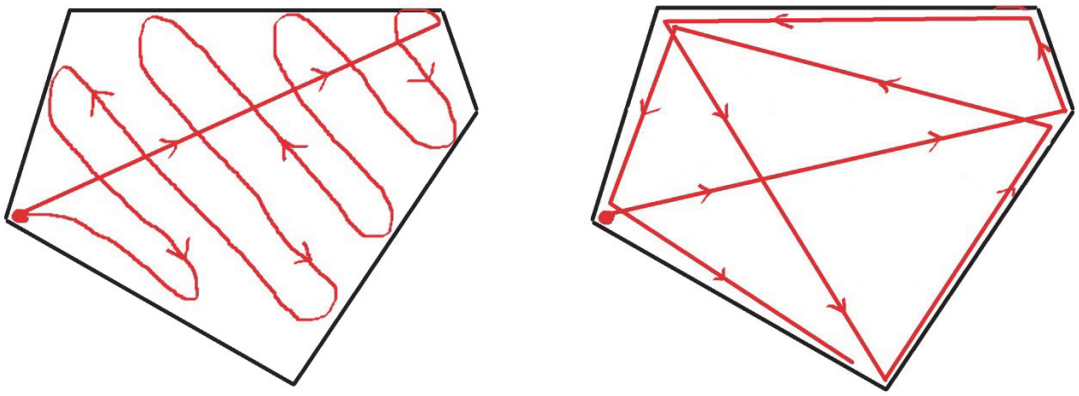
In het beheerplan wordt vastgelegd welke beheereenheden voor welke streefbeelden opgevolgd gaan worden en wordt ook een planning opgemaakt van welke beheereenheden in welk jaar (en maand) opgevolgd zullen worden om de werklast optimaal te verdelen over het jaar en over de periode van 6 jaar. Eens deze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

Hieronder beschrijven we eerst de algemene werkwijze: wat moet er gebeuren op het terrein en in welke volgorde gebeurt dit best? Daarna beschrijven we specifiek hoe de gegevensinvoer werkt voor de smartphone (app) of voor de online invoermodule (website).

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 (of oeverlengte, ook vermeld bovenaan in het veldformulier) binnen de beheereenheid om de monitoring uit te voeren (zie 3.4.5). 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 (zie bijlage 2). 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 3.7) waarbij ook aandacht besteed wordt aan randsituaties (indien relevant voor de beheervraag) en lokaal visueel afwijkende vegetatiesamenstelling.



Figuur 3.7: 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 3.4.2 – aangepaste Tansley-schaal). Maak hierbij gebruik van de visuele ondersteuning achteraan in het veldformulier (bijlage 1). 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 beïnvloed 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 habitattype 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.

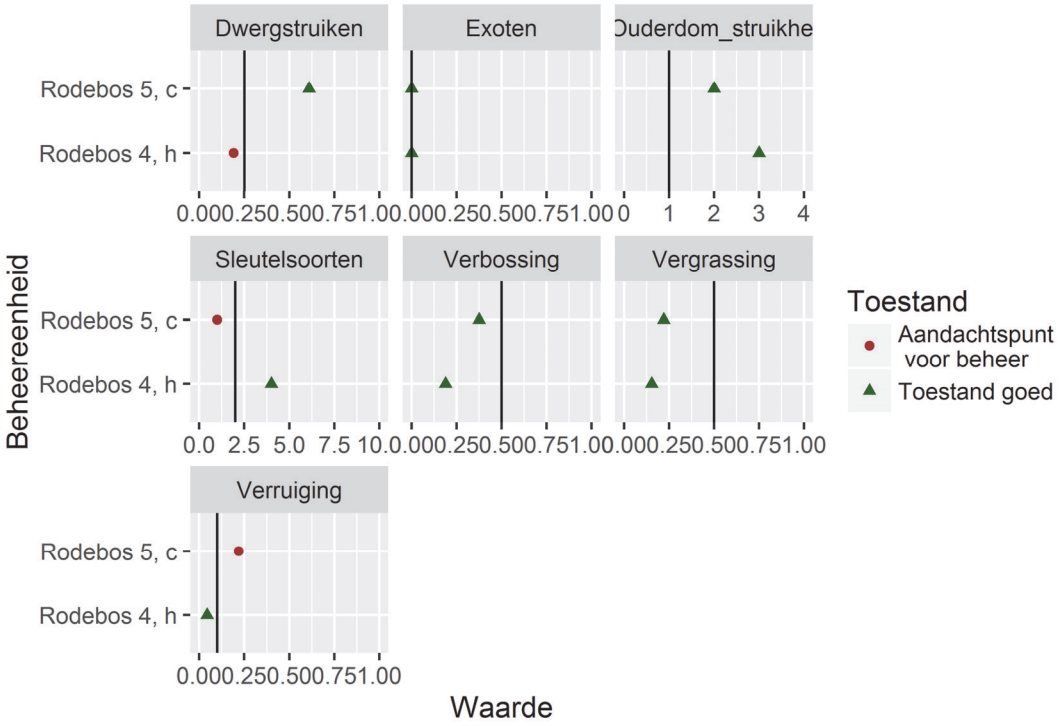
De precieze werking van de app is nog volop in ontwikkeling; hier volgen enkele krachtlijnen. Het navigeren naar een specifieke beheereenheid zal via de app vlot verlopen en er verschijnt automatisch een bijhorend indicatormandje: een lijst met soorten en andere indicatoren. Deze soorten/indicatoren 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.

3.4.7 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 3.8; dezelfde informatie kan ook compact in tabelvorm gegeven worden.



Figuur 3.8: Voorbeeld van directe feedback naar beheerder voor twee beheereenheden 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).

3.4.8 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.

4 Toekomstige monitoring in het Smeetshof

Op basis van de inzichten uit Deel I (Monitoringsresultaten, evaluatie en aanbevelingen voor toekomstig beheer, Van der Aa et al. 2016), hoofdstuk 2 en 3 van dit rapport en de doestellingen (voor zover bekend) voor het gebied, doen we hier een voorstel voor toekomstige monitoring. Deze doelstellingen zijn reeds elders beschreven en we beperken ons hier tot de praktische (maar gemotiveerde) afbakening (geografisch en inhoudelijk) van te monitoren doelen.

Informatie i.v.m. inrichting, beheer en doelen werd zo goed mogelijk uit diverse bronnen afgeleid, maar is misschien niet identiek aan die in de hoofden van de beheerders. De onderstaande tekst is dan ook eerder een oefening (en mogelijk een optie) dan een te volgen strategie in de toekomst voor het Smeetshof. Beslissingen hierover moeten in groep met alle partners genomen worden (zie 3.1).

4.1 Beheereenheden in het Smeetshof

4.1.1 Beheereenheden afbakenen

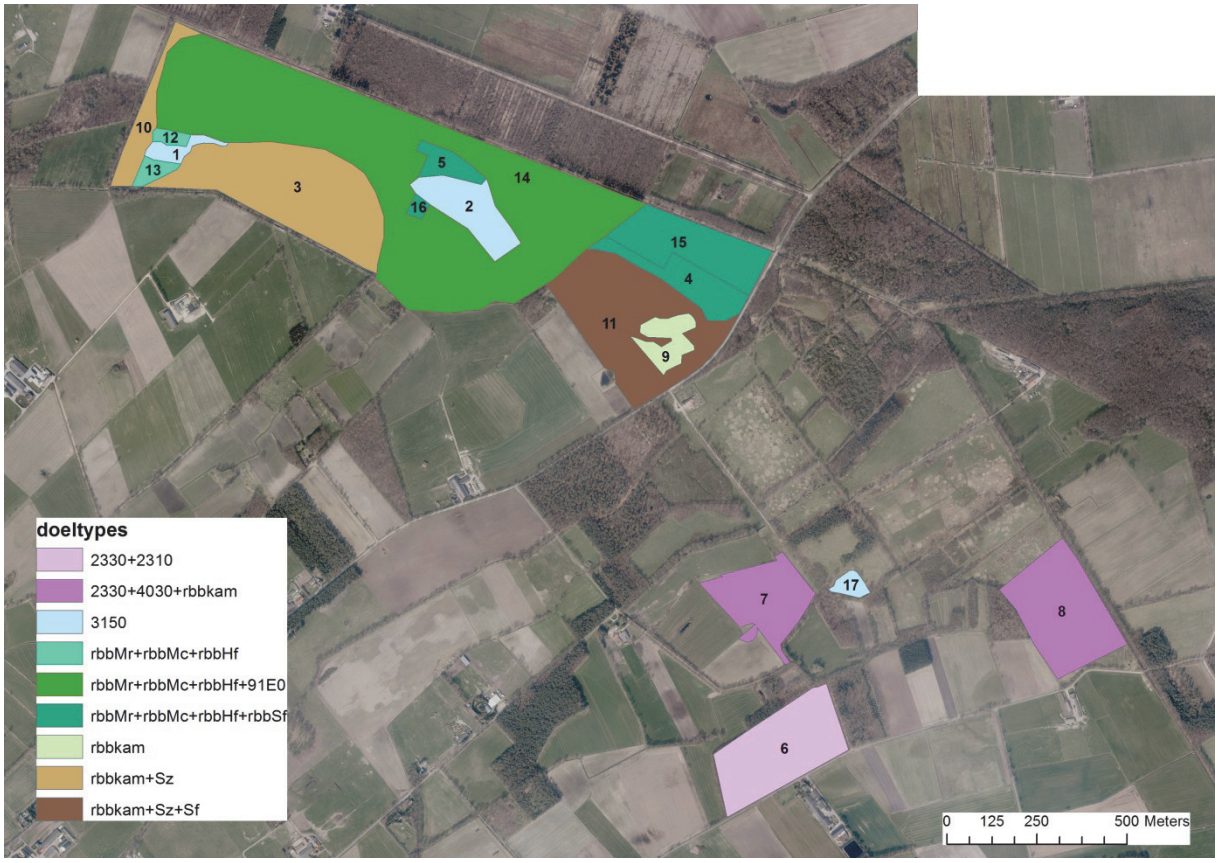
We vertrekken van de beheerdoelen die voor het Smeetshof zijn opgesteld. Hiervoor gebruiken we in dit rapport de beheerdoelenkaart (opgesteld in het kader van het zoekzonemodel van ANB). In de praktijk is het afbakenen van de beheerdoelen een proces dat door de verschillende partners samen wordt besproken en in kaart wordt gebracht. Om de doelen te bereiken worden dan de beheer- of inrichtingsmaatregelen beschreven en eveneens afgebakend op kaart. Overlay van beide lagen levert dan de beheereenhedenkaart op die als basis dient om de monitoringsactiviteiten ruimtelijk af te bakenen. We focussen hier verder op de beheereenheden met Europese habitats en regionaal belangrijke biotopen als doel.

De doelen werden weinig nauwkeurig in kaart gebracht; er was bv. een groot westelijk blok van 79,8 ha met het mozaïek kamgrasland (rbbkam, 80%), overgangsmoeras (7140, 10%) en alluviaal bos s.l. ($91^{E}0$, 10%) als doel ingetekend (figuur 4.1). In dit blok zijn diverse inrichtings- en beheermaatregelen gerealiseerd: afgraving, afplagging, peilverhoging, begrazing, maaibeheer en ontbossing.

Figuur 4.1: Grove habitatdoelenkaart voor het Smeetshof

Indien het de bedoeling was geweest om de doelen als mozaïek in het hele blok willekeurig te laten ontwikkelen, dan zou de overlay met de maatregelen voldoende zijn om de beheereenheden af te bakenen. Dit is hier echter niet het geval (bv. in grote afgegraven zones kan zich geen rbbkam ontwikkelen). Daarom hebben we hier geprobeerd om, rekening houdend met de intussen verworven inzichten en het verwachte effect bij de huidige maatregelenset, deze doelen toch enigszins bij te stellen en te verfijnen. Voor de zones waar een combinatie van vernatting, begrazing en/of ontbossing is gekozen, weerhouden we het moerastype 7140 niet (niet haalbaar door te hoge trofiegraad, De Becker & Thoonen 2010) maar stellen we hiervoor de regionaal belangrijke biotopen rbbmr, rbbhf en rbbmc voor als alternatief (resp. rietland, moerasspirearuigte met graslandelementen en grote zeggenvegetatie). Voor de zones waar begrazing of hooilandbeheer als maatregel speelt, weerhouden we rbbkam en Sz als doeltype en voor de zones waar al moerasbos was en waar niet gekapt werd weerhouden we $91^{E}0$ als doeltype. Dit wordt weergegeven in de kaart met beheereenheden (figuur 4.2) Voor

de andere, kleinere blokken volstaat de beschrijving van de doelen zoals ze gebeurd is op de habitatdoelenkaart en voegen we in het zuidoosten nog de geplagde plek hooiland (met als doel 2330 + 4030 + rbbkam) en de plas toe (met als doel 3150; figuur 4.2)



Figuur 4.2: afgebakende beheereenheden en hun nummer met doeltypes in habitat- en rbbtermen.

4.1.2 Keuze van de te monitoren beheereenheden

Een eerste keuze werd al impliciet gemaakt door de aanduiding van habitats en regionaal belangrijke biotopen als doel. Andere terreindelen, met andere doelen, worden niet op de standaardmanier gemonitord. Dit wil niet zeggen dat ze niet belangrijk zijn. Het opvolgen van de beheermaatregelen daar kan gebeuren door eenvoudige checklists waar een aantal kwalitatieve kenmerken gescoord worden die te maken hebben met de uitvoering van de inrichtings- of beheermaatregelen en terreinkenmerken. In tabel 4.1 geven we voor de verschillende beheereenheden met habitat- en rbbdoelen de oppervlakte (omtrek) en de ingreep/beheermaatregelen. Voor de waters (3150) is de omtrek (i.p.v. de oppervlakte) bepalend voor de monitoringsinspanning.

Tabel 4.1: kenmerken van op te volgen beheereenheden met habitat- en rbbdoelen

Nr. beheereenheid	doelhabitat	ingreep/beheer	Oppervlakte (ha)	Omtrek (m)
1	3150	vernatten-afgraven	0,7	559,7
2	3150	vernatten-afgraven	3,3	851,1
17	3150	Afschuinen oevers	0,5	300,6
3	rbbkam+Sz	begrazen	11,7	
4	rbbMr+rbbMc+rbbHf+rbbSf	vernatten-begrazen	2,9	
5	rbbMr+rbbMc+rbbHf+rbbSf	vernatten-plaggen	1,2	
6	2330+2310	kappen-begrazing	7,0	
7	2330+4030+rbbkam	kappen-plaggen-begrazen	4,6	
8	2330+4030+rbbkam	plaggen-begrazen	7,1	

9	rbbkam	maaien-begrazen	1,7	
10	rbbkam+Sz	begrazen	2,1	
11	rbbkam+Sz+rbbSf	begrazen	10,3	
12	rbbMr+rbbMc+rbbHf	vernatten-plaggen	0,4	
13	rbbMr+rbbMc+rbbHf	vernatten-plaggen	0,6	
14	rbbMr+rbbMc+rbbHf+91^{E}0	vernatten-begrazen	36,0	
15	rbbMr+rbbMc+rbbHf+rbbS	vernatten-kappen-begrazen	5,1	
16	rbbMr+rbbMc+rbbHf+rbbS	vernatten-plaggen	0,3	

4.1.3 Bepalen van aantal en grootte van de op te volgen plots

Op enkele uitzonderingen na worden de doelen beschreven als complexen. We zullen ze de totale oppervlakte van een bepaald doeltype berekenen door in een complex de totale oppervlakte te delen door het aantal doeltypes. Bv. voor beheereenheid 7 wordt voor het bepalen van de oppervlakte van 2330, 4030 en rbbkam 4,62 gedeeld door 3 waardoor elk doeltype een oppervlakte van 1,54 krijgt toebedeeld. In tabel 4.2. geven we voor alle doeltypes de oppervlakte per beheereenheid waarin ze voorkomen en de totale oppervlakte.

Tabel 4.2: Totale en gemiddelde oppervlakte van de doeltypes en het aantal beheereenheden waarin ze voorkomen

Doeltype	Aantal beheereenheden	Totale oppervlakte (ha)	Gemiddelde oppervlakte (ha)
3150	3	4,5	1,5
2310	1	3,5	3,5
2330	3	7,4	2,5
4030	2	3,9	2,0
rbbHf	7	12,7	1,8
Rbbkam	6	15,9	2,7
rbbMc	7	11,7	1,7
rbbMr	7	11,7	1,7
rbbSf	5	5,8	1,2
Sz	3	10,4	3,4
91^{E}0	1	9,0	9,0
		Totale lengte omtrek	Gemiddelde lengte omtrek
3150	2	1711 (m)	570 (m)

Met behulp van tabel 4.2. en Figuur 4.3 uit bijlage 2 kunnen we nu voor elk doeltype de oppervlakte en het aantal locaties berekenen (Tabel 4.3).

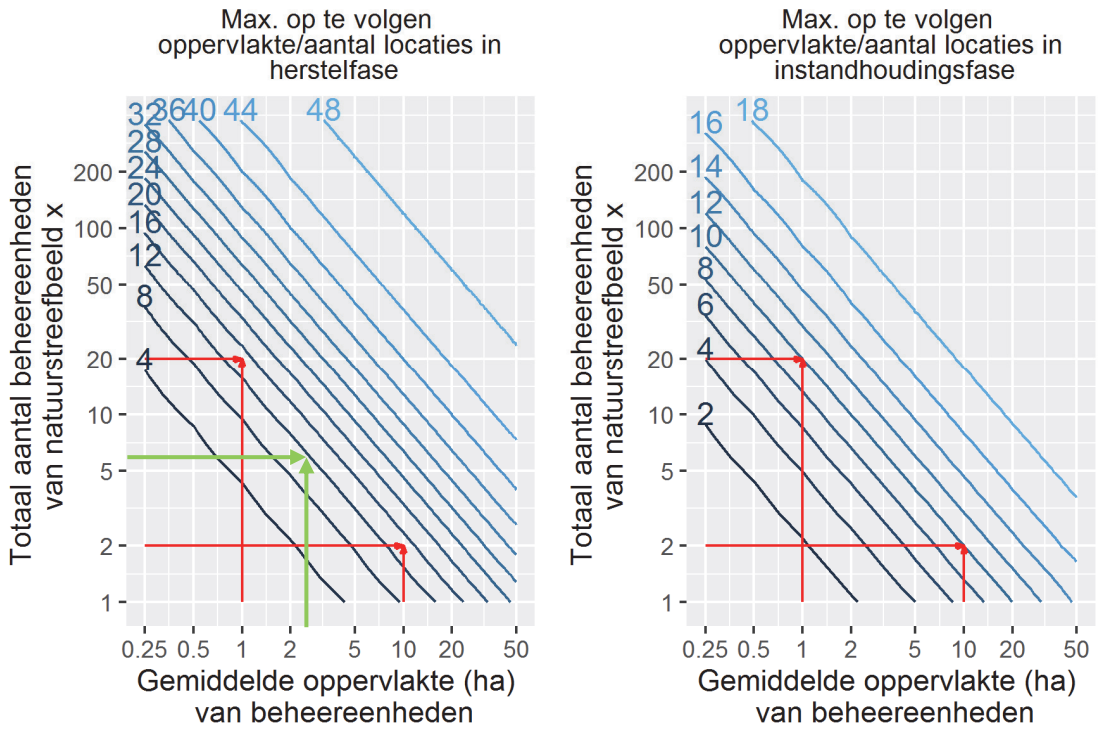
Tabel 4.3: Aantal locaties en hun oppervlakte op te nemen voor de verschillende doeltypes

Doeltype	Aantal	Totale oppervlakte	Gemiddelde	Aantal locaties
3150	3	4,5	1,5	4
2310	1	3,5	3,5	3
2330	3	7,4	2,5	6
4030	2	3,9	2,0	4
rbbHf	7	12,7	1,8	9
rbbkam	6	15,9	2,7	12
rbbMc	7	11,7	1,7	9
rbbMr	7	11,7	1,7	9
rbbSf	5	5,8	1,2	Bostype: geen Tansley-opname

Sz	3	10,4	3,4	Geen habitat
$91^{E}0$	1	3,4	3,4	Bostype: geen Tansley-opname

4.1.3.1 Voorbeeld rbbkam

We werken doeltype rbbkam uit dat in 6 beheereenheden voorkomt en een gemiddelde oppervlakte heeft van 2,7 ha. We gaan er van uit dat alle beheereenheden nog in herstelfase zijn (o.a. door plaggen, omvorming van akkers naar grasland, bos naar grasland enz.). We moeten dus de linkse grafiek uit figuur 4.3 gebruiken.



Figuur 4.3: Bepalen van het aantal op te volgen locaties van doeltype rbbkam, aangegeven met de groene lijnen (de rode lijnen mogen genegeerd worden).

Uit figuur 4.3 volgt nu dat 12 locaties van het doeltype moeten opgevolgd worden. Deze worden nu verdeeld over de 6 beheereenheden. De 6 beheereenheden hebben een verschillende oppervlakte en beheer. De maximale oppervlakte van doeltype rbbkam om in opname op te volgen in een beheereenheid is 2 ha (tabel 1 in bijlage 2). Beheereenheid nr. 3, 7 en 9 worden dus volledig afgelopen om een Tansley-opname te maken. Beheereenheden 3, 8 en 11 zijn groter dan 2 ha. Hierin zullen we dus plots leggen waarvan we de oppervlakte corrigeren. De aanbevolen oppervlakte van 1 ha voor rbbkam is 1 ha (Tabel 1 in bijlage 2). Voor beheereenheid 3 bijvoorbeeld mag deze oppervlakte verlaagd worden met een factor = aanbevolen oppervlakte /$\sqrt{\#\text{plots}}$. Dat wordt dan $1/\sqrt{5}$ = 0,45ha. In beheereenheid 3 worden dus 5 plots van 0,45 ha opgevolgd. Ook voor beheereenheid 11 kan er een correctiefactor worden toegepast. Voor beheereenheid 8 is dit niet het geval. Er is maar een op te volgen plot waarvoor de aanbevolen oppervlakte van 1 ha wordt gebruikt. In totaal zullen dus 12 locaties opgevolgd worden met een gezamenlijke oppervlakte van 9,2 ha (tabel 4.4). Deze locaties worden weergegeven op kaart in figuur 4.5.

Tabel 4.4: overzicht van de te evalueren beheereenheden met doelstelling rbbkam

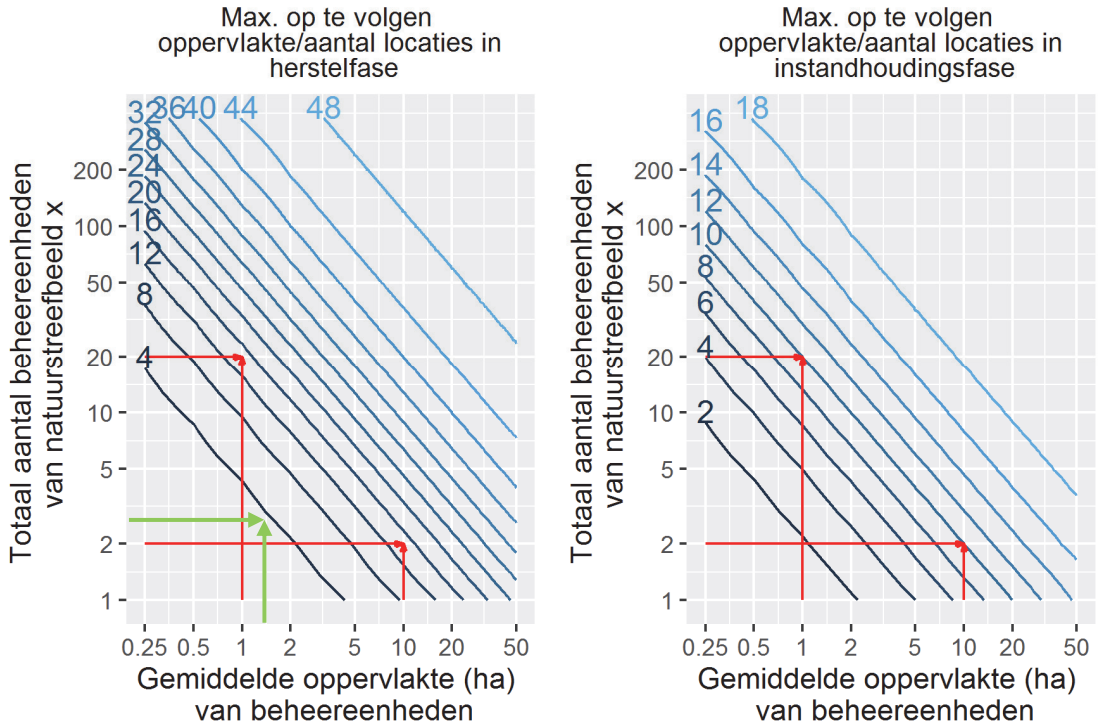
Nr beheereenheid	Ingreep/beheer	Oppervlakte doeltype	Aantal op te volgen plots	Oppervlakte plot (ha)
3	Begrazen	5,9	5	$1/\sqrt{5}$ = 0,45
10	Begrazen	1,0	1	Volledige beheereenheid
11	Begrazen	3,4	3	$1/\sqrt{3}$ = 0,58

7	kappen-plaggen-begrazen	1,5	1	Volledige beheereenheid
9	maaien-begrazen	1,7	1	Volledige beheereenheid
8	plaggen-begrazen	2,4	1	1
Totalen			**12**	**9,2**

Er kan ook gekozen worden om de locaties anders over de beheereenheden te verdelen. Dit zou bv. kunnen als er specifieke beheervragen zijn. Als er bv. aanwijzingen zijn dat in een bepaald blok (bv. beheereenheid 3) teveel vernatting is opgetreden, waardoor de dieren er niet meer kunnen komen en er onvoldoende begraasd wordt, kan het zinvol zijn om in dit blok meerdere plots te leggen en die in mindering te brengen in plot 11. In de beheereenheden waar ook andere doelen in complex liggen met rbbkam kunnen dezelfde plots gebruikt worden om een Tansley-opname te maken, zoals bv. voor beheereenheden 3 en 10.

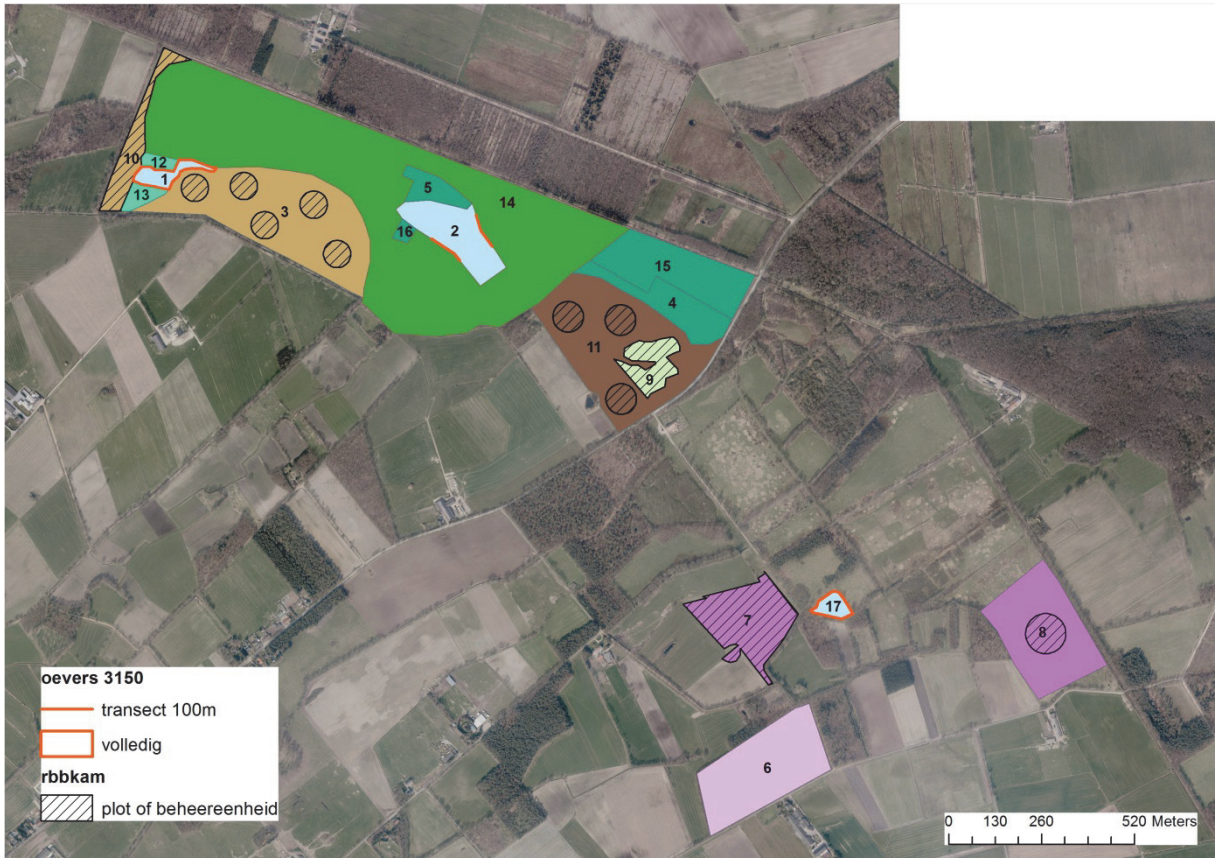
4.1.3.2 Voorbeeld 3150

Doeltype 3150 komt voor in 3 beheereenheden en heeft daarin een gemiddelde oppervlakte van 1,5 ha. We gaan er van uit dat alle beheereenheden nog in herstelfase zijn (afgraven, afschuinen oevers, …). We moeten dus de linkse grafiek uit figuur 4.5 gebruiken.



Figuur 4.4: Bepalen van het aantal op te volgen locaties van doeltype 3150, aangegeven met de groene lijnen (de rode lijnen mogen genegeerd worden).

Uit figuur 4.4 volgt nu dat 4 locaties van het doeltype moeten opgevolgd worden. Deze worden nu verdeeld over de 3 beheereenheden. In beheereenheden 1 en 17 is de omtrek kleiner dan de maximale omtreklengte (400m, tabel 1 in bijlage 2). Hier wordt de volledige oever afgelopen. In beheereenheid 2 is de totale oeverlengte groter dan de maximale lengte. Hier worden 2 transecten afgelopen van 100 meter (zie figuur 4.5).



Figuur 4.5: op te volgen locaties (met exacte afmetingen) voor rbbkam, verspreid over de 6 beheereenheden en voor 3150, verspreid over 3 beheereenheden.

4.1.4 Monitoringsfrequentie

Voor de monitoringsfrequentie verwijzen we naar Tabel 3.2. We gingen er van uit dat de meeste beheereenheden nog in herstelfase zijn; dan is de monitoringsfrequentie 3-jaarlijks. Voor sommige beheereenheden kan men veronderstellen dat ze 12 jaar na de inrichting niet snel meer zullen evolueren en kan een 6-jaarlijkse evaluatie volstaan (bv. beheereenheid 7, waar gemaaid wordt, beheereenheid 17 waar weinig externe invloeden zijn die de kwaliteit kunnen beïnvloeden).

Tabel 3.2. is dus een hulpmiddel en een houvast om na te denken over de frequentie. De snelheid waarmee een vegetatietype stabiliseert na een herstelingreep is afhankelijk van veel gebiedseigen factoren en moet op het terrein geëvalueerd worden.

4.1.5 Indicatormandjes

Voor alle doeltypes zullen in de nabije toekomst indicatormandjes ontwikkeld worden. Daarin zulle naast soorten met verschillende indicatiewaarden ook kwalitatieve kenmerken opgenomen worden (zie ook 3.4.1). Verwachte beschikbaarheid: 2017.

4.2 Fauna

Het op dit ogenblik in ontwikkeling zijnde monitoringsconcept beschouwt monitoring van fauna als “extra monitoring”, waarmee bedoeld wordt dat dit in een hogere subsidieschaal zal vallen. De modaliteiten hiervan moeten nog opgesteld worden, maar wellicht zal ook hier de focus liggen op de Habitat- en Vogelrichtlijnsoorten. Voor een groot aantal habitat- en vogelrichtrichtlijnsoorten zijn al monitoringprotocols ontwikkeld die op programmabasis gegevens verzamelen (op niveau Vlaanderen dus a.d.h.v. steekproeven, Westra et al., 2016, zie bijlage 3). De veldprotocols voor dataverzameling zijn echter geschikt om te gebruiken op gebiedsniveau. De keuze van de te monitoren soorten moet bepaald worden bij de opmaak van een nieuw beheerplan.

Habitarichtlijnsoorten die in het Smeetshof mogelijks aan bod kunnen komen voor monitoring zijn Otter, Bever en Boomkikker.

Te monitoren Vogelrichtlijnsoorten (als broedvogel) kunnen zijn Nachtzwaluw, Boomleeuwerik, Zwarte specht, Wespendief, Grauwe klauwier en Blauwborst.

De Europees of Vlaams prioritaire soorten zijn niet steeds de beste soorten om gericht inrichting of beheer te evalueren. Op basis van goede terreinkennis wordt dan best nog een inschatting gemaakt van extra soorten die relevant zijn voor het beheer. In het geval van het Smeetshof zijn dit o.m. Boompieper, Geelgors, Rietgors en Sprinkhaanzanger. Ook de Kleine karekiet is een soort die net als Sprinkhaanzanger indicaties over de openheid van het moeras kan geven (zij het in tegengestelde zin).

Op basis van de inventarisatie van het gebied moet in het kader van een nieuw beheerplan een nieuwe lijst van de monitoren soorten opgesteld worden. Naast de hierboven gedane suggesties, lijkt het zinvol om ook de libellen- en vlinderroutes te behouden of, met een gelijkaardige inspanning deze diersoorten blijvend te inventariseren.

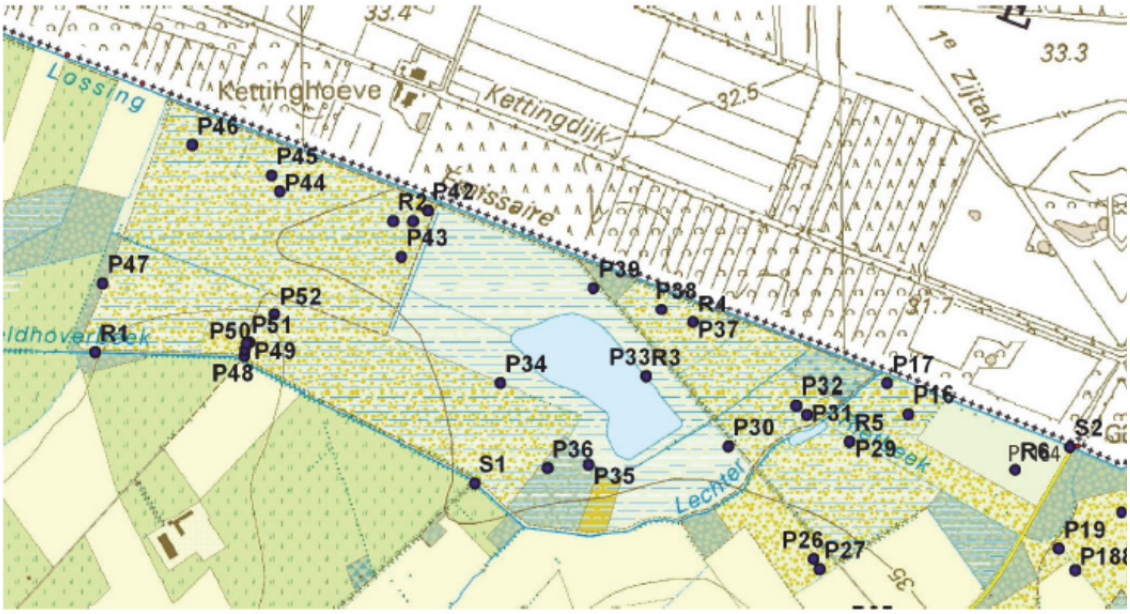
4.3 Abiotiek

De abiotische monitoring heeft zich vooral gericht op hydrologie en bodem. Vooral onderzoek (en niet zo zeer monitoring) heeft tot zeer belangrijke inzichten geleid over het functioneren en de potenties van het gebied. Te hoge nutriëntenbelasting van grond- en oppervlaktewater heeft geleid tot het niet halen van de doelstellingen (oevergangsmoeras type 7140). Bodemonderzoek toonde een fosfaatverzadiging aan die herstel van een mesotroof moeras, zelf bij diepe ontgronding hypothekeren (Technum 2014).

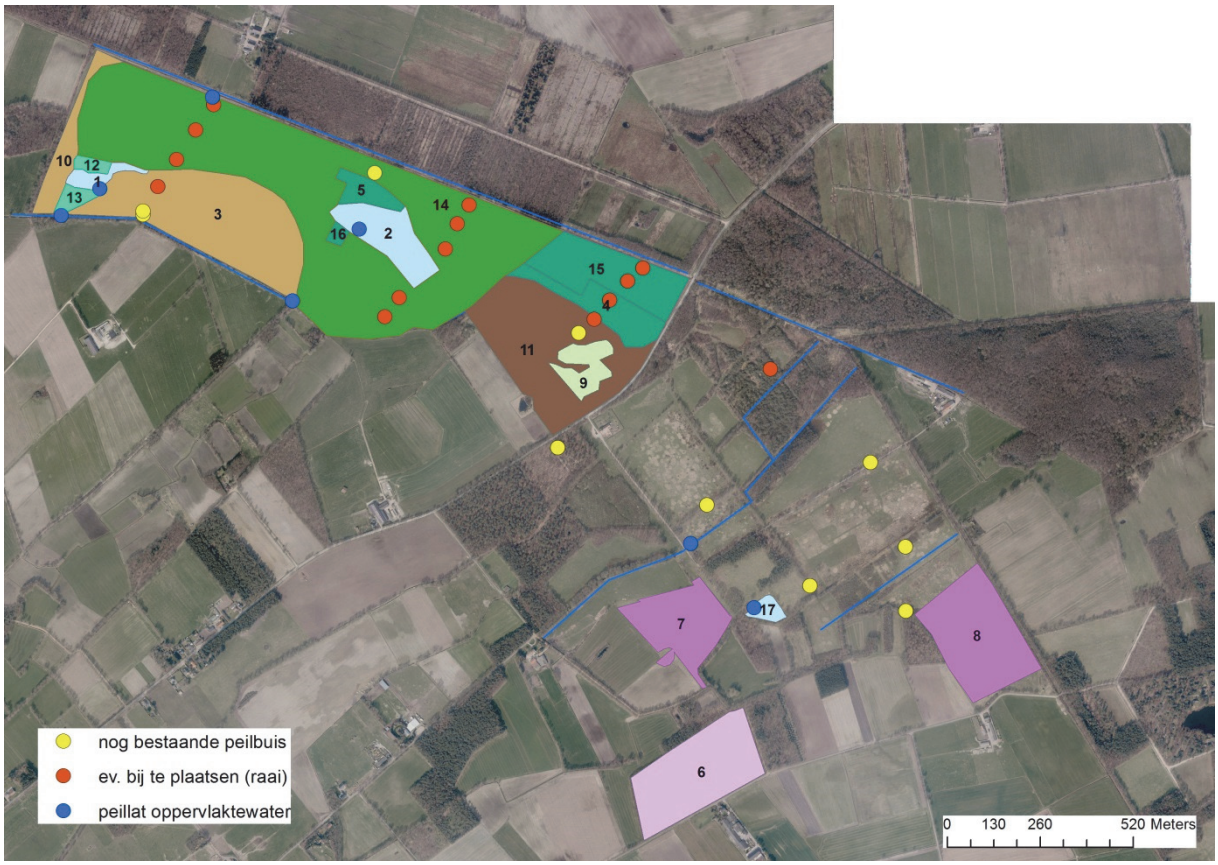
De toekomstige monitoring richt zich best op het opvolgen van grond- en oppervlaktepeilen. Daarvoor kan het bestaande meetnet gebruik worden (figuur 4.6). Intussen zijn verschillende buizen niet meer functioneel of onvindbaar geworden. Zeker als in de toekomst hydrologisch herstel door peilverhogingen via de Lossing gerealiseerd wordt zoals voorgesteld door De Becker & Thoonen (2010) kan het uitzetten van raaien, loodrecht op de vochtgradiënt indicaties geven over het bereik van de gerealiseerde peilverhoging (figuur 4.7). Indien een dergelijk herstel werkelijk wordt uitgevoerd kunnen meer concreet en gericht raaien uitgezet worden en voor zien worden van divers.

Op enkele strategische plaatsen kunnen peillatten voor oppervlaktewaterpeilen gezet worden (beken + plassen).

Zowel bij peilbuizen als –latten is de bereikbaarheid en vindbaarheid een heikel punt in het Smeetshof. Er moet voor een netwerk gekozen worden dat nauw aansluit bij nieuwe hydrologische herstelmaatregelen.



Figuur 4.6: Oorspronkelijk peilbuizennetwerk in het Smeetshof. Slechts een 10-tal peilbuizen konden lange termijn resultaten leveren (zie Deelrapport I, van Van der Aa et al. 2016)



Figuur 4.7: Nog functioneel netwerk van peilbuizen met een voorstel voor nieuw te plaatsen raaien (indicatief) en peillatten voor oppevlaktewater.

5 Besluit

5.1 Algemeen

Het monitoringsprogramma van het Smeetshof was een zwaar programma, zowel qua techniciteit (als plan) als in uitvoering (op het terrein). De technieken werden niet steeds toegepast zoals ze beschreven waren in het monitoringsplan, wellicht omdat het helderheid miste. Er blijkt een grote nood aan informatie-uitwisseling tussen de verschillende partners. Dit zijn de opstellers van het beheerplan, de opstellers van het monitoringsplan, de uitvoerders van de monitoring, de planners van de natuurinrichting, de uitvoerders van de natuurinrichting en diverse onderzoekers. Niemand lijkt zicht te hebben op het volledige plaatje en daardoor is ook de interpretatie van de monitoringsdata moeilijk.

5.2 Monitoringstechnieken

De monitoring van de vegetatie gebeurde vlakdekkend, aan de hand van soortenlijsten in vooraf opgestelde inventarisatie-percelen die niet overeen kwamen met doeltypes, beheer- of inrichtingsmaatregelen. Dit moet doelgerichter, op het niveau van een beheereenheid en in een selectie van doeltypes aan de hand van een semi-kwantitatieve opnameschaal (aangepaste Tansley) voor een selectie van indicatorsoorten en terreinkenmerken.

Broedvogelkartering leverde waardevolle resultaten op, maar de methodiek kan uniformer en meer gericht op doelsoorten of indicatieve soorten voor een te ontwikkelen doelsysteem. Avimap wordt aangeraden.

Vlinder- en libellenroutes zijn waardevol, maar vrij arbeidsintensief. Als ze volgehouden worden, leveren ze op langere termijn goede data op. Eventueel kunnen ze vervangen worden door gericht zoeken in enkele relevante biotopen. Dit biedt meer kansen om vrijwilligers te betrekken.

De fotoreeksen zijn waardevol. Een goede databank hiervoor is echter onmisbaar en eenzelfde resultaat kan gehaald worden met veel minder opnamepunten: een 10-tal kan volstaan in die terreinen waar veel verandering wordt verwacht.

De abiotiek werd vooral aan de hand van gespecialiseerd onderzoek belicht en minder door monitoring. Dit is o.i. ook de manier waarop dit moet gebeuren. Peilbuismetingen zijn echter zeer relevant en zullen ook in de toekomst in het gebied (en elders) steeds waardevol zijn om de ontwikkelingen in een gebied te evalueren en het beheer te sturen. Ze zijn ook relevant om problemen te detecteren en zo aanleiding te geven tot gericht onderzoek, hetgeen ook in het Smeetshof gebeurd is.

5.3 Monitoring anno 2017

In dit rapport wordt een nieuwe visie op monitoring van natuurbeheer gepresenteerd die het resultaat is van veel overleg tussen beheerders, wetenschappers en beleidsmensen. Cruciaal is de rol van het beheerplan waarvan het monitoringsplan een integraal deel moet uitmaken. De technieken zijn eenduidig, vnl. gericht op Europese habitats en regionaal belangrijke biotopen (rbb's). Voor de evaluatie van diersoorten en abiotiek moeten nog richtlijnen worden uitgewerkt.

Voor het Smeetshof werd met de nieuwe inzichten als achtergrond een aanzet gegeven voor monitoring in de toekomst. Er is echter nood aan een update van het beheerplan en daarmee samenhangend een meer gericht monitoringsplan.

6 Referenties

Adriaens D, Adriaens T & Ameeuw G, 2008. Ontwikkeling van criteria voor de beoordeling van de lokale staat van instandhouding van de habitatrichtlijnsoorten. Brussel: Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.

Adriaens P & Ameeuw G, 2008. Ontwikkeling van criteria voor de beoordeling van de lokale staat van instandhouding van de vogelrichtlijnsoorten. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.

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

Aggenbach CJS & Jalink MH, 1998. Indicatorsoorten voor verdroging en eutrofiëring van plantengemeenschappen in hoogvenen. Staatsbosbeheer, Driebergen.

Aggenbach CJS & Jalink MH, 1999. Indicatorsoorten voor verdroging en eutrofiëring van plantengemeenschappen in droge duinen. Staatsbosbeheer, Driebergen.

Aggenbach CJS, Jalink MH & Jansen AJM, 1998. Indicatorsoorten voor verdroging, verzuring en eutrofiëring van plantengemeenschappen in vennen. Staatsbosbeheer, Driebergen.

Aggenbach CJS, Grijpstra J & Jalink MH, 2007. Indicatorsoorten voor verdroging, verzuring en eutrofiëring van plantengemeenschappen in uiterwaarden. Staatsbosbeheer, Driebergen.

Aggenbach CJS & Jalink MH, 2001. Indicatorsoorten voor verdroging, verzuring en eutrofiëring van plantengemeenschappen in duinvalleien van het waddendistrict (kalkarme duinen). Staatsbosbeheer, Driebergen.

Aggenbach CJS & Jalink MH, 2005. Indicatorsoorten voor verdroging, verzuring en eutrofiëring van plantengemeenschappen in boezemlanden. Staatsbosbeheer, Driebergen.

Albers K, Wim van der Hoek W, Hanhart K & Mosterdijk H, 2000. Natuurinrichting Het Smeetshof – Monitoringsplan. Adviesgroep Integraal Ecologisch Onderzoek en Beheer in samenwerking met de Vlaamse Landmaatschappij (VLM), 104 pp.

Albers K, Faasen T, van der Hoek W, Hanhart K & Mosterdijk H, 2001. Vademecum monitoring Natuurinrichting. Praktische handleiding bij het opstellen van monitoringsplannen voor natuurinrichting. In opdracht van het Departement Leefmilieu en Infrastructuur, Administratie Milieu, Natuur, Land- en Waterbeheer (AMINAL) van het Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap. Adviesgroep Integraal Ecologisch Onderzoek en Beheer i.s.m. VLM.

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

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

Anoniem, 2002. Stagerapport Monitoring Smeetshof T-1 (2002).

Allen CR, Fontaine JJ, Pope KL & Garmestani AS, 2011. Adaptive management for a turbulent future. Journal of Environmental Management 92(5):1339 - 1345.

Bax IHW & Schippers W, 1997. Ontwikkeling van botanisch waardevol grasland – veldgids. IKC-natuurbeheer, Utrecht.

Caughlan L & Oakley KL, 2001. Cost considerations for long-term ecological monitoring. Ecological Indicators 1(2):123 - 134.

Cosyns E, 1992. Voorlopige standaardlijst van de Vlaamse flora: standaardlijst van de hogere planten in Vlaanderen met aanduiding van hun zeldzaamheid, bedreiging en ecologische indicatie. Vrije Universiteit Brussel, Brussel, 100 pp.

De Becker P & Thoonen M, 2010. Advies betreffende de vernatting buiten de natuurinrichtingsperimeter van het Smeetshof; inschatten en remediëren. Advies van het Instituut voor Natuur- en bosonderzoek. INBO.A.2010.123.

De Cock R, Hoffmann M, Maes D & De Blust G, 2008a. Begeleiding en opvolging van de beheeropvolging van de Vlaamse Natuurreservaten: beknopte handleiding Beheeropvolging. Brussel: Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. INBO.R.2008.8.

De Cock R, Hoffmann M, Maes D & De Blust G, 2008b. Begeleiding en opvolging van de beheeropvolging van de Vlaamse Natuurreservaten: initiële verwerking voor het natuurdoeltype dotterbloemgrasland. Brussel: Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. INBO.R.2008.9.

De Cock R, Hoffmann M, Maes D & De Blust G, 2008c. Begeleiding en opvolging van de beheeropvolging van de Vlaamse Natuurreservaten: vademecum deel 1 en 2: concept beheeropvolging en methodiek met technische bijlagen en multisoortenlijsten. Brussel: Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. INBO.R.2008.7.

Demeulenaere E, Schollen K, Vandomme V, T'Jollyn F, Hendrickx F, Maelfait J-P & Hoffmann M, 2002. Een hiërarchisch monitoringssyteem voor beheerevaluatie van natuurreservaten in Vlaanderen. Instituut voor Natuurbehoud: Rapport Instituut voor Natuurbehoud 2002.09.

Dupae E & Stulens H, 2005. Monitoringsrapport het Smeetshof, monitoring vegetatie en fauna. Situatie 2005, twee jaar na de werken - Toestand T = 2. VLM Limburg.

Dupae E & Stulens H, 2009. Monitoringsrapport het Smeetshof, monitoring vegetatie en fauna. Situatie 2008 en 2009, vijf en zes jaar na de werken. Toestand T = 5 en T = 6. Ruwe data.

Hermy M, De Blust G & Slootmaekers M, 2004. Natuurbeheer. Leuven: Davidsfonds. 451- p.

Hustings MFH et al, 1989. Vogelinventarisatie: achtergronden, richtlijnen en verslaglegging. 2e licht verbeterde druk. Natuurbeheer in nederland. PUDOC: Wageningen. ISBN 90-220-0871-1. 492 pp.

Jalink MH, 1996. Indicatorsoorten voor verdroging, verzuring en eutrofiëring in laagveenmoerassen. Staatsbosbeheer, Driebergen.

Jalink MH & Jansen AJM, 1995. Indicatorsoorten voor verdroging, verzuring en eutrofiëring van grondwaterafhankelijke beekdalgemeenschappen. Staatsbosbeheer, Driebergen.

Lambinon J, De Langhe J-E, Delvosalle L & Duvigneaud J, 1998. Flora van België, het Groothertogdom Luxemburg, Noord-Frankrijk en de aangrenzende gebieden, 3de uitgave. Meise, Nationale Plantentuin van België.

Oosterlynck P, Van Landuyt W & Paelinckx D, 2013. Selectie habitattypische flora ten behoeve van de Artikel 17 rapportage omtrent de staat van instandhouding van de Natura 2000 habitattypen. Brussel: Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.

Quataert P, 2011. Methodological and statistical aspects of indices of biotic integrity to assess the ecological condition of surface waters. Brussel: Instituut voor Natuur en Bosonderzoek (INBO). 218- p.

Quataert P & Waterinckx M, 2009. Werkplan en voorstudie project Monitoring Beheer en Natura 2000: Naar een modulair samengesteld meetnet. Brussel: Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek en Afdeling Natuur en Bos.

Schipper PC, Nooren MJ, Holtland WJ, Aggenbach CSJ, 2007. Indicatorsoorten deel 1. Methoden en toepassing. Staatsbosbeheer, Driebergen.

Technum, 2014. Smeetshof: Bodemkwaliteit en afgraving als verfijning van de grensoverschrijdende visie. Bodemprofielen en bodemchemisch onderzoek.

T'Jollyn F, Bosch H, Demolder H, De Saeger S, Leyssen A, Thomaes A, Wouters J, & Paelinckx D, 2009. Criteria voor de beoordeling van de lokale staat van instandhouding van de NATURA 2000-habitattypen, versie 2.0. Brussel: Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.

Van Calster H, Van Uytvanck J, Westra T & Quataert P, 2015. Werkdocument Beheerevaluatie - Versie 1.1. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Van der Aa B, Van Uytvanck J, Vercruysse W, Van Gompel W, Provoost S, Thomaes A, Vandekerkhove K & De Blust G, 2016. Evaluatie Natuurinrichting Smeetshof - Deel I: Monitoringsresultaten, evaluatie en aanbevelingen voor toekomstig beheer. Raport van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. INBO.R.2016.12525307. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Van Uytvanck J & De Blust G, (red.), 2012. Handboek voor beheerders: Europese natuurdoelstellingen op het terrein. Deel I: Habitats. Tielt: Lannoo Campus. 302 pp.

Vos P, Meelis E & Ter Keurs WJ, 2000. A Framework for the Design of Ecological Monitoring Programs as a Tool for Environmental and Nature Management. Environmental Monitoring and Assessment 61:317-344.

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.

Westra T, De Knijf G, Ledegen H, De Bruyn L, Maes D, Onkelinx T, Piesschaert F, Vanreusel W, Van Elegem B, Pollet M & Quataert P, 2016. Monitoring van prioritaire dier- en plantensoorten in Vlaanderen - Opstart van nieuwe meetnetten. Natuur.focus 15(4): 156-165.focus

Williams BK, 2011. Passive and active adaptive management: Approaches and an example. Journal of Environmental Management 92(5):1371 - 1378.

Wouters J, Bauwens D, Onkelinx T & Quataert P, 2008. Ontwerp en evaluatie van beleidsgerichte meetnetten voor het milieu- en natuurbeleid. Leidraad voor de meetnetontwerper. Brussel: Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. INBO.M.2008.8.

7 Bijlagen

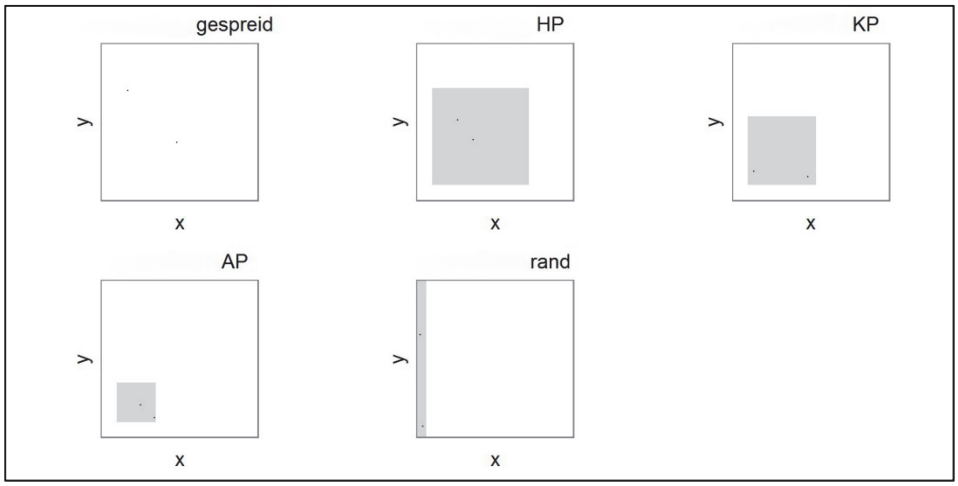
Bijlage 1: Visuele voorstelling van de aangepaste Tansley-opnameschaal

De lichtgrijs gemarkeerde zones in de figuren zijn de zones met een afwijkende vegetatie.

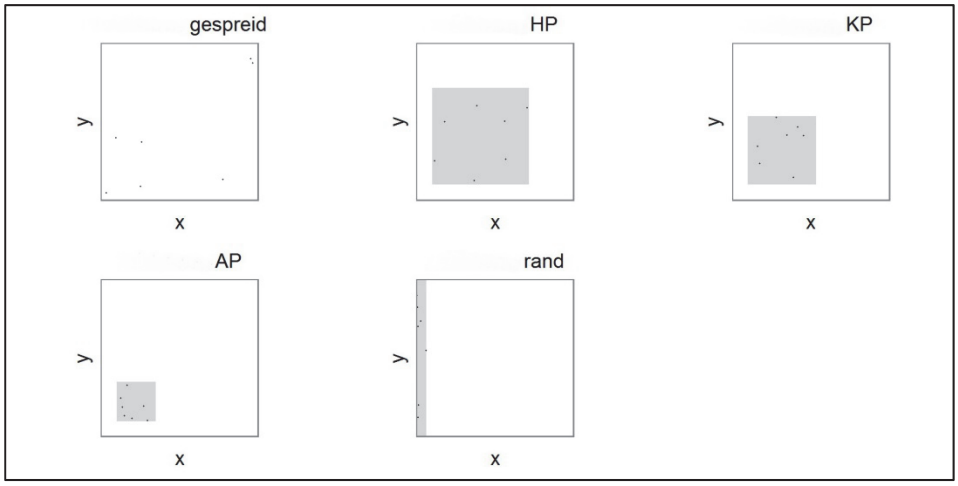
Bijkomende indicatie over de verspreiding over het terrein (vanaf code V)

1 of gespreid	over het hele terrein gespreid
2 of HP	voorkomend in max de helft vh terrein (tusen 1/4de en 1/2de van de perceels- of plotoppervlakte)
4 of KP	voorkomend in max een kwart vh terrein (tusen 1/8de en 1/4de van de perceels- of plotoppervlakte)
8 (AP)	voorkomend in max een kin een achtste vh terrein (minder dan 1/8 van de perceels- of plotoppervlakte)

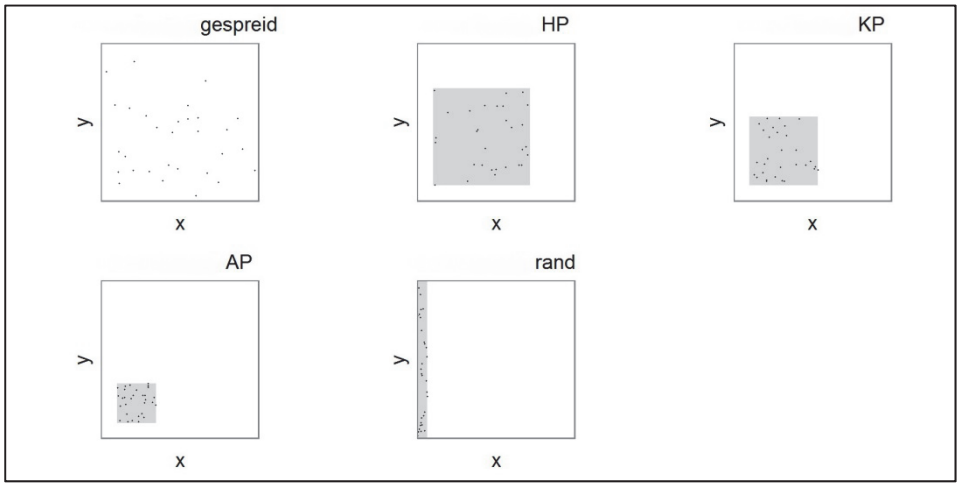
	Code	bedekking%	# individuen
Zeer schaars	**ZS**	**<1**	**1-3**



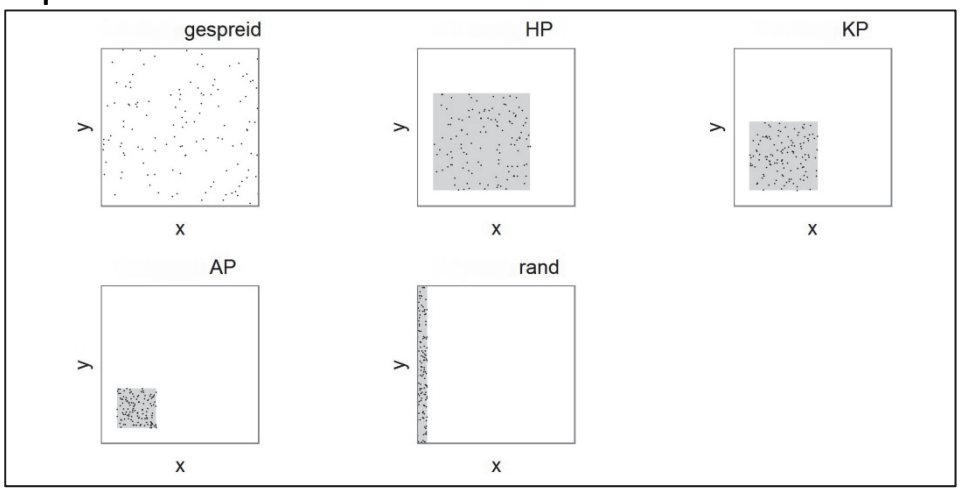
	Code	bedekking%	# individuen
Schaars	**S**	**<1**	**4-10**



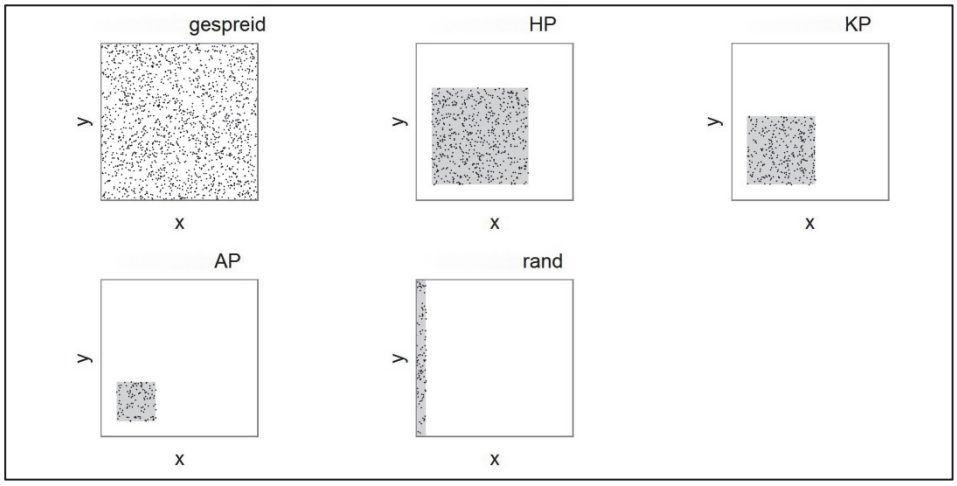
	Code	bedekking%	# individuen
Verspreid	**V**	**<5**	**11-50**



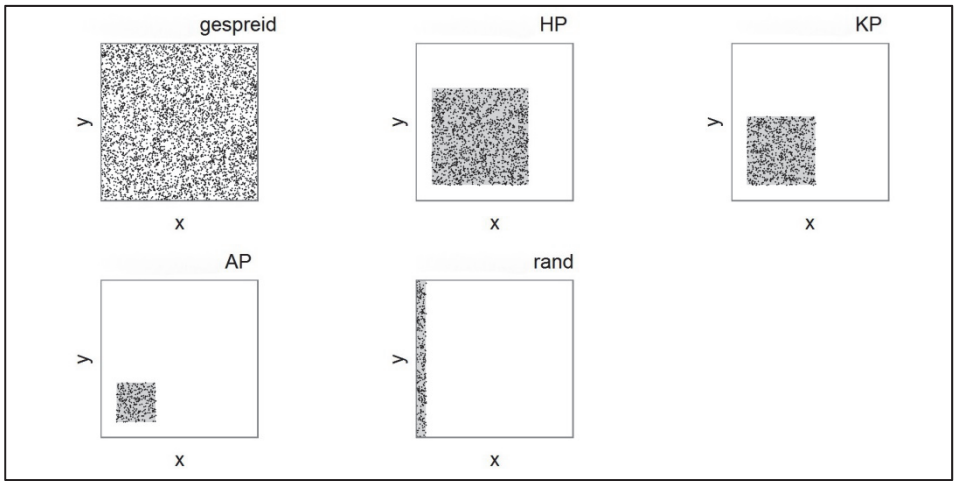
	Code	bedekking%	# individuen
Fequent	**F**	**<5**	**>50**



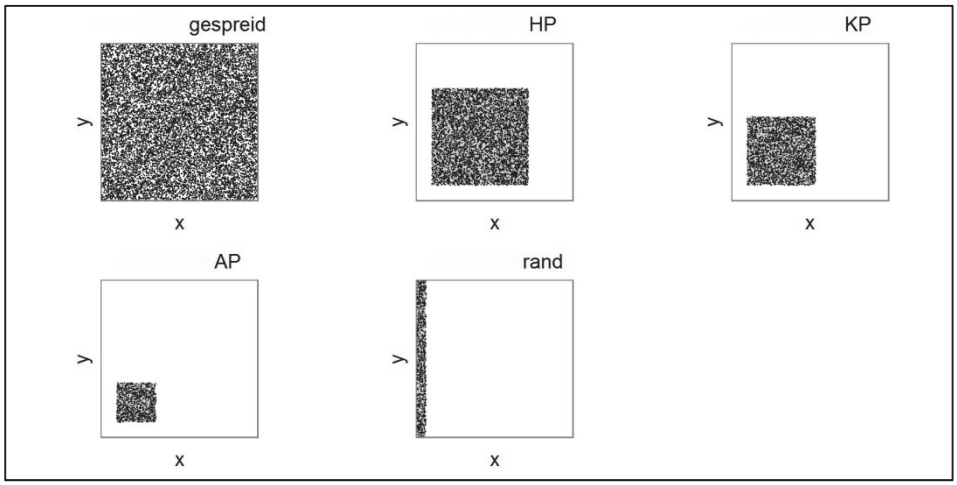
	Code	bedekking%	# individuen
Bedekkend	**B**	**5-25**	**>50**



	Code	bedekking%	# individuen
Kwart bedekkend	**K**	**25-50**	**>50**



	Code	bedekking%	# individuen
Dominant	**D**	**75-100**	**>50**



Bijlage 2: Aantal op te volgen locaties bepalen

Uit analyse van de natuurdoelenkaart, blijkt dat een natuurstreefbeeld in een gebied een gemiddelde habitatvlek-oppervlakte kan hebben tot 45 ha en de grootste habitatvlekken zijn ongeveer 100 ha. Daar staat tegenover dat de helft van de habitatvlekken minder dan 0.28 ha groot zijn. Het aantal beheereenheden van een natuurstreefbeeld kan in een bepaald gebied oplopen tot 375, maar in de helft van de gevallen is dit minder dan 20. Een andere vaststelling is dat er een omgekeerd evenredige relatie is tussen het aantal habitatvlekken en de gemiddelde oppervlakte ervan omwille van de eindige totale oppervlakte van een gebied.

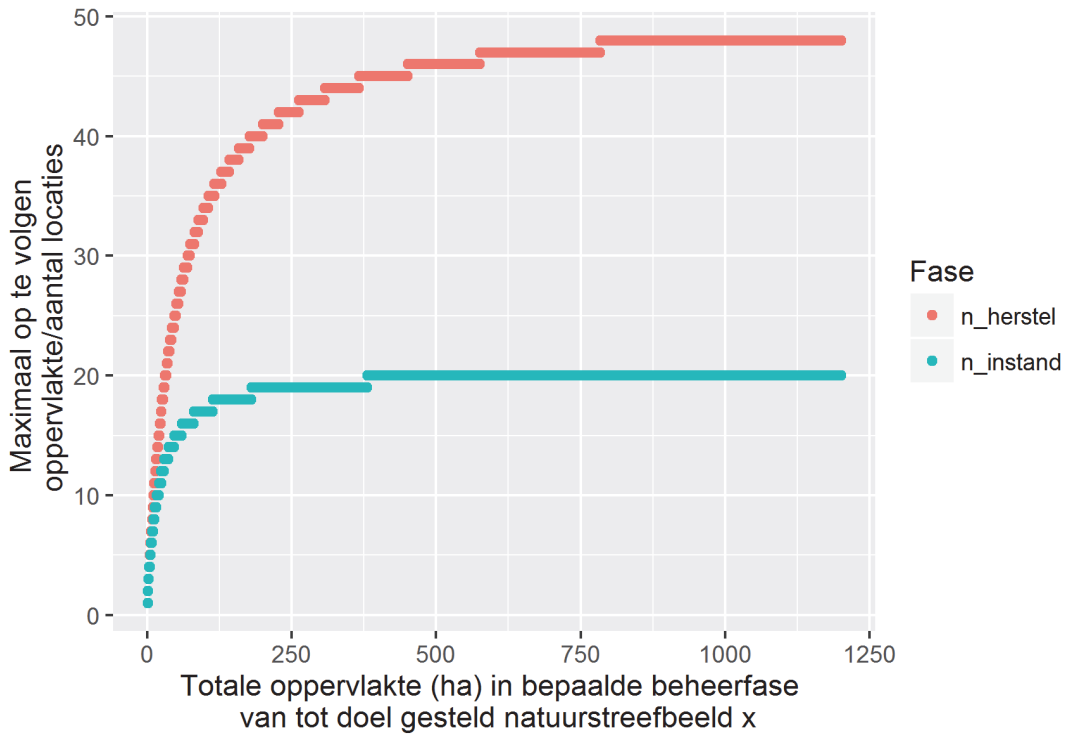
Om met deze grote variatie aan oppervlaktes van individuele habitatvlekken en aantallen habitatvlekken per natuurstreefbeeld om te gaan, vertrekken we van de totale oppervlakte tot doel gesteld in een gebied van een natuurstreefbeeld om het aantal op te volgen locaties te bepalen. Zo'n totale oppervlakte 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 (zie). In de ontwikkelings- of herstelfase zullen we, voor eenzelfde oppervlakte, meer opnamen uitvoeren omdat hier doorgaans de onzekerheden en veranderingen groter zijn.

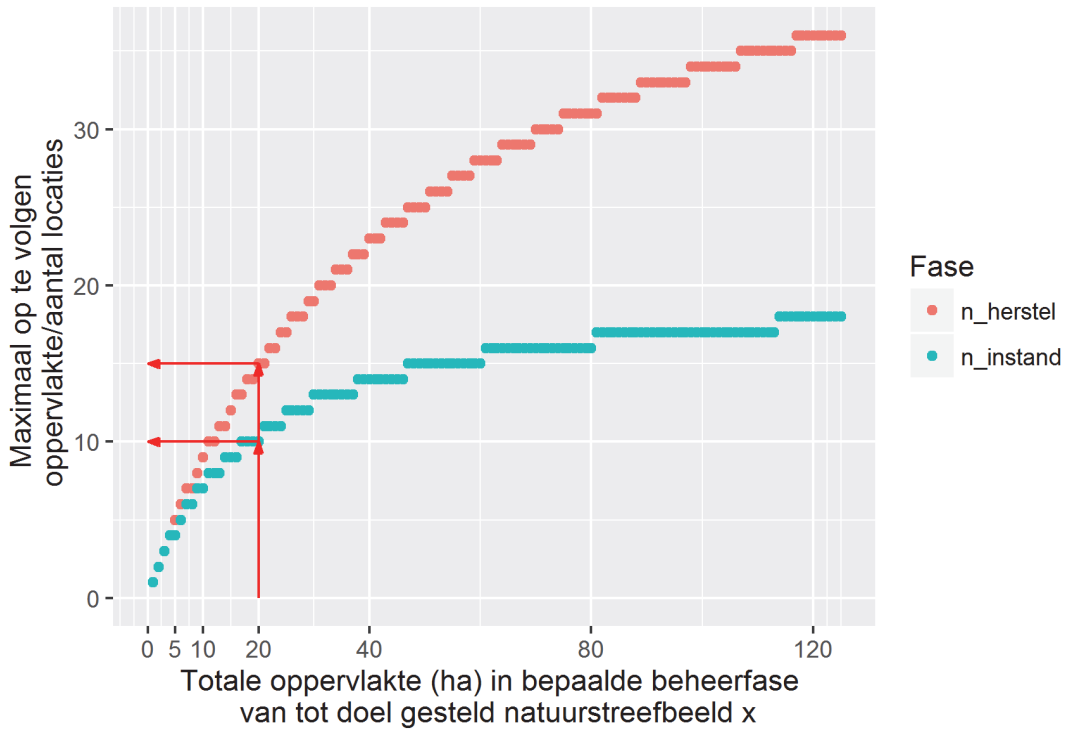
Uit **Figuur 7.1** en **Figuur 7.2** kan afgeleid worden hoeveel de "maximaal" op te volgen oppervlakte is afhankelijk van de beheerfase en de oppervlakte tot doel gesteld. Dit is een eerste stap, en in regel komt dit ook overeen met het aantal op te volgen locaties, maar verderop geven we bijkomende 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. In realiteit is de oppervlakte in herstel of instandhouding meestal beperkt. 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.

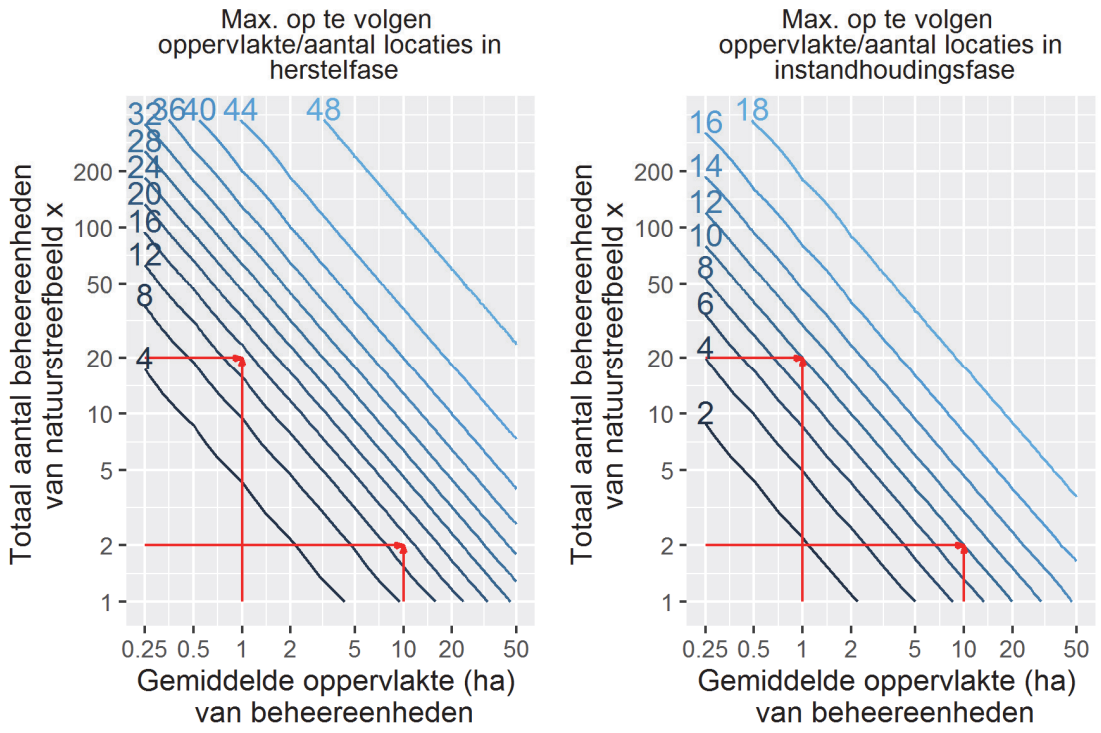


Figuur 7.1: Eerste stap in het bepalen van het aantal op te volgen locaties. De totale oppervlakte in herstelfase (vermiljoen) en instandhoudingsfase (appelblauwzeegroen) bepaalt voor een natuurstreefbeeld de "maximaal" op te volgen oppervlakte. De maximale waarde op de x-as komt ongeveer overeen met de maximale oppervlakte tot doel gesteld in een bepaald gebied voor een natuurstreefbeeld (afgeleid uit natuurdoelenkaart).



Figuur 7.2: zelfde als Figuur 2, 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 de eerder vastgestelde mogelijke combinaties uit de natuurdoelenkaart, kunnen we via Figuur 7.3 ook aflezen hoeveel oppervlakte maximaal opgevolgd moeten worden:



Figuur 7.3: (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. De rode lijnen herhalen het voorbeeld van Figuur 3 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. Figuur 7.1, Figuur 7.2 en Figuur 7.3). Voor elk van de natuurstreefbeelden geven we in Tabel 7.1 een maximale oppervlakte van een habitatvlek in een beheereenheid waarover 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 (cf. Figuur 7.1, Figuur 7.2 en Figuur 7.3). In theorie kan het aantal opnames dus tot 2 keer minder zijn dan de maximaal op te volgen oppervlakte. De uiteindelijke op te volgen oppervlakte zal in regel ook veel lager zijn, doordat meer dan 60% van alle habitatvlekken een oppervlakte kleiner dan 0.5 ha heeft.

In de tabel 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) erbinnen) (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).

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.

Tabel 7.1: Overzicht per natuurstreefbeeld van oppervlakte (ha) of perimeterlengte (m). De kolom "Gemiddelde" geeft een modelschatting op basis van de habitatvlekken uit de natuurdoelenkaart. 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").

Doeltype	Gemiddelde	Maximum	Aanbevolen	Eenheid
1130	2.0	2	1.0	ha
1310	0.6	1	0.5	ha
1330	1.5	1	0.5	ha
1330_hpr	0.7	1	0.5	ha
2120	1.0	1	0.5	ha
2130	1.2	1	0.5	ha
2130_hd	1.5	2	1.0	ha
2160	1.3	1	0.5	ha
2170	0.8	1	0.5	ha
2180	1.6	2	1.0	ha
2190	0.8	1	0.5	ha
2310	1.6	2	1.0	ha
2330	1.4	2	1.0	ha
2330_bu	1.7	2	1.0	ha
2330_dw	2.3	2	1.0	ha
3130	385.4	400	100.0	m
3130_aom	307.1	400	100.0	m
3140	546.5	500	100.0	m
3150	385.5	400	100.0	m
3160	363.4	400	100.0	m
4010	1.3	1	0.5	ha
4030	1.5	2	1.0	ha
6210	0.8	1	0.5	ha
6230	1.1	1	0.5	ha
6230_ha	0.6	1	0.5	ha
6230_hmo	0.6	1	0.5	ha
6230_hn	0.6	1	0.5	ha
6410	0.8	1	0.5	ha
6410_ve	0.9	1	0.5	ha
6430	1.0	1	0.5	ha
6430_bz	0.8	1	0.5	ha
6430_hf	0.9	1	0.5	ha

6510	1.5	1	0.5	ha
6510_hu	1.2	1	0.5	ha
7140	1.3	1	0.5	ha
7150	0.6	1	0.5	ha
7210	1.0	1	0.5	ha
7230	0.9	1	0.5	ha
rbbah	1.6	2	1.0	ha
rbbhc	1.1	1	0.5	ha
rbbhf	1.0	1	0.5	ha
rbbkam	2.1	2	1.0	ha
rbbmc	0.8	1	0.5	ha
rbbmr	1.3	1	0.5	ha
rbbms	0.9	1	0.5	ha
rbbppm	1.7	2	1.0	ha
rbbsf	0.8	1	0.5	ha
rbbsm	0.7	1	0.5	ha
rbbso	0.7	1	0.5	ha
rbbsp	0.8	1	0.5	ha
rbbzil	0.9	1	0.5	ha

Bijlage 3: Overzicht van de soorten die gemonitord (zullen) worden via een meetnet.

Deze lijst omvat soorten van Bijlage II en IV van de Habitatrichtlijn (HRL) of de Vogelrichtlijn (VRL) (= de Europees Prioritaire soorten) en de Vlaams Piroritaire soorten (VPS). Voor sommige soorten is nog kennis i.v.m. de verspreiding nodig vooraleer er kan gestart worden (IHS) (Uit: Westra et al., 2016)

Soortgroep	Soort(en)	Type soort	Fase
Amfibieën	Kamsalamander	HRL	Op te starten
	Boomkikker	HRL	Opgestart in 2016
	Knoflookpad	HRL	Op te starten
	Heikikker (PR)	HRL	Op te starten
	Poelkikker (PR)	HRL	Op te starten
	Rugstreeppad	HRL	Op te starten
	Vuursalamander	VPS	Opgestart in 2016
Libellen	Bosbeekjuffer	VPS	Op te starten
	Variabele waterjuffer	VPS	Op te starten
	Vroege glazenmaker	VPS	Op te starten
	Rivierrombout	HRL	Opgestart in 2016
	Beekrombout	VPS	Op te starten
	Gevlekte witsnuitlibel	VPS	Opgestart in 2016
	Hoogveenglanslibel	VPS	Op te starten
	Speerwaterjuffer	VPS	Op te starten
	Kempense heidelibel	VPS	Opgestart in 2016
	Maanwaterjuffer	VPS	Opgestart in 2016
Kevers	Vliegend hert (IHS)	HRL	Pilootproject in 2016
Mollusken	Nauwe korfslak (IHS)	HRL	Pilootproject in 2016
	Zeggekorfslak (IHS)	HRL	Pilootproject in 2016
	Platte schijfhoren (IHS)	HRL	Pilootproject in 2016
	Bataafse stroommossel (IHS)	HRL	Op te starten
Spinnen	Gerande oeverspin (IHS)	VPS	Pilootproject in 2016
	Lentevuurspin	VPS	Opgestart in 2016
Sprinkhanen en krekels	Zadelsprinkhaan	VPS	Opgestart in 2016
	Schavertje	VPS	Op te starten
Vlinders	Aardbeivlinder	VPS	Op te starten
	Argusvlinder	VPS	Opgestart in 2016
	Bruin dikkopje	VPS	Op te starten
	Klaverblauwtje	VPS	Op te starten
	Grote weerschijnvlinder	VPS	Op te starten
	Heivlinder	VPS	Opgestart in 2016
	Kommavlinder	VPS	Opgestart in 2016
	Oranje zandoogje	VPS	Op te starten
	Veldparelmoervlinder	VPS	Opgestart in 2016
	Bruine eikenpage	VPS	Op te starten
	Gentiaanblauwtje	VPS	Opgestart in 2016
Landzoogdieren	Hamster	HRL	Opgestart in 2016
	Das	VPS	Verderzetting bestaand meetnet
	Otter (IHS)	HRL	Op te starten
	Hazelmuis	HRL	Verderzetting bestaand meetnet
	Bever	HRL	Meetnet in ontwerp
Vaatplanten	Groenknolorchis (PR)	HRL	Verderzetting bestaand meetnet
	Kruipend moerasscherm (PR)	HRL	Verderzetting bestaand meetnet
	Drijvende waterweegbree (PR)	HRL	Verderzetting bestaand meetnet
	Bleekgeel blaasjeskruid	VPS	Opgestart in 2016
	Driekantige bies	VPS	Opgestart in 2016
	Duingentiaan	VPS	Opgestart in 2016
	Fijn goudscherm	VPS	Opgestart in 2016
	Gesteelde zoutmelde	VPS	Opgestart in 2016
	Grote bremraap	VPS	Opgestart in 2016

Soortgroep	Soort(en)	Type soort	Fase
	Harlekijn	VPS	Opgestart in 2016
	Honingorchis	VPS	Opgestart in 2016
	Kleine schorseneer	VPS	Opgestart in 2016
	Kleine wolfsklauw	VPS	Opgestart in 2016
	Klimopklokje	VPS	Opgestart in 2016
	Koprus	VPS	Opgestart in 2016
	Krabbenscheer	VPS	Opgestart in 2016
	Moerassmele	VPS	Opgestart in 2016
	Plat fonteinkruid	VPS	Opgestart in 2016
	Polei	VPS	Opgestart in 2016
	Purperorchis	VPS	Opgestart in 2016
	Ronde zegge	VPS	Opgestart in 2016
	Slank wollegras	VPS	Opgestart in 2016
	Spits fonteinkruid	VPS	Opgestart in 2016
	Stekende bies	VPS	Opgestart in 2016
	Veenmosorchis	VPS	Opgestart in 2016
	Weegbreefonteinkruid	VPS	Opgestart in 2016
	Welriekende nachtorchis	VPS	Opgestart in 2016
	Witte waterranonkel	VPS	Opgestart in 2016
Vleermuizen	Rosse vleermuis (winterpopulatie)	HRL	Verderzetting bestaand meetnet (1)
	Watervleermuis (winterpopulatie)	HRL	Verderzetting bestaand meetnet (1)
	Franjestaart (winterpopulatie)	HRL	Verderzetting bestaand meetnet (1)
	Baardvleermuis (winterpopulatie)	HRL	Verderzetting bestaand meetnet (1)
	Meervleermuis (winterpopulatie)	HRL	Verderzetting bestaand meetnet (1)
	Ingekorven vleermuis (winterpopulatie)	HRL	Verderzetting bestaand meetnet (1)
	Gewone grootoorvleermuis (winterpopulatie)	HRL	Verderzetting bestaand meetnet (1)
	Grijze grootoorvleermuis (winterpopulatie)	HRL	Verderzetting bestaand meetnet (1)
	Bechsteins vleermuis (winterpopulatie)	HRL	Verderzetting bestaand meetnet (1)
	Brandts vleermuis (winterpopulatie)	HRL	Verderzetting bestaand meetnet (1)
	Bosvleermuis (zomerpopulatie)	HRL	Op te starten (2)
	Gewone dwergvleermuis (zomerpopulatie)	HRL	Op te starten (2)
	Rosse vleermuis (zomerpopulatie)	HRL	Op te starten (2)
	Ruige dwergvleermuis (zomerpopulatie)	HRL	Op te starten (2)
	Laatvlieger (zomerpopulatie)	HRL	Op te starten (2)
	Watervleermuis (zomerpopulatie)	HRL	Op te starten (2)
	Meervleermuis (zomerpopulatie)	HRL	Op te starten (2)
Vissen	Fint (PR)	HRL	Verderzetting bestaand meetnet
	Kleine modderkruiper (PR)	HRL	Verderzetting bestaand meetnet
	Rivierdonderpad (PR)	HRL	Verderzetting bestaand meetnet
	Rivierprik (PR)	HRL	Verderzetting bestaand meetnet
	Beekprik (PR)	HRL	Verderzetting bestaand meetnet
	Grote modderkruiper (PR)	HRL	Verderzetting bestaand meetnet
	Bittervoorn (PR)	HRL	Verderzetting bestaand meetnet
Vogels	Algemene broedvogels	VRL	Verderzetting bestaand meetnet
	Bijzondere broedvogels	VRL	Verderzetting bestaand meetnet
	Minder algemene en schaarse broedvogels	VRL	Op te starten
	Overwinterende trekvogels	VRL	Verderzetting bestaand meetnet

(1) Meetnetcoördinatie en databeheer gebeurt door de Vleermuizenwerkgroep
(2) Meetnet nog verder uit te werken in overleg met Vleermuizenwerkgroep