

Monitoring natuurbeheer en kostenaspecten van beheer en beheermonitoring

Fase I: Prioritering van de informatiebehoefte

Hans Van Calster, Jan Van Uytvanck, Martine Waterinckx & Paul Quataert

INBO.R.2011.25

Auteurs:

Hans Van Calster, Jan Van Uytvanck, Martine Waterinckx & Paul Quataert
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

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

Vestiging:

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

e-mail:

Hans.Vancalster@inbo.be
Jan.Vanuytvanck@inbo.be
Martine.Waterinckx@lne.vlaanderen.be
Paul.Quataert@inbo.be

Wijze van citeren:

Van Calster H, Van Uytvanck J, Waterinckx M & Quataert P(2011). Monitoring natuurbeheer en kostenaspecten van beheer en beheermonitoring, Fase I: prioritering van de informatiebehoefte. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2011 (25). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

D/2011/3241/222

INBO.R.2011.25

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Jurgen Tack

Druk:

Managementondersteunende Diensten van de Vlaamse overheid.

Foto cover:

Grazers in de Demerbroeken (Yves Adams/Vildaphoto)

Dit onderzoek werd uitgevoerd in samenwerking met:

het Agentschap voor Natuur en Bos (ANB)



Agentschap voor
Natuur en Bos

Monitoring natuurbeheer en kostenaspecten van beheer en beheermonitoring

Fase I: prioritering van de informatiebehoefte

Hans Van Calster, Jan Van Uytvanck, Martine Waterinckx en Paul Quataert

Dankwoord

Dit rapport geeft de resultaten van de eerste fase van het luik 'Beheer&Kosten' binnen het project 'Monitoring Natura 2000 en Beheer'. Dit project is een samenwerking tussen het Agentschap van Natuur en Bos (ANB) en het Instituut voor Natuur en Bosonderzoek (INBO). Een belangrijke inhoudelijke bijdrage aan dit rapport werd geleverd door de mensen in de ANB-INBO werkgroep Beheer&Kosten, bestaande uit: Geert Sterckx, Martine Waterinckx, Hans Van Calster, Jan Van Uytvanck, Wouter Van Reeth, Paul Quataert en Toon Westra. Daarnaast werd een belangrijke bijdrage geleverd door de personen van de voortgangsgroep van het project 'Monitoring Natura 2000 en Beheer': Gerald Louette, Desiré Paelinckx, Paul Quataert, Geert Sterckx, Martine Waterinckx en Toon Westra. Ten slotte willen we de leden van de stuurgroep bedanken voor hun input: Tom Andries, Sylvie Danckaert, Maurice Hoffmann, Mischa Indeherberg, Kevin Lambeets, Els Martens, Kris Vandekerkhove, Elke Van Den Broeke, Bernard Vanelegem, Wouter Vanreusel en Pieter Van Vooren.

Samenvatting

Het voorliggende tussentijds rapport kadert binnen het project "Monitoring Natura 2000 en beheer", waarvan de opdrachtgever, het Agentschap Natuur en Bos, een visie wenst die in grote lijnen aangeeft wat beheermonitoring in Vlaanderen moet beogen en hoe we kunnen komen tot een evaluatie van de kostenaspecten van het beheer. Dit is wat we verstaan onder het "luik beheer en kosten" van het project "Monitoring Natura 2000 en Beheer". Parallel werden binnen dit project ook een luik habitats en een luik soorten uitgewerkt, waarin wordt ingegaan op de vereisten voor monitoring van habitats en soorten in het kader van de Habitatrichtlijn en Vogelrichtlijn. De bedrijfseconomische expertise, vereist voor het kostenluik van dit project, werd uitbesteed aan het studiebureau Arcadis (start 2 november 2010, looptijd 1 jaar).

In dit tussentijds rapport werd een analyse gemaakt van de vraag- en aanbodzijde voor de monitoring van beheer en kostenaspecten daarvan. Dit komt overeen met Fase I van de leidraad voor meetnetontwerp (Wouters et al. 2008). Dit leverde een lijst op van de meest prioritaire vragen en een overzicht van wat er al is. Ook worden in dit rapport de knelpunten besproken die aan het licht kwamen na analyse van de vraag- en aanbodzijde. In een laatste hoofdstuk wordt een synthese gemaakt van de bevindingen van de vraag- en aanbodzijde waarin een concrete visie voor de beheermonitoring en kostenaspecten wordt voorgesteld. Deze visie laat toe om een duidelijk plan van aanpak uit te werken voor de volgende fases van het project.

De prioritaire vragen uit de vraaganalyse waarop dit project een antwoord zal geven, zijn deze waar de beheerder centraal staat (projectcontext). De monitoring wordt ontwikkeld voor de door ANB beheerde natuur- en bosdomeinen, maar moet voldoende generiek zijn om ook op andere beheerde gebieden toepasbaar te zijn. De belangrijkste vragen in verband met beheer zijn:

1. Zijn de maatregelen uitgevoerd en is de kwaliteit ervan goed? (dagelijks beheer)
2. Zit het herstel of de ontwikkeling van het terrein op schema? (tussentijdse evaluatie)
3. In hoeverre worden de beheerdoelen van het beheerplan gehaald? (einde van de rit)

Beheerdoelen zijn niet louter natuurdoeltypes, maar zijn alle doelen die een multifunctioneel beheerplan kunnen bevatten, op voorwaarde dat ze voldoende concreet zijn. Ze kunnen bijvoorbeeld ook instandhouding van kritische soorten omvatten of een streefdoel qua bezoekersaantallen of bezoekerstevredenheid.

Het kostenluik beantwoordt een reeks onderling gelinkte vragen die als belangrijkste doel hebben de ontwikkeling van het monitoringsplan van het luik beheer te helpen sturen en in dit plan de kostenaspecten te integreren:

1. Wat is de plaats van monitoring binnen de beleidscyclus en de beheercyclus?
2. Wat zijn de belangrijkste kostenposten in relatie tot de beheercyclus?
3. Hoe kunnen we na verloop van tijd kostenvergelijkingen maken van beheermaatregelen en indien haalbaar de kosteneffectiviteit ervan nagaan?
4. Hoe moet het monitoringsplan geconcipeerd worden uitgaande van een beheerplan en op zo'n manier dat tegelijk ook informatie voor het bepalen van kostenaspecten en effectiviteit van het beheer verzameld wordt?

5. Hoe kunnen we de monitoringinspanningen voor beheer verantwoorden gegeven een beperkt budget voor beheer en monitoring van dit beheer?

Vragen naar de effecten van recreatie op natuurwaarden (= onderzoekscontext) en de toestand van natuurtypes of habitattypes in beheerde gebieden op gewestelijk schaalniveau (= programmacontext) werden niet weerhouden.

De vraag naar de toestand van natuurtypes of habitattypes in beheerde gebieden op gewestelijk niveau zal echter wel benaderend kunnen beantwoord worden. Het is niet de bedoeling om in alle beheerde gebieden hetzelfde op te volgen (zoals vereist in een programmacontext, waarbij vooral strategische en beleidsrelevante thema's op Vlaams niveau aan de orde zijn), maar wel zullen gebiedsspecifieke accenten worden gelegd. En, omdat we streven naar een gestandaardiseerde aanpak bij het opstellen van een geïntegreerd beheer- en monitoringplan, zullen we in staat zijn de randvoorwaarden te bepalen hoe deze gegevens uit het netwerk van lokale monitoringsplannen kunnen geaggregeerd worden en zo toch bijdragen aan de gewestelijke gegevensinzameling; deze aggregatie van gegevens zou moeten toelaten om de succesgraad van beheerde percelen van een bepaald natuurtipe na te gaan over de gebieden heen. Dit is beleidsrelevante informatie voor het gewestelijke schaalniveau.

Om op de prioritaire vragen een antwoord te bieden, is het basisuitgangspunt dat het beheer- en monitoringplan evenwaardige en complementaire werkinstrumenten zijn die ingezet worden op het projectniveau. Om hier toe te komen moeten er standaarden ontwikkeld worden voor de opmaak van een beheerplan. Op basis van deze beheerplannen, die voldoen aan bepaalde minimumvoorwaarden, zullen we een protocol ontwikkelen om samen met het opstellen van het beheerplan ook een monitoringsplan op te stellen. In het protocol zijn de beheerdoelstellingen bepalend voor wat, waar en wanneer er gemonitord gaat worden. Dit protocol zal leiden tot een netwerk van lokale meetnetten. Deze lokale meetnetten hebben drie belangrijke doelen:

1. het bijhouden van de boekhouding (logboek) van de uitgevoerde beheermaatregelen/ beheerwerken
2. het informeren van de beheerder in welke mate de beheerresultaten de doelen benaderen of in welke mate ze afwijken van een gewenste staat (doelbereiking)
3. verstoringen detecteren (bv opdat herstelbeheer kan gestart worden)

De bedoeling is te komen tot een werkbaar model voor beheermonitoring. De aanbodanalyse leerde ons dat het uitblijven van beheermonitoring in het verleden te wijten is aan volgende faalfactoren:

1. een te hoge kost
2. een te ingewikkelde of te veelomvattende methodiek
3. onverwachte output van de monitoring
4. veranderende vragen en noden
5. geen bijdrage aan de kosteneffectiviteit van het beheer.

Een werkbare beheermonitoring heeft daarom volgende kenmerken:

1. het monitoringsplan is eenvoudig en meet gemakkelijk te interpreteren variabelen op: het resultaat is helder en begrijpbaar voor de beheerder

2. het monitoringsplan verdeelt het werk in de tijd waardoor hij lang kan worden volgehouden
3. het monitoringsplan levert naast ecologische data ook data i.v.m. de organisatie (praktische uitvoering) en de kostprijs van het beheer.

In het kader van dit project zal uitgebreid gebruik gemaakt worden van bestaande rapporten (= aanbodzijde) waarin mogelijke veldprotocols om doelbereik na te gaan beschreven zijn. Het is niet de bedoeling om hier nieuwe voorstellen te doen, wel zullen we de bestaande methodieken beoordelen naar hun bruikbaarheid in verschillende situaties zodat een rationele keuze mogelijk wordt. De doelstelling is om via een keuzealgoritme eenvoudige indicatoren te selecteren zonder dat dit een zware hypothese legt op de informatie-inhoud (het diagnostisch vermogen) van de monitoringresultaten. Net zoals voor de opstelling van een beheerplan, zal een ecosysteemanalyse van het terrein helpen om de juiste indicatoren te kiezen.

Ook voor methodieken voor bepalen van "kosteneffectiviteit" en terminologie over deze en andere kostenaspecten zal het warm water niet opnieuw worden uitgevonden: een uitgebreide literatuurstudie met voor- en nadelen werd daarom uitgevoerd.

Fundamenteel is dat de monitoring van beheerdoelen gebeurt via een longitudinale aanpak waarin de kosten en doelbereik in de tijd opgevolgd worden voor een gebied.

Uiteindelijk moet het generieke kostenmodel inpasbaar zijn in een goed gestructureerde databankstructuur die tevens ook de link is tussen het luik beheer en luik kosten. De databankstructuur, het monitoringplan en kostenmodellen voor beheer- en monitoringsactiviteiten zijn geënt op de beheercyclus/beheerplan en moeten voldoende generiek zijn om voor elk gebied bruikbaar te zijn.

De ontwikkeling van het protocol voor het monitoringsplan is de einddoelstelling. De visie hierover die in dit tussentijds rapport wordt besproken, zal in de volgende fases van het project concreet uitgewerkt worden aan de hand van volgende stappen:

1. Aangezien er moet worden uitgegaan van de beheerdoelstellingen per gebied, is het **beheerplan** van cruciaal belang. Het moet voldoen aan een aantal **minimumvoorwaarden, opdat het monitoringsplan erop kan geënt worden**. Deze minimumvoorwaarden zullen bepaald worden door analyse van vier uiteenlopende, goede voorbeelden van beheerplannen. Parallel zullen deze beheerplannen geanalyseerd worden vanuit een economische expertise. Dit moet resulteren in een analyse van de beheercyclus en het opstellen van daaraan gekoppelde generieke kostenmodellen per beheeractiviteit.
2. Een **keuzealgoritme** zal worden opgesteld om uit een lijst van mogelijke **veldmethodieken**/indicatoren te bepalen **wat er moet gemonitord worden** in functie van het type doelstelling in het beheerplan en het belang van het gebied, zowel economische als ecologische argumenten worden meegenomen. Goede, gevalideerde multisoortenlijsten als methode zijn echter niet voor alle natuurtypen beschikbaar. Dit is een knelpunt dat zal aangepakt worden. Voor de evaluatie van het natuurbeheer op projectniveau moeten ook soortenlijsten beschikbaar zijn per ecoregio waaruit gebiedsspecifieke multisoortenlijsten kunnen gedistilleerd worden volgens een op te stellen protocol. Er zal nagegaan worden of de LSVI-tabellen met de hierin aangeduide positieve en negatieve indicatoren, die hun grondslag hebben in de ecosysteemanalyse, kunnen gebruikt worden als basis waaruit de beheerder de voor zijn terrein relevante te monitoren soorten kan uitkiezen.

3. Parallel met de ontwikkeling van het keuzealgoritme zullen **richtlijnen** in het protocol worden opgenomen om te bepalen waar de verwachte baten van monitoring het hoogst zijn, zodat kan aangegeven worden **waar de monitoringinspanningen binnen het gebied gefocust moeten zijn** (dus een rationele allocatie van het budget voor monitoring). Eveneens zal een realistische benchmarking gedaan worden aan de hand van binnen- en buitenlandse voorbeelden om te bepalen hoeveel je mag uitgeven aan monitoring om in verhouding te staan tot de winst van monitoring.
4. Er zal een **datamodel** ontwikkeld worden waarin voor elk gebied en elke beheerdoelstelling van dat gebied een registratie zal gedaan worden van de in de tijd op te volgen variabelen om het beheer te monitoren en van de variabelen waarmee de kosten van beheer en monitoring bepaald kunnen worden. Dit datamodel **verbindt de beheeraspecten met de kostenaspecten** op een transparante manier. Op termijn moeten de gegevens doelbereik, kostenvergelijking en/of kosteneffectiviteit van beheermaatregelen mogelijk maken.

Inhoud

Dankwoord.....	4
Samenvatting.....	5
1 Inleiding.....	13
1.1 Concept beheermonitoring.....	13
1.2 Korte historiek van de vraagstelling rond beheermonitoring.....	16
1.2.1 Vroegere projecten.....	16
1.2.2 Recente vraagstelling.....	16
2 Vraagzijde	18
2.1 Vragen over de beheermonitoring.....	18
2.1.1 Vragen en wensen op projectniveau.....	18
2.1.2 Vragen en wensen op programmaniveau	20
2.2 Vragen over kostenaspecten van beheer en beheermonitoring	21
2.3 Vragen over specifieke beheerdoelen	24
2.3.1 Beheerdoelen met een ecologische hoofdfunctie.....	24
2.3.1.1 Opvolging van soorten	24
2.3.1.2 Verantwoording van zeer dure ingrepen of beheermaatregelen	24
2.3.1.3 Ecologische effecten van recreatie	24
2.3.2 Beheerdoelen met een sociologische hoofdfunctie.....	25
2.3.2.1 Gastheerschap en recreatie	25
2.3.3 Beheerdoelen met een economische hoofdfunctie.....	25
2.3.3.1 Opbrengsten uit de domeinen	25
3 Knelpunten vraagstelling.....	26
3.1 Programma- en projectniveau	26
3.2 Effecten van beheermaatregelen	27
3.3 Overige knelpunten bij de huidige vragen.....	27
4 Aanbodzijde beheer.....	29
4.1 Theoretische onderbouwing: ecosysteemanalyse	29
4.2 Praktische onderbouwing: beschikbare veldprotocols, methodieken en verwerkingsmethodes	30
4.2.1 Multisoortenbenadering sensu Maes & Van Dijck 2005	30
4.2.1.1 Selectiecriteria voor multisoortenlijsten.....	31
4.2.2 Indicatorenreeks Staatsbosbeheer Nederland.....	32
4.2.3 Monitoring van de lokale staat van instandhouding (naar INBO-rapport LSVI, T'Jollyn et al. 2009)	34
4.2.3.1 Habitatstructuur.....	34
4.2.3.2 Vegetatie	35
4.2.3.3 Verstoring	36
4.2.4 Detailkartering van doelsoorten	36
4.2.5 Overige methodieken uit De Cock et al (2008a) en De Meulenaere et al (2002)	36
4.3 Koppeling beheerplan – monitoringsplan	37
4.4 Monitoringsprogramma Natuurpunt vzw	37
4.4.1 Basismonitoring	37
4.4.2 Standaardmonitoring	38
4.4.3 Meetnetmonitoring	38

5	Aanbodzijde kosten	39
5.1	Aanzet voor een kostenmodel	39
5.2	Theoretische onderbouwing "kosteneffectiviteit"	41
5.2.1	Kosten-baten analyse	42
5.2.2	Kosteneffectiviteitsanalyse en kostenutiliteitsanalyse	44
5.3	Praktische onderbouwing "kosteneffectiviteit"	47
6	Knelpunten aanbodzijde	49
6.1	Haalbaarheid	49
6.2	Beschikbare veldprotocols, methodieken en verwerkingsmethodes	50
6.3	Integratie van indicatoren	50
7	Synthese en integratie met kosteneffectiviteit	53
7.1	Doelen en verwachtingen van beheermonitoring.....	53
7.2	Naar een werkbaar model voor beheermonitoring.....	53
7.3	Visie	54
7.4	Conclusies	61
Referenties		63

Lijst van figuren

Figuur 1 Vier types beleidsgerichte meetnetten, afhankelijk van de combinatie van de doelstelling (toestandsopvolging of monitoring) en de functie (signalerend of controlerend) van het meetnet (gebaseerd op Bouckaert & Auwers 1998). (T = waargenomen toestand op tijdstippen T1 en T2, X = waargenomen toestand zonder beleids- of beheersmaatregelen (referentie), D = gekwantificeerd streefdoel).....	14
Figuur 2 Situering van beheermonitoring en beheerplan in de beheercyclus (naar Van Uytvanck & De Becker 2004).	15
Figuur 3 Integratie van verschillende indicatortypes (naar De Bello et al. 2010).....	29
Figuur 4: werken met indicatorsoorten voor milieucondities	33
Figuur 5 Begrippenkader uit Brouckaert et al. 1999. Schuingedrukte termen zijn de verschillende metingen die men kan doen om de keten van middelen, activiteiten, prestaties en effecten te karakteriseren.	41
Figuur 6 De opsplitsing van de totale economische waarde van ecosysteemdiensten en biodiversiteit in verschillende types van waarde (uit Pascual et al. 2010).....	43
Figuur 7 Schema voor het maken van keuzes binnen het natuurbehoud gebaseerd op doelstellingen en met behulp van kosteneffectiviteitsanalyse of kostenutiliteitsanalyse (bron: Bottrill et al. 2008)	46
Figuur 8: Illustratie van het begrip utiliteit. In dit voorbeeld, geeft utiliteit de baten aan om extra oppervlakte van een vegetatietype te beschermen. In een op doelstellingen gebaseerde aanpak, is de utiliteit 0 tot de doelstelling bereikt wordt, waarna de utiliteit 1 is (A). Een alternatieve, meer realistische formulering is dat onder de doelstelling de utiliteit lineair toeneemt van 0 tot 1 (B). In een aanpak waarbij niet de doelstellingen, maar het budget de beperkende factor is, worden meestal continue utiliteitsfuncties gebruikt (C, D en E). (Bron Carwardine et al. 2009)	47
Figuur 9 De tijdsschalen van terreingerichte monitoring en bijbehorende ecologische maatlatten (uit Quataert & Waterinckx 2009)	55
Figuur 10 Link tussen de verschillende terminologieën die gehanteerd worden om de monitoring van beheer aan te duiden.....	56
Figuur 11 Schematische voorstelling van de visie op beheermonitoring en kosteneffectiviteit van beheer. Cruciaal is dat het beheerplan als uitgangsbasis dient om het monitoringplan op te stellen. De tekst in vierhoekige kaders dient ter illustratie van het schema aan de hand van een vereenvoudigd voorbeeld van beheer van droge heide gebaseerd op Oosterbaan et al. 2006b.	58
Figuur 12 Blauwdruk voor een relationele databank waarin per gebied informatie wordt verzameld over het gevoerde beheer, de beheerdoelstellingen, de monitoring van het beheer en de verschillende kostenaspecten.....	60

Lijst van tabellen

Tabel 1 Integratie van verschillende beheervormen.....	28
Tabel 2 Overzicht van mogelijke indicatoren en inschatting van vier aspecten die de uiteindelijke keuze van indicatoren moet begeleiden.....	51

1 Inleiding

Het Agentschap voor Natuur en Bos (ANB) is sterk geïnteresseerd om de resultaten van het gevoerde natuurbeheer in de beheerde terreinen te kunnen beoordelen en te komen tot een kosteneffectief beheer. Hiervoor is een meetnetontwerp vereist. Dit rapport kadert in het project "Monitoring Natura 2000 en beheer". Binnen dit project onderscheiden we drie thematische luiken: 'Habitatmonitoring', 'Soortenmonitoring' en 'Beheer en kosten'. Bij Habitatmonitoring en Soortenmonitoring wordt in de eerste plaats gewerkt in een programmacontext, terwijl het luik Beheer en kosten zich richt op de projectcontext. In de eerste fases van het project worden deze luiken apart uitgewerkt. In een latere fase zal onderzocht worden in welke mate een integratie kan gebeuren tussen de verschillende luiken per beleidscontext (programmacontext en projectcontext). Dit rapport behandelt het luik beheermonitoring en kosten van beheer. Voor het luik habitatmonitoring verwijzen we naar Westra et al. (2011) en voor het luik Soortenmonitoring verwijzen we naar Adriaens et al. (2011).

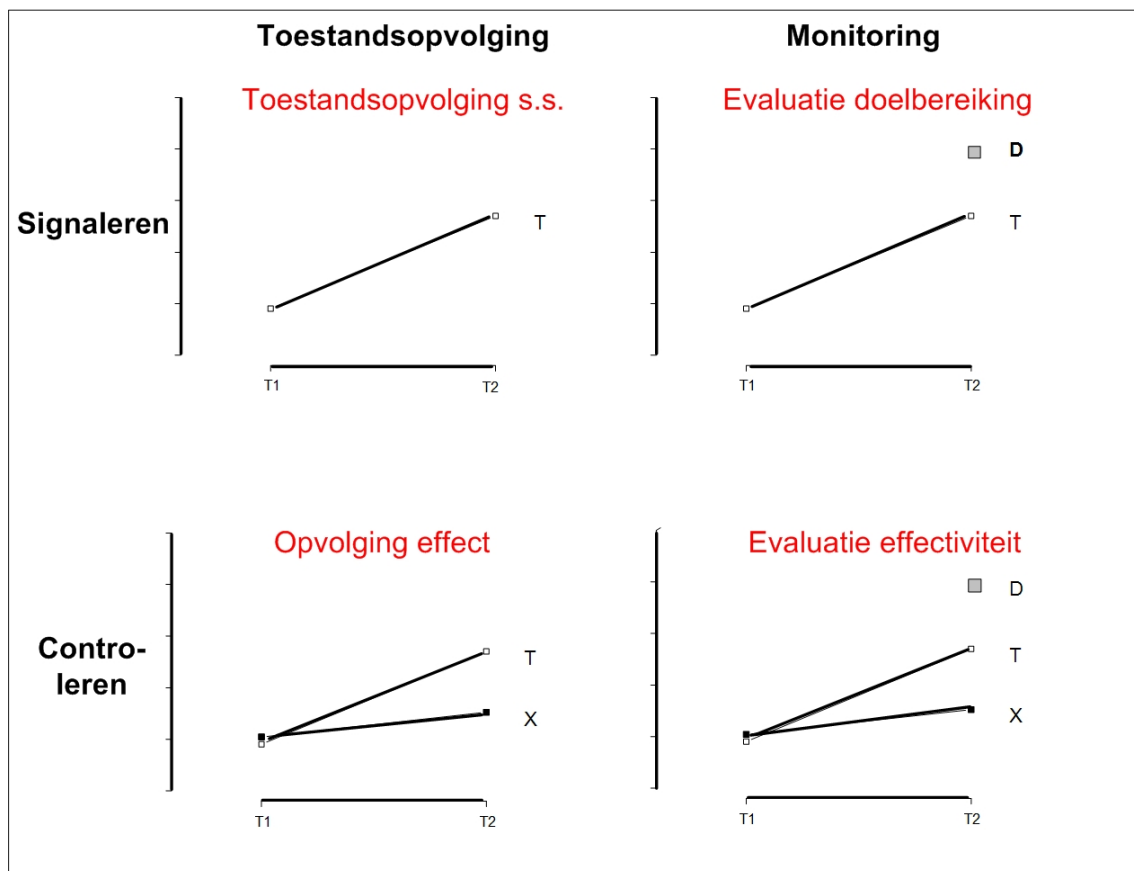
Het ontwerpen van meetnetten wordt onderverdeeld in vijf fasen (Wouters et al. 2008a): Fase I prioriteren van de informatiebehoefte, Fase II uitwerken van de gegevensinzameling, Fase III plannen van de gegevensverwerking, Fase IV plannen van de rapportering en communicatie, en Fase V implementatie en kwaliteitszorg van het meetnet. De hier voorliggende discussie is het verslag van Fase I. Hierbij werd in nauw overleg met de opdrachtgever een afstemming bereikt tussen de informatiebehoefte, de taken en de meetnetvereisten. Analyse van de informatiebehoefte en het bestaande gegevensaanbod leidt tot synthese in het nu voorliggende rapport van Fase I.

De hier voorliggende nota probeert, binnen het kader van de eerste fase, een visie te formuleren die in grote lijnen aangeeft wat beheermonitoring in Vlaanderen moet beogen. We beginnen met een algemene inleiding rond het concept beheermonitoring (dit hoofdstuk). Daarna behandelen we de vragen die actueel aan de orde zijn voor wat de ecologische doelen van beheermonitoring en de kosteneffectiviteit van beheer betreft en mogelijke knelpunten daarbij (zie hoofdstukken 2 en 3). Vervolgens, bespreken we de nu voorhanden zijnde mogelijkheden (technieken + data = aanbod) en hun knelpunten (zie hoofdstuk 4,5 en 6). Tot slot, worden vraag- en aanbodzijde gesynthetiseerd en samengevat in een visie die we zullen aanhouden voor het verdere ontwerp van de monitoring van beheer en kosteneffectiviteit van beheer gedurende de latere fasen van het project (zie hoofdstuk 7).

1.1 Concept beheermonitoring

Natuur- en bosbeheer omvat een zeer diverse set aan maatregelen die uitgevoerd worden om de biodiversiteit en de natuurwaarden in natuur- en bosgebieden te behouden of te ontwikkelen. Naast deze ecologische waarden omvat het beheer ook maatregelen zoals het openhouden van paden om zachte recreatie te bevorderen. De beheervisie van ANB domeinen is steeds vanuit het principe van multifunctionaliteit (ecologische functies, socio-economische functies, etc.) geformuleerd. Een belangrijk aandeel van de beheerde ANB domeinen zijn bosgebieden met een multifunctioneel bosbeheer, waarbij houtproductie ook een belangrijke doelstelling is. Beheermonitoring is een instrument dat de beheerder van een bepaald natuur- of bosgebied (of in de ruime zin, van een beheerd gebied) hanteert om de resultaten van beheermaatregelen te beoordelen en af te wegen aan vooropgestelde doelen. Beheermonitoring in deze zin is dus steeds resultaatgericht.

De resultaten (bv. soorten, levensgemeenschappen, landschappen) of effecten (bv. waterpeilverhoging, stijging zuurtegraad, verbinding van twee beheerblokken...) van natuurbeheer worden getoetst aan vooropgestelde **doelen**. Het vooropstellen van doelen en normen voor deze doelen is cruciaal en onderscheidt monitoring van inventarisatie of toestandsopvolging van natuurgebieden (Figuur 1). De doelen worden meestal uitgedrukt als kenmerken van een ecosysteem of levensgemeenschap: een specifieke soortensamenstelling, een structuur, een kwaliteit van milieuvariabelen, e.d. De "afstand" die men vindt tussen het concrete resultaat op het terrein en het uiteindelijke doel, geeft aan in hoeverre de beheerinspanning al geleid heeft tot het bereiken van dat doel ("Distance-to-target") (De Cock et al., 2008a). Deze afstand hoeft niet noodzakelijk kwantitatief te worden uitgedrukt, het gaat vnl. om waarneembare kwaliteitsverschillen met een signaalfunctie, m.a.w. gaan de beheerresultaten in de goede richting of niet, zijn er aanwijzingen dat er ongewenste veranderingen in de abiotische omstandigheden van het gebied optreden?



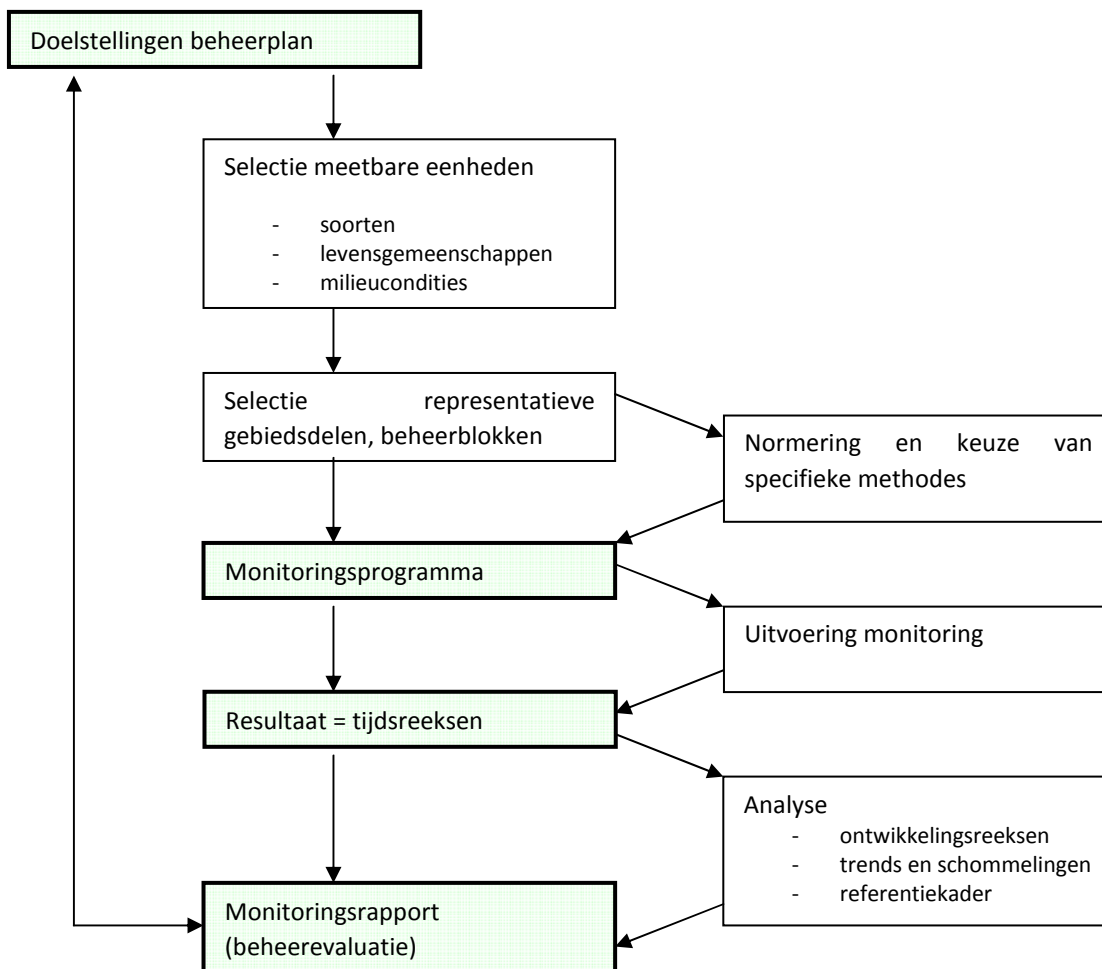
Figuur 1 Vier types beleidsgerichte meetnetten, afhankelijk van de combinatie van de doelstelling (toestandsopvolging of monitoring) en de functie (signalerend of controlerend) van het meetnet (gebaseerd op Bouckaert & Auwers 1998). (T = waargenomen toestand op tijdstippen T1 en T2, X = waargenomen toestand zonder beleids- of beheersmaatregelen (referentie), D = gekwantificeerd streefdoel).

Beheermonitoring wordt in Figuur 1 weergegeven door de grafiek rechts bovenaan. Deze grafiek geeft ook weer dat het tijdsaspect essentieel is. Bij beheermonitoring wordt een **longitudinale aanpak** gehanteerd. D.w.z. dat een bepaald te monitoren item (bv. soortensamenstelling, structuurvariatie of waterpeil gekoppeld aan een maatregel) gedurende langere tijd wordt opgevolgd (gemeten) op dezelfde plek. Metingen voor dit item worden in eerste instantie vergeleken in de tijd en afgewogen tegen de doelen. Vergelijking gebeurt dus niet met gelijkaardige items op een andere plaats (transversale benadering).

Evenmin worden de effecten van bepaalde maatregelen tegen elkaar of tegen een bepaalde controlesituatie afgewogen. Een dergelijke aanpak wordt geïllustreerd door de grafiek rechts onderaan in Figuur 1.

Beheermonitoring is dus in eerste instantie een instrument voor lokale beheerders. M.a.w. het situeert zich in een **projectcontext** en geeft informatie over het lokale gebied ter ondersteuning van operationele beslissingen. Vaak treedt verwarring op met monitoring in een programmacontext, of sluipen doelstellingen van een dergelijke monitoring in het meetnetontwerp. Monitoring op programmaniveau levert informatie voor beleidsmakers, die strategische beslissingen moeten nemen op een hoger schaalniveau, bv. over het behoud en beheer van een bepaald natuurdoeltype of een bepaalde soort in Vlaanderen. Beide contexten vereisen andere meetnetontwerpen. In het beste geval kunnen deze meetnetten deels overlappen en is er integratie mogelijk. Dit kan dan nader onderzocht worden.

Van Uytvanck & De Becker (2004) stellen een beheermonitoring voor die steunt op het beheerplan van een bepaald natuurgebied. Beheer- en monitoringplan zijn evenwaardig en complementair (Figuur 2). In de visie (zie hoofdstuk 7) wordt dit kader verder uitgewerkt.



Figuur 2 Situering van beheermonitoring en beheerplan in de beheercyclus (naar Van Uytvanck & De Becker 2004).

1.2 Korte historiek van de vraagstelling rond beheermonitoring

1.2.1 Vroegere projecten

De Cock et al. (2008a) schetsen hoe de vragen rond beheermonitoring in Vlaamse natuurreservaten vanuit het beleid (toen nog AMINAL-Afdeling Natuur) vorm kregen en vertaald werden naar opdrachten aan het INBO. Bij de opdrachten die resulteerden in de rapporten van de Meulenaere et al. (2002) en De Cock et al. (2008a) is duidelijk dat de beleidsvragen veranderden of uitbreidden tijdens de duur van de projecten.

In eerste instantie waren de vragen:

- het aanleveren van een veldmethodiek die gegevens oplevert, bruikbaar voor zowel een evaluatie op Vlaamse schaal via een meetnet, als voor meer gebiedsgerichte beheermonitoring.
- opstellen van multisoortenlijsten voor een reeks van op te volgen natuurdoeltypen.
- eerste aanzet geven voor meetnetmonitoring op het terrein.

Dit breidde snel uit met:

- Draagt het gevoerde beheer in de Vlaamse Natuurreservaten bij tot het behoud of herstel van biodiversiteit?
- Is het in de Vlaamse Natuurreservaten toegepaste beheer in globo efficiënt in functie van de gestelde natuurstreefbeelden?

De laatste twee vragen situeren zich duidelijk op het programma-niveau. Er werd duidelijk gesteld dat monitoring op projectniveau geen deel uitmaakt van het meetnet voor beheermonitoring op Vlaamse schaal, maar in de uiteindelijke rapportage worden ze toch samengevoegd.

Uit de initiële vragen ontwikkelde zich verder de vraag “om het effect van beheermaatregelen te monitoren”, waarbij sterke nadruk gelegd wordt op een sterke standaardisatie van de beheermaatregelen om zo tot duidelijke en “uniform beheerde eenheden te komen waaruit een steekproef van meetplaatsen kan getrokken worden”. Deze vraag betreft dus “effecten van beheer” op programmaniveau, is meer gedetailleerd dan de initiële vraag en heeft ook een andere inhoud dan beheermonitoring op projectniveau (zie 1.1).

1.2.2 Recente vraagstelling

Na een aantal formele en informele overlegondes met beheerders, beleidsmakers en wetenschappers van ANB, INBO en Natuurpunt vzw, leeft de overtuiging dat het onderscheid tussen project- en programmacontext belangrijk is dat het combineren van vragen op project- en programmaniveau leidt tot tegenstrijdige of niet haalbare verwachtingen. Eén meetnet voor beheermonitoring kan niet resulteren in oplossingen voor beide hierboven beschreven niveaus. De vragen en doelen kunnen voor beide niveaus immers sterk verschillen. Bv. draagt het gevoerde beheer in de ANB-domeinen bij tot het behoud en herstel van de biodiversiteit? vs. leidt het graasbeheer in de Zwarte beek tot een goede

ontwikkeling van de droge heidevegetaties? Daarnaast leeft er vaak ook de verwachting dat er wetenschappelijke vragen zouden kunnen beantwoord worden (met generiek resultaat en/of het aantonen van causale verbanden). Bv. (fictief): leidt tweejaarlijks maaien van rietland tot een uitbreiding van het aantal koppels Kleine karekiet?

De ruime aanpak van de rapporten van De Cock et al. (2008a) en De Meulenaere et al. (2002) biedt naast inzichten om tot een beheermonitoring op programmaniveau te komen evenwel een goed overzicht van de technische mogelijkheden die voorhanden zijn voor beheermonitoring s.l. Deze rapporten zijn dus niet overbodig, integendeel, zij zullen de basis vormen voor het bereiken van de doelstellingen die vandaag geformuleerd worden inzake natuurbeheermonitoring.

Bijkomend en in tegenstelling tot de vroegere vraagstelling (van AMINAL-Afdeling natuur) wordt nu de monitoring van alle mogelijke vormen van beheerde terreinen beoogd en niet alleen van de Vlaamse reservaten. Dit impliceert ook dat, zoals al aangegeven in 1.1, monitoring wordt opengetrokken naar een hele waaier van doelstellingen in de context van multifunctioneel beheer (bijvoorbeeld bosbeheer) voor zover in het beheerplan daarvoor doelstellingen werden geformuleerd. De vragen komen nu van het Agentschap Natuur en Bos (Afdeling Beheer), die ruimer bevoegdheden heeft inzake beheer van overheidsgronden.

2 Vraagzijde

We beginnen de vraaganalyse met specifieke noden waaraan de beheermonitoring moet tegemoet komen (2.1). Vervolgens gaan we verder met de vragen die leven over kostenaspecten van het beheer en de monitoring van het beheer (2.2). Het agentschap voor Natuur – en Bos staat voor multifunctioneel beheer. We sluiten dan ook af met vragen die leven over specifieke beheerdoelen en hebben deze ingedeeld per functie (ecologische, sociale en economische functie van beheerde natuurgebieden) (2.3).

2.1 Vragen over de beheermonitoring

De onduidelijkheden rond de doelen en verwachtingen rond beheermonitoring hebben samen met budgettaire overwegingen (zie verder) geleid tot het herformuleren van de vragen bij het ANB. Ook aspecten van praktische haalbaarheid speelden hierbij mee. Hoewel er geen wettelijke verplichtingen zijn voor beheermonitoring in de ANB-domeinen is er een duidelijke wil om tot een goed en kosteneffectief beheer te komen. Tevens bestaat die wettelijke verplichting wel voor de Erkende natuurreervaten.

Tijdens het overlegmoment van 04/06/2010 werd een duidelijk onderscheid gemaakt tussen het beleids- en projectniveau:

- Beleidsmakers: willen weten hoe de toestand evolueert van de beheerde domeinen op een landelijke schaal (al dan niet opgesplitst per natuurtype) voor een pakket aan maatregelen. Het niveau is globaal, eenheid = natuurtype/beheervorm.
- Beheerders: zijn geïnteresseerd in hoeverre de beheerdoelstellingen in een bepaald gebied gehaald worden en willen tijdig signaal krijgen als iets fout loopt en informatie krijgen welke specifieke maatregel moet getroffen worden. Het niveau is lokaal, eenheid = domeinen.

Voor het luik beheer van het project 'Monitoring Natura 2000 en beheer' staat de **beheerder centraal**. Wel is er een **uitdrukkelijke vraag van ANB dat gebiedsmonitoring zo ontworpen wordt dat voor een aantal ANB vragen achteraf een aggregatie van gebiedsgegevens mogelijk wordt**. Deze vragen zijn:

- Hoe evolueert de toestand van bepaalde natuurtypen onder bepaalde beheerpakketten (zie 2.1.2)?
- Wetenschappelijke interpretatie van geaggregeerde gegevens (effect van bepaalde beheervormen op natuurtypen) (zie 2.1.2)
- Globale kostprijs van beheer van bepaalde natuurtypen onder bepaalde beheerpakketten. Deze vraag legt de koppeling tussen vragen over de beheermonitoring (deze sectie) en vragen over kostenaspecten van beheer en beheermonitoring (zie 2.2)

2.1.1 Vragen en wensen op projectniveau

Er is nood aan het verkrijgen van informatie op verschillende niveaus/tijdstippen:

- Tijdig bijsturen van het **“dagelijkse” beheer** (tijdig. m.a.w.: hebben de beheermaatregelen het onmiddellijk gewenste effect? Zijn de maatregelen uitgevoerd en is de kwaliteit ervan goed? Hiervoor moeten een beperkt aantal goedgekozen sturende en/of sleutelvariabelen van het terrein gemonitord worden met een relatief hoge frequentie.
 - o Voorbeeld:
 - maatregel: plaatsen van een stuw op een afwateringsgracht
 - doel: verhoging van oppervlaktewaterpeil in moerasgebied tot 2m TAW (= normering)
 - monitoring:
 - kort na uitvoering: is de stuw geplaatst en is dit op de goede manier gebeurd (ja/nee)?; is het waterpeil reeds gestegen(ja/nee)?
 - in het jaar volgend op de plaatsing en met hoge frequentie (bv. maandelijks): welke peilen worden bereikt?
 - toetsing aan de norm: Wordt 2m TAW bereikt? Is dit peil constant? Wanneer wordt de waarde niet gehaald en Welke oorzaak zou dit kunnen hebben?
 - bijsturing: indien het gewenste peil niet wordt bereikt: plaatsen van een bijkomende of hoger stuw.
- Bijsturing van het beheerplan (**“op het einde van de rit”**): opvolgen in hoeverre de gebiedsdoelen (streefbeelden, het natuur(doel)type en/of specifieke doelsoorten) van beheerplan gehaald werden: monitoring met een relatief lage (maar ev. afhankelijk van de situatie variabele) frequentie, want pas na verloop van tijd kunnen dergelijke doelen van het beheerplan bereikt worden.
 - o Voorbeeld:
 - maatregel: een verruigd grasland wordt jaarlijks twee keer gehooid
 - doel: herstel van een soortenrijk glanshavergrasland met Rapunzelklokje.
 - monitoring: na 5 en 10 jaar: opname van de vegetatie.
 - toetsing aan de norm: heeft er zich een soortenrijke vegetatie ontwikkeld? Hebben de soorten van glanshavergrasland zich gevestigd? Heeft het Rapunzelklokje een duurzame populatie opgebouwd?
 - bijsturing: kan bv. zijn: overschakelen naar 1 x maaien als zich een relatief schraal soortenrijk grasland heeft ontwikkeld; kappen van aanpalende bosopslag omdat het terrein te veel schaduw krijgt en glanshaversoorten zich onvoldoende ontwikkelen; het aansluiten van andere percelen, het inbrengen van maaisel van aanpalende percelen als doelsoorten zich ondanks verschraling niet vestigen...
- Er is op het projectniveau ook een duidelijke behoefte aan **tussentijdse evaluaties**; zeker bij herstelbeheer is het zinvol om na te gaan of het herstel van het terrein inderdaad op schema zit. Dat geeft de mogelijkheid om herstelplan en/of beheerdoelstellingen bij te sturen.
 - o Voorbeeld: zelfde voorbeeld als hierboven
 - monitoring: na 5 jaar: nemen ruigtesoorten (bv. Brandnetel) af? Daalt de productie (bv. te meten aan het aantal hooibalen). Breiden Rapunzelklokjes zich uit in aantal en/of over het terrein?
 - bijsturing: bv. ruigtesoorten nemen wel af, maar storingssoorten nemen toe door betreding met te zware traktor => overschakelen naar maaibalk.

Een tweede vraag is de ontwikkeling van een protocol (volgens bepaalde standaarden) voor het opstellen van een monitoringsplan die parallel loopt met de opmaak van het beheerplan. Dus niet de ontwikkeling van een overkoepelend meetnet over alle terreinen heen, maar een kosteneffectief netwerk van lokale meetnetten ontworpen voor de specifieke situatie van het terrein en de (ecologische, sociale en economische) beheerdoelstellingen ervan (welke variabelen moeten gemeten worden, met welke frequentie in tijd, lokatie en aantal meetpunten?).

Daarnaast vraagt men ook naar de monitoring van abiotische omstandigheden (vnl. waterhuishouding) die probleemgericht is (m.a.w. als er knelpunten verwacht worden). De monitoring moet inzicht geven in de actuele impact van de abiotische omstandigheden op de natuurwaarden, in de potenties tot herstel en antwoorden op de vraag welke ingrepen er zinvol zijn om de gewenste toestand te herstellen?

Er is ook een vraag naar een zogenaamde helpdesk (met bv. centrale coördinator die hier voor in staat) waar een boswachter/lokale beheerder terecht kan als hij vragen heeft over monitoring van bepaalde soorten of habitats. Deze vraag houdt verband met de implementatie van het meetnet in de praktijk en kan behandeld worden in de laatste fase van de opbouw van een meetnet (Fase V).

Tot slot is er in zekere mate een meekoppeling met vragen uit het rapport "Monitoring Natura 2000 habitats" (Westra et al. 2011). Er moet onderzocht worden of volgende gegevensnoden door het luik beheer kunnen ondervangen worden:

- Toestandsopvolging van de lokale staat van instandhouding (LSVI) van de Bijlage I habitattypen en subtypen in elke SBZ
- Monitoring van de afstand tot (doelbereiking van) de instandhoudingsdoelstelling op SBZ-niveau (S-IHD)

2.1.2 Vragen en wensen op programmaniveau

De wensen op programmaniveau richten zich duidelijk op de wetenschappelijke ondersteuning bij zowel de opzet van de monitoring als de verwerking van de data.

1. Hoe evolueren de beheerde domeinen op een landelijke schaal (al dan niet opgesplitst per natuurstype) voor een pakket aan maatregelen.
2. Wetenschappelijke interpretatie van geaggregeerde gegevens op Vlaams niveau (Bv. wat is het effect van bepaalde beheervormen in bepaalde natuurstypen op de natuurwaarden?)

Verder worden in Westra et al. (2011) ook nog volgende gegevensnoden aangegeven die betrekking hebben op het beheer (en de globale effecten ervan) van SBZ-gebieden:

1. Toestandsopvolging en vergelijking van de SVI van de Bijlage I habitattypen en subtypen binnen het SBZ-netwerk versus buiten het netwerk of versus geheel Vlaanderen: bedoeld ter evaluatie van het effect van de afbakening van SBZ's en bijhorende instandhoudingsmaatregelen
2. Toestandsopvolging en vergelijking van de SVI van de Bijlage I habitattypen in SBZ's beheerd door ANB/gespecialiseerde NGO's versus SBZ's beheerd door derden: bedoeld ter evaluatie van de effectiviteit van gericht natuurbeheer versus stimulerende instrumenten voor derden

3. Toestandsopvolging en vergelijking van de SVI van de Bijlage I habitattypen binnen natuurreservaten versus buiten natuurreservaten: bedoeld ter evaluatie van het effect van de beleidsinstrumenten met betrekking tot natuurreservaten

Westra et al. (2011) merken hierbij op dat: "De vragen (1) t.e.m. (3) vereisen elk op zich een stratificatie van de doelpopulatie, die mogelijk deels maar wellicht niet geheel zal samenvallen met één van de andere stratificaties. Eén meetnet dat al deze vragen moet beantwoorden, wordt daardoor wellicht te zwaar. De stakeholder (ANB) geeft aan dat vraag (2) meest relevant is voor het beleid en daarom prioritair is boven de andere. Het meetnet wordt dan ook best hierop gericht. Te onderzoeken valt in hoeverre dit meetnet dan nog antwoord kan bieden op vragen (1) en (3)."

2.2 Vragen over kostenaspecten van beheer en beheermonitoring

De bedrijfseconomische expertise vereist voor het economisch luik van dit project werd uitbesteed (ANB/09/MW/MON1) en werd toegekend aan het studiebureau Arcadis (Offerte 2009.M23833).

In de loop van het project werden verschillende vragen geformuleerd die te maken hebben met economische aspecten van de monitoring van beheer. We bespreken deze kort en geven aan in welke mate ze relevant en haalbaar zijn. We maken een onderscheid tussen de vragen die hierover gesteld werden in het oorspronkelijk werkplan van het project "monitoring Natura 2000 en beheer" en vragen die later bijgekomen zijn door bevestigingen binnen ANB naar de lokale en regionale noden en door extra overlegmomenten.

De hoofddoelstelling is de ontwikkeling van een algemene strategie om de monitoring beter te integreren in de bedrijfsvoering en de toepassingen van monitoring te expliciteren. Deze algemene hoofddoelstelling wordt bereikt door middel van volgende stappen:

1. Integratie monitoring in de bedrijfsvoering (procesanalyse)
 - a. procesanalyse van de beheercyclus en beleidscyclus
 - i. exhaustief in kaart brengen van alle elementen uit de beheer- en beleidscyclus (functionele analyse: welke kennisnoden en informatiebehoeften zijn er? Wat wordt er wanneer gedaan en hoe?)
 - ii. in kaart brengen van de toepassingsmogelijkheden van monitoring
 - iii. aangeven waar monitoring in de besluitvorming kan toegepast worden
 - iv. aangeven welke informatie hiervoor nodig is
2. Kostenmodel
 - a. gebaseerd op de procesanalyse
 - i. voor de beheercyclus en beheermonitoring
 - ii. voor de beleidscyclus
 - b. op basis van deze kostenmodellen aanbevelingen voor een kostenbewuster ontwerp
3. Kosteneffectiviteitsanalyse
 - a. kosteneffectiviteit van het beheer
 - i. aangeven welke gegevens we hiervoor moeten verzamelen
 - ii. onderscheid maken tussen herstelbeheer en regulier beheer
 - b. kosteneffectiviteit van beheermonitoring
4. Integratie monitoringsplan in het beheerplan

- a. ontwikkeling van een protocol voor het opstellen van een beheerplan waarop het monitoringsplan geënt is
 - i. beheerdoelstellingen SMART formuleren
- 5. Kosten en baten van monitoring
 - a. kostenaspecten monitoring zelf
 - b. bijdragen tot een betere beheersing van monitoringskosten
 - c. kostenanalyse van vergelijkbare initiatieven in binnen- en buitenland om een referentiekader (benchmark) op te stellen

We leggen hier kort uit wat we verstaan onder de beheer- en beleidscyclus waarvan sprake in bovenstaand stappenplan. De beheercyclus omvat de opmaak van het beheerplan, de uitvoer van het plan en de evaluatie van de behaalde resultaten, die als input dienen om beheerplan bij te sturen of bij het opstellen van een nieuw plan. De beleidscyclus slaat hier niet op natuurbeleid in brede zin, maar op het beleid dat gevoerd wordt rond beheerplannen.

De onderliggende idee is dat de kosten voor monitoring van een project als intern deel van projectkosten voor het beheer gezien moeten worden (bv. richtcijfer 10%). Dus een vast aandeel van het beheerbudget besteden aan monitoring. De baten hiervan moeten/zullen deze kosten verantwoorden. Het economisch luik van het project gaat in feite over een designstudie. Deze moet toelaten dat we na 3-5 jaar in staat zijn om evaluatie te doen van het beheer en de beheermonitoring. Economen spreken in dit opzicht ook over het opstellen van een prestatieboekhouding (mond. med. Wouter Van Reeth).

We kunnen bovenstaand traject voor het bereiken van de hoofddoelstelling vrij vertalen naar de volgende vragen:

1. Hoe moet het monitoringsplan geconcipeerd worden uitgaande van een beheerplan en op zo'n manier dat tegelijk ook informatie voor het bepalen van kostenaspecten en effectiviteit van het beheer verzameld wordt?
 - a. Wat zijn de belangrijkste elementen van de beleidscyclus en de beheercyclus en wat is de plaats van monitoring daarbinnen?
 - b. Wat zijn de belangrijkste kostenposten in relatie tot de beleidscyclus en de beheercyclus?
 - c. Hoe kunnen we na verloop van tijd de kosteneffectiviteit berekenen van beheermaatregelen?
2. Hoe kunnen we de monitoringinspanningen voor beheer verantwoorden gegeven een beperkt budget voor beheer en monitoring van het beheer?

Vraag 1 is de hoofdvraag en een antwoord op deze hoofdvraag vereist dat we de drie onderliggende vragen (1a, 1b en 1c) beantwoorden, die te beschouwen zijn als voorbereidende stappen om de hoofdvraag te kunnen beantwoorden.

Vraag 1b omvat het opstellen van een kostenmodel. We kunnen ons afvragen tot op welke detailgraad een kostenmodel van het beheer moet uitgewerkt worden. In de eerste fase is ANB voornamelijk geïnteresseerd in de grove gemiddeldes van de kosten in de verschillende beheertypes. In eerste instantie wordt met deze beheertypes gedoeld op zes types ecosystemen (bos, heide, grasland, duinen, ...). Het doel is dan te komen tot een grof, globaal gemiddeld idee hoeveel het kost om één hectare van zo'n type te beheren. Dit is een transversale aanpak, die los staat van beheerdoelen. In het kader van het project "Monitoring Natura 2000 en beheer", is er echter een vraag naar een longitudinale aanpak. Bij een longitudinale aanpak volgen we de kosten in de tijd op van een beheerdoel voor een gebied. Het beheer van verschillende types graslanden of van verschillende beheerdoelen zal immers andere kosten met zich meebrengen. Andere factoren zoals grootte van het

beheerde gebied hebben een sterke invloed op de kostprijs van het beheer voor eenzelfde natuurdoeltype (bv de Koeijer et al 2006 p40). Een meer gedetailleerd kostenmodel zal wellicht nog steeds toelaten om de grofgemiddelde schattingen te maken op een geaggregeerd niveau.

In het kader van dit project, en met name de monitoring van beheer, benaderen we het probleem vanuit de invalshoek van de beheerder. In dat geval, is ANB de belangrijkste doelgroep en zijn de terreinen die ANB beheert in focus. De vraag naar kosteneffectiviteit van beheer (1c) is dan te beschouwen als een managementtool voor ANB (in tegenstelling tot bijvoorbeeld een maatschappelijke verantwoording van het gevoerde beheer).

Om vraag 1c verder te duiden, moeten we ons ook het volgende afvragen: Kan het dat we op basis van kosteneffectiviteit beslissen om op een bepaalde locatie eerder voor een bepaald natuurdoeltype kiezen omdat de kosten van het beheer in functie van dat natuurdoeltype lager zijn? Eerst en vooral vertrekken we vanuit het beheerplan. In een beheerplan worden de beheerdoelstellingen op voorhand vastgelegd. Indien voor een bepaald terrein een bepaald natuurdoeltype wordt vooropgesteld, is het niet de bedoeling om hiervan af te wijken op basis van louter kostenoverwegingen (anders zouden veel zeldzame, waardevolle natuurtypes, die een intensief beheer vragen, al gauw het risico lopen om te verdwijnen). Wel kan gekeken worden welke verschillende beheersmaatregelen kunnen leiden tot het natuurdoeltype en op basis van een kostenvergelijking of kosteneffectiviteitsanalyse hierin een keuze te maken.

Vraag 2 is een vraag naar kosten en baten van monitoring. Hierbij maken we nog de kanttekening dat dit niet gelijk is aan een kosteneffectief ontwerp van een meetnet. In Onkelinx et al. (2008) wordt al heel wat aandacht besteed aan een kosteneffectief ontwerp van een meetnet. Hierbij is de vraag welke van verschillende ontwerpsscenario's is het meest kostenefficiënt. Hiervoor is een ex ante evaluatie nodig van wat de kosten gaan zijn, en wat de kwaliteit van de meetgegevens gaat zijn (in termen van precisie en onderscheidend vermogen). Dit is een andere invalshoek dan wat hier bedoeld wordt onder kosten en baten van monitoring. Hier gaan we ervan uit dat er een monitoring voor beheer ontworpen werd en we vragen ons af welke kosten deze monitoring met zich meebrengt en welke baten er zijn van de monitoring. Wat zijn nu baten van monitoring? Monitoring van beheer zal ons in staat stellen om te leren over de effecten van beheer en de haalbaarheid van beheerdoelstellingen. Kennis hierover brengt baten met zich mee, doordat het (1) toelaat om met gegevens onderbouwde ex-post evaluaties te doen van de kosteneffectiviteit van verschillende beheersmaatregelen, en (2) hierdoor kosten kunnen uitgespaard worden door bijsturing van het beheer, enerzijds door een kosteneffectievere beheersmaatregel te kiezen, anderzijds door beheerdoelen bij te sturen indien de monitoring aangeeft dat deze niet gehaald worden. Een begroting van deze baten dient nog verder onderzocht te worden.

Caughlan & Oakley (2001) geven aan dat justificatie van de kosten van monitoring moeilijk is, omdat de baten opbouwen over meerdere jaren en het onwaarschijnlijk is dat men hier van bij de start van de monitoring aan gedacht heeft. Binnen het project "Natura 2000 en beheer" wordt hier duidelijk wel van bij de start aan gedacht en zouden we dus wel in staat moeten zijn om kosten van monitoring op termijn te rechtvaardigen. Caughlan & Oakley (2001) geven hiervoor ook een goed overzicht van kostenposten bij monitoring, dit wordt besproken in deel 5.1.

2.3 Vragen over specifieke beheerdoelen

2.3.1 Beheerdoelen met een ecologische hoofdfunctie

2.3.1.1 Opvolging van soorten

De nadruk ligt hier op kritische soorten waarvoor het domein zeer belangrijk is en die bepalend zijn voor de beheerkeuzen en -maatregelen. Hieronder vallen zowel Natura 2000 soorten, Vlaamse Rode-lijstsoorten (of bedreigde vegetaties), paraplu-soorten, laagdrempelige soorten of "leuke" zeldzame soorten waardoor vrijwilligers/boswachters gemakkelijker betrokken raken.

2.3.1.2 Verantwoording van zeer dure ingrepen of beheermaatregelen

Voor zeer dure ingrepen of beheermaatregelen die het landschap sterk veranderen, wordt de noodzaak gevoeld om te kunnen verantwoorden waarom een dergelijk beheer effectief is om de beoogde natuurdoelen te realiseren. Zeer dure ingrepen die het landschap sterk veranderen zijn meestal te catalogiseren onder omvormingsbeheer en hebben meestal als hoofddoel een gewenste potentiële natuurwaarde te herstellen.

Deze wens is te beschouwen als een onderdeel van de meer algemene vraag (zie X) naar kosteneffectiviteit van het beheer. De conclusie is dat dit geen nieuwe vraag is, maar wel een prioriteitstelling voor het type van beheer (omvormingsbeheer) waarvoor kosteneffectiviteit het meest belangrijk is.

2.3.1.3 Ecologische effecten van recreatie

Aangaande gastheerschap en recreatie zijn er vragen over de effecten van recreatie op de natuurwaarden van de domeinen.

Er is dus nood aan een afweging tussen de in het beheerplan gestelde ecologische doelen (doelsoorten, vegetaties) en de doelen van het ontsluitingsplan voor recreatie (bv. zonering, speelbos, rustzones, recreatieve netwerken zoals wandel-, ruit- en fietspaden). Bv.: vragen van de aard "Zijn er verschillen in dichtheden of broedsucces van nachtzwaluw tussen rustzones en standaardzones?" om zo het instrument (beheermaatregel) "rustzones" te evalueren.

Dit is een vraag in onderzoekscontext en vereist een opzet met een veldexperiment. Deze vraag valt buiten het huidige opzet van een monitoringplan voor beheer, dat in een projectcontext zit, en er zal dus niet verder rekening mee gehouden worden tijdens de volgende fasen waarin het protocol om een monitoringsplan te enten op een beheerplan zal uitgewerkt worden.

2.3.2 Beheerdoelen met een sociologische hoofdfunctie

2.3.2.1 *Gastheerschap en recreatie*

Hoeveel bezoekers komen er in het domein en evolueren de bezoekersaantallen in de tijd? Leidt zonering en uitbouw recreatieve infrastructuur tot verbetering van de tevredenheid bij de bezoekers?

ANB investeert veel in toegankelijkheid, recreatieve infrastructuur met kijkhutten, infoborden, wandelpaden, ruiterspaden, fietspaden. Vraag is of deze investeringen renderen in termen van bezoekersaantallen en tevredenheid van bezoekers.

Aan de investeringen voor toegankelijkheid en recreatieve infrastructuur zijn kosten verbonden. De baten geassocieerd met deze kosten, of het rendement van de investeringen, kunnen worden gemeten door bezoekersaantallen en/of bezoekerstevredenheid te monitoren.

Deze vraag lijkt inpasbaar vermits het protocol voor het luik beheer gestoeld is op het beheerplan. Recreatieve doelstellingen in dat plan, zullen dus moeten opgevolgd worden via eenvoudige indexen (bv aantal meter opgesteld pad).

2.3.3 Beheerdoelen met een economische hoofdfunctie

2.3.3.1 *Opbrengsten uit de domeinen*

Er is de vraag om samen met de kosten die het beheer vergt ook de opbrengsten in kaart te brengen (bv. houtopbrengsten). Deze opbrengsten zouden indien ze als negatieve kost geregistreerd worden direct in relatie kunnen gebracht worden met de andere beheeringrepen en -kosten en zo het te ontwikkelen kostenmodel kunnen vervolledigen. Later zullen we argumenteren dat, in de visie waarbij we vertrekken vanuit het beheerplan, het enkel wenselijk is om deze vraag te weerhouden indien (hout)opbrengsten expliciet als beheerdoel zijn opgenomen in het beheerplan.

3 Knelpunten vraagstelling

3.1 Programma- en projectniveau

Er is vooral onduidelijkheid rond de termen programma- en projectniveau. Hoewel er herhaaldelijk een duidelijk onderscheid werd gemaakt tussen beide niveaus, heeft dit in het verleden niet steeds geleid tot een voldoende duidelijk gescheiden uitwerking van de methodiek (zie knelpunten aanbodzijde).

Hier verstaan we onder projectniveau: het beheerd natuurgebied of het domein; onder het programmaniveau verstaan we het geheel van beheerde natuurgebieden of domeinen in Vlaanderen.

De beheerder, zijn gebied en het beheerplan van het gebied zullen de basis vormen van het protocol om de monitoring van dat gebied te concipiëren. De belangrijkste doelstelling is dus een methodiek/protocol ontwerpen om een lokaal meetnet te kunnen maken, geënt op het beheerplan. Aggregatie van de gegevens verkregen uit de verschillende gebieden kan gezien worden als een stap richting het programmaniveau. Er zal vooraf een inschatting gemaakt worden in hoeverre aggregatie van de gegevens uit lokale meetnetten kan bijdragen aan deze vraagstelling.

Voor speciale beschermingszones zal, voor zover deze zones overlappen met een beheerd gebied, in het beheerplan moeten voorzien worden dat de instandhoudingsdoelstelling (S-IHD) ook in het plan worden opgenomen. Aangezien het beheerplan zelden volledig zal samenvallen met de SBZ, zullen de kwantitatieve doelstelling moeten bijgesteld worden in het beheerplan. Monitoring van deze doelstellingen, i.k.v. monitoring van het beheer, zal dus informatie aanleveren die relevant is voor het betreffende SBZ gebieden, zeker als de overlap groot is. Dit zal dus toelaten om in deze gevallen een antwoord te bieden op de vraag naar monitoring van de afstand tot S-IHD (zie 2.1.1). Dit zal echter geen substituuut zijn om de meer algemene vragen te beantwoorden die geciteerd werden uit Westra et al. (2011) (zie 2.1.2). Daarvoor zal een meetinspanning op Vlaams niveau nodig zijn in alle SBZ gebieden. De idee die hiervoor onderzocht zal worden is een habitatkartering binnen SBZ gebieden die tegelijk ook een minimuminschatting van habitatkwaliteit geeft. Dit zal verder onderzocht worden in Fase II van het project (zie Inleiding) in het luik habitatmonitoring.

Een gelijkaardige kanttekening maken we bij de kosteneffectiviteit van beheer. Op een programmaniveau is het voor een beleidsmaker interessant om te weten hoeveel oppervlakte van elk natuurtype nagestreefd moet worden en waar dit natuurtype best wordt instandgehouden of gecreëerd. Zulk een allocatie van oppervlaktes van natuurtype kan eventueel gebaseerd zijn op een kosteneffectiviteitsanalyse. We kunnen ons dan bijvoorbeeld de vraag stellen wat de kostenefficiëntie is van het instandhouden of herstellen van bepaalde natuurdoeltypes gegeven de maatregelen die nodig zijn om dat te doen. Op basis van zulke informatie zou het beleid kunnen beslissen om op bepaalde locaties eerder voor een bepaald natuurdoeltype te kiezen omdat de kosten van de maatregelen in functie van dat natuurdoeltype lager is. Bij deze beleidsinvalshoek zitten we dus in een situatie die omschreven kan worden als een milieu-economisch vraagstuk. Hiervoor zijn kostenmodellen gebaseerd op de beleidscyclus nodig. Maar, zoals al eerder aangegeven stellen we het gebied/de beheerder centraal en is zulk een kosteneffectiviteitsanalyse weinig relevant voor de beheerder. Kosten en effectiviteit zullen dus in functie van een beheerdoel in een bepaald

gebied doorheen de tijd opgevolgd worden. Hier ook kan worden nagegaan of aggregatie van de gegevens over de gebieden heen zinvolle informatie oplevert voor het hoger schaalniveau.

3.2 Effecten van beheermaatregelen

Er is/was onduidelijkheid over de vragen naar de effecten van beheermaatregelen, die op programmaniveau kunnen gerealiseerd worden.

Voor de vraag naar de effecten van bepaalde beheermaatregelen is er o.i. niet zo zeer nood aan een monitoringsmeetnet, maar eerder aan gericht onderzoek dat gebaseerd is op zorgvuldig opgebouwde experimenten met verschillende behandelingseenheden. Een dergelijk opzet die verschillende behandelingen (en blanco's) afweegt is niet te verwachten van een zeer ruime dataset met random gekozen plots in verschillende gebieden, ook al hebben ze een vergelijkbare uitgangssituaties. Hierbij mag ook duidelijk gesteld worden dat er al een enorme kennis is opgebouwd over hoe een bepaald natuurstype moet beheerd worden (zie o.a. Hermý & De Blust 1989 en Hermý et al. 2004, www.natuurkennis.nl), m.a.w. moet er via monitoring nog nagegaan worden of we Dottergraslanden best maaien of begrazen en wanneer dit dan moet gebeuren? Dit lijkt ons niet aan de orde.

De vraag die de beheermonitoring moet beantwoorden is dus niet in de eerste plaats een vraag naar de effecten van bepaalde beheervormen, maar eerder een vraag naar de toestand en evolutie van een bepaalde natuurkwaliteit (afgewogen tegen een specifieke doelstelling) in beheerde terreinen. Monitoring moet in die zin signaleren wat er goed en fout loopt: in eerste instantie is er de vraag of het beheer wel (goed) is uitgevoerd en verder of de verwachte soorten behouden blijven of zich herstellen en of de abiotische omstandigheden toereikend zijn.

3.3 Overige knelpunten bij de huidige vragen

Een belangrijk knelpunt is het bepalen van het juiste niveau van de te monitoren eenheden. Een bruikbaar integratieniveau om de beheervormen te ordenen is volgens procesbeheer vs. patroonbeheer enerzijds en eenmalige ingrepen (in het kader van natuurherstel of –ontwikkeling) vs. terugkerend beheer (met hierin regulier onderhoudsbeheer en ontwikkelingsbeheer na eenmalige ingrepen) anderzijds (Tabel 1). De combinatie van de verschillende natuurstypen met een beheermaatregel die zich situeert binnen een van deze 6 mogelijkheden levert bruikbare te monitoren eenheden op.

Tabel 1 Integratie van verschillende beheervormen

	terugkerend beheer		eenmalige ingrepen
	onderhoudsbeheer (oneindig)	Ontwikkelings- en omvormingsbeheer (eindig)	
patroonbeheer	a	b	c
procesbeheer	d	(e)	f

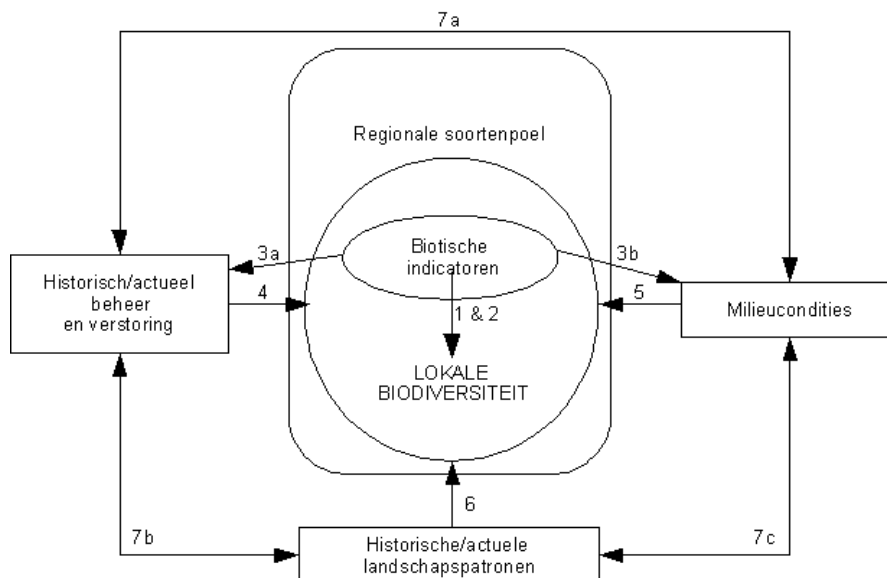
Verder kan de monitoring van beheerdoelen met een ecologische hoofdfunctie wellicht niet gecombineerd worden met deze met een economische of sociale hoofdfunctie. Dit zal in de volgende fase van het project bekeken worden. Voor de evaluatie van de sociale-recreatieve doelstellingen bestaan bij het ANB reeds ideeën over hoe die kunnen geëvalueerd worden.

4 Aanbodzijde beheer

4.1 Theoretische onderbouwing: ecosysteemanalyse

Van Uytvanck en De Becker (2004) tonen mooi aan dat een **ecosysteemanalyse** een belangrijk oriënterend kader is om het beheerplan op te stellen. Een ecosysteemanalyse leert ons welke stuurfactoren belangrijk zijn voor de ontwikkeling van het gewenste ecosysteem (of meer concreet een bepaald habitatype, bv droge graslanden) en met welke bedreigingen we rekening moeten houden. Het is dan ook logisch om ook de monitoring op deze analyse te enten en op basis hiervan te beslissen welke indicatoren relevant zijn om op te volgen. Het cruciale punt hierbij is dat voor de meeste habitattypes (of terreintypes) er al bijzonder veel onderzoek gebeurd is en dat we dus op basis van bestaande inzichten een goed idee hebben wat de belangrijkste stuurfactoren zijn. In het boek Natuurbeheer (Hermý 2004) worden, gebaseerd op deze veelheid aan wetenschappelijk onderzoek, de belangrijkste terreintypes en hun stuurfactoren in aparte hoofdstukken besproken.

In De Bello et al. (2010) werd een gelijkaardige oefening gedaan voor graslanden en ze geven hun bevindingen weer in een bevattelijke figuur die we hier reproduceren. In de figuur worden diverse biodiversiteitsindicatoren samengebracht en wordt aangegeven welke in een beheercontext van belang kunnen zijn (Figuur 3).



Figuur 3 Integratie van verschillende indicatortypes (naar De Bello et al. 2010)

Het model van De Bello et al. (2010) integreert biotische indicatoren en stuurfactoren (witte rechthoekjes in Figuur 3).

Biotische indicatoren (pijl 1 in Figuur 3) omvatten fauna/flora-lijsten, diversiteitsindices en multisoortenreeksen. Daarnaast kunnen biotische indicatoren ook functionele kenmerken van de diversiteit van een habitat/natuurtype indiceren (pijl 2 in Figuur 3). Dit zijn bv.

kenmerken van soorten i.r.t. nutriënten en terreingebruik, groeivormen van soorten (kruid/struik/boom) en vegetatiestructuur (biomassa, hoogte, bedekking...).

Stuurfactoren omvatten:

1. Historisch/actueel beheer en verstoring (pijl 4 in Figuur 3). Hieronder vallen o.m. graasdruk (gestuurd + natuurlijk), maaifrequentie, brand en brandpreventie, bemesting...
2. Milieucondities (pijl 5 in Figuur 3). Hieronder vallen o.m. bodemkenmerken s.l., N-depositie, klimaattrends, waterpeilen.
3. Historische en huidige landschapspatronen (pijl 6 in Figuur 3). Hieronder vallen o.m. oppervlakte, isolatie, heterogeniteit en habitatdiversiteit van natuurtypen.

Verschiedende stuurfactoren beïnvloeden (van versterken tot tegenwerken) elkaar (pijlen 7a,b,c in Figuur 3).

De Bello et al. (2010) stellen dat er een goede keuze van de indicatoren moet worden gemaakt en dat de beperkingen van het ecosysteemtype, de relaties tussen stuurfactoren en soorten goed gekend en gevalideerd moeten zijn. De integratie van deze indicatoren kan leiden tot generalisatie en evaluatie.

4.2 Praktische onderbouwing: beschikbare veldprotocols, methodieken en verwerkingsmethodes

4.2.1 Multisoortenbenadering sensu Maes & Van Dijck 2005

Soorten maken inherent deel uit van het natuurstreefbeeld. Immers, de aanwezigheid van geschikte abiotiek en vegetatiestructuur alleen is geen garantie voor het voorkomen van de typische planten- en diersoorten. Vandaar dat het onmisbaar is om ook soorten te integreren in beheermonitoring.

In het verleden werden (dier)soorten bijna nooit als maatstaf gebruikt om de ecologische kwaliteit die bereikt werd via beheer te meten. Vanuit biologisch standpunt, lijkt dit nochtans het meest aangewezen. Van Dyck et al. (2001) en Maes & Van Dyck (2004; 2005) ontwikkelden de multisoortenbenadering, die de beste keuze bleek te zijn voor een praktisch haalbare techniek wat betreft de tijds- en kosteninvestering, om de staat van een bepaald natuurdoeltype in termen van "distance-to-target" te evalueren. Een multisoortenbenadering gaat uit van een relevante reeks soorten die uit verschillende taxonomische en functionele groepen met bekende ecologische vereisten betreffende milieu, structurele en ruimtelijke eigenschappen van hun habitat worden geselecteerd. De combinatie van de ecologische informatie die door een subset van soorten uit de multisoortenlijst wordt vertegenwoordigd, laat een betrouwbaardere beoordeling toe van de staat van de habitat en het natuurstype op de plek waar de soorten werden aangetroffen, dan wanneer van bijvoorbeeld slechts een enkele (paraplu)soort gebruik gemaakt wordt (Maes & Van Dyck 2005). Zeer belangrijk bij de ontwikkeling van dergelijke multisoortenlijsten is dat een praktisch haalbaar en breed toepasbaar en daarmee ook toegepast instrument wordt ontwikkeld, waarbij ook niet-specialisten - mits gerichte informatie en vorming - actief kunnen deelnemen aan monitoring. Vele leden en/of medewerkers van Natuurpunt en van ANB behoren tot deze categorie. Het is cruciaal dat de ontwikkeling van de multisoortenlijsten gebeurt in samenspraak met ervaren terreinbeheerders.

Momenteel zijn er gevalideerde multisoortenlijsten voor natte heide en vennen (Laurijssens et al. 2007) en dotterbloemgraslanden (De Cock et al. 2008b). Voor andere natuurtypes ontbreken gevalideerde multisoortenlijsten. Multisoortenlijsten werden eveneens opgesteld voor een aantal andere natuurtypes in reservaten van het Brussels Hoofdstedelijk Gewest (zie Vermeersch et al. 2005, Vanermen et al. 2006).

De meeste soorten in Vlaanderen hebben geen homogene verspreiding over het hele grondgebied, ze zijn vaak biogeografisch beperkt in areaal. Je kunt in dat geval niet verwachten dat een soort die kenmerkend is voor een bepaald natuurdoeltype in de biogeografische regio waar de soort (nog) niet bekend is of extreem zeldzaam, zal voorkomen in het betreffende natuurdoeltype. Je laat dergelijke soorten dus ook best weg uit een beoordelingsmethode, die de doelbereiking van een zekere locatie dient in te schatten. De meest handelbare indeling, die enerzijds een zekere overeenkomst vertoont met de algemene fyto- en zoogeografische indelingen van Vlaanderen, en die anderzijds Vlaanderen niet in teveel 'hokjes' indeelt is de indeling in ecoregio's.

4.2.1.1 Selectiecriteria voor multisoortenlijsten

Om in aanmerking te komen voor een multisoortenlijst moet een soort aan een reeks criteria voldoen. Een eerste set criteria betreft het belang van de soort voor het beschouwde natuurdoeltype

RELEVANTIE:

1. Kenmerkend voor het natuurdoeltype en eventueel indicatief voor de aanwezigheid van welbepaalde typische systeemkenmerken: oppervlakte, structuurkenmerken, hydrologie, microhabitats,...)
2. Hoog informatieniveau zoals gevoeligheid voor beheer, milieudrukken: habitatversnippering en -isolatie, verstoring, verdroging, vernatting, vermessing, verzuring, verstruweling, verbossing, vergrassing, atmosferische depositie, enz.
3. Verschillende taxonomische groepen om gezamenlijke informatieinhoud te maximaliseren, waarbij voornamelijk gekozen wordt uit beter gekende soortgroepen zoals broedvogels, amfibieën, reptielen, libellen en waterjuffers, lieveheersbeestjes, sprinkhanen en krekels, dagvlinders.
4. Voor elk te evalueren natuurdoeltypekenmerk worden best meerdere soorten als indicator geselecteerd, maar de uiteindelijke lijst moet wel werkbaar blijven. Vervolgens moeten de soorten ook voldoen aan een aantal praktische criteria

PRAKTISCHE WERKBAARHEID:

1. Gemakkelijk herkenbaar op het terrein, zodat geen tijd- en budgetopslorpend sorteer- en determineerwerk of het inschakelen van dure experts vereist is
2. Gemakkelijk en steeds vindbaar zodat op het terrein niet teveel tijd gespendeerd wordt in het opsporen van de soorten.
3. Niet te zeldzaam, noch te algemeen en homogeen verspreid in Vlaanderen of in een bepaalde ecoregio

Het opstellen van een multisoortenlijst gebeurt in 5 selectiestappen (Van Dyck et al. 2001):

1. Formulering van een duidelijke vraagstelling en omschrijving welke informatie de soorten moeten dragen om hieraan tegemoet te komen. Bijvoorbeeld om de kwaliteit

en kwantiteit van een bepaald natuurdoeltype te evalueren, komen soorten die grote oppervlakten van het habitat nodig hebben en soorten die bijzondere – in het geval van beheermonitoring voornamelijk door beheer bepaalde – eisen stellen aan het habitat (structuur, hydrologie, aanwezigheid van andere soorten, ...) in aanmerking.

2. Selectie van soorten waarvoor voldoende basisinformatie beschikbaar is in de ecologische literatuur. Hiervoor werd een opzoeking gedaan van soorten die in de literatuur en door experts als typisch omschreven worden voor het beschouwde natuurtype en werd nagegaan of ze van toepassing zijn voor Vlaanderen.
3. Selectie van goed herkenbare, gemakkelijk vindbare soorten, die niet te zeldzaam zijn en die homogeen verspreid zijn over het studiegebied. Vermits de opvolging best op grote schaal ingang zou vinden, kosten daarom best beperkt blijven en dus ook niet-experts ze zouden kunnen toepassen, moeten de soorten eenvoudig te vinden en te herkennen zijn. Te zeldzame soorten zijn te beperkt bruikbaar en de te algemene soorten te weinig kritisch.
4. Gedetailleerde ecologische informatie en informatie over de gevoeligheid voor milieudrukken en natuurbeheer van de overgebleven soorten wordt verzameld uit literatuur en expertenkennis. Het gaat o.a. om mobiliteit, ruimtebeslag, trofieniveau, bijzondere habitateisen, enz.
5. Een complementaire multisoortenlijst wordt samengesteld door soorten te selecteren uit verschillende taxonomische groepen zodat, indien mogelijk, elk informatietype meermaals aan bod komt.

Multisoortenlijsten vervangen geen:

- soortspecifieke monitoring
- soortinventarisatie
- monitoring van algemene biodiversiteit
- monitoring van RodeLijst soorten

Maes & Van Dyck (2005) en Laurijssens et al. (2007) toonden aan dat bij een goede multisoortenselectie deze als het ware een “paraplu” is voor de andere typische soorten van het beschouwde natuurdoeltype. Op die manier vormt de multisoortenlijst een indicator voor natuurtype-typische biodiversiteit. Erg belangrijk is in te zien dat de multisoortenlijst dankzij de selectieprocedure een indicator is voor de typische systeemkenmerken van het onderzochte natuurdoeltype.

4.2.2 Indicatorenreeks Staatsbosbeheer Nederland

Biotische indicatoren kunnen ook als surrogaat dienen om verstoringen (waaronder beheer) en milieucondities te monitoren (pijlen 3a en 3b in Figuur 3). Zo werden voor een hele reeks Nederlandse natuurtypen indicatorsoorten (hier planten) voor verdroging, verzuring en eutrofiëring van plantengemeenschappen opgesteld (Jalink et al. 1995-1996; Aggenbach et al. 1998-2007; Schipper et al. 2007). De indicatoren hier zijn speciaal bedoeld voor het volgen van de effecten van het natuurbeheer en minder geschikt voor meer grootschalige indicatorenanalyse. Aan de hand van een reeks vragen, de aanwezigheid en locatie van plantensoorten komt de beheerder tot een indicatie van het terrein waarop hij kan inspelen in het beheer. In Figuur 3 wordt aan de hand van een voorbeeld geschetst op welke manier indicatoren voor milieucondities kunnen gebruikt worden bij een eerste systeemanalyse. Dit gebeurt bij voorkeur in de fase van het opstellen van het beheerplan.

vraagstelling:	antwoord bijvoorbeeld:
Tot welk landschapstype behoort de locatie en welk deel uit de serie publicaties moet worden geraadpleegd?	Boezemlanden, deel 9
Tot welk(e) vegetatietype(n) behoort de locatie en welke tabel(len) van indicatorsoorten moeten worden geraadpleegd? (zie hoofdstuk 2)	Blauwgrasland
Welke van de soorten van de tabel(len) komen in het gebied voor en is hun verspreiding beperkt tot deelgebieden van het vegetatietype? (zie inleiding en tabellen met indicaties)	Spaanse ruiter, Moeraskartelblad, Bevertjes, Parnassia langs perceelranden; in centraal deel veel Moerasstruisgras en Pijpenstrootje...
Wat is de standplaatsindicatie van de lokale soorten(groepen)? (zie tabellen voor de indicaties van het vegetatietype en voor de indicatorsoorten)	centraal deel van perceel is relatief zuur en droog, randzone geeft kenmerkende indicatie voor Blauwgrasland
Indien veranderingen zijn opgetreden (toename of afname van soorten), hoe worden die verklaard? (zie rechter deel van de tabellen)	centraal deel van perceel: verzuring en verdroging door afgenomen invloed van basenrijk oppervlakte- of grondwater

INDICATIE

BEHEER & HERSTELMAATREGELEN

Figuur 4: werken met indicatorsoorten voor milieucondities

Voor het opvolgen van natuurbeheer, zijn het in kaart brengen van patronen van indicatieve soorten en van de vegetatie van belang. De schaal waarop gewerkt moet worden is lokaal en er is een indicatie op het niveau van het ecosysteem en/of de gemeenschap (natuurtype) (Schipper et al. 2007).

4.2.3 Monitoring van de lokale staat van instandhouding (naar INBO-rapport LSVI, T'Jollyn et al. 2009)

De monitoring van habitats in het kader van de lokale staat van instandhouding van de habitats integreert verschillende criteria die samen tot een beoordelingsmatrix leiden. De hier gehanteerde werkwijze is een zeer waardevolle referentie, maar verschilt in doelstelling omdat het ruimtelijke niveau waarop de metingen gebeuren geen expliciete link legt met beheer.

Er wordt rekening gehouden met habitatspecifieke ecologische processen, habitatstructuur, regionale soortensamenstelling (planten én dieren) en mogelijke verstoringen, drukken en bedreigingen. De monitoringsinspanning wordt inhoudelijk bepaald door de Europese richtlijnen en de pragmatische keuze voor duidelijk meetbare criteria die te beoordelen en meetbaar moeten zijn via één terreinbezoek. De beoordeling is daarom gebaseerd op de criteriagroepen "habitatstructuur", "kwaliteitsindicatoren voor vegetatie en sleutelsoorten" en "verstoring". De habitatstructuur en de kwaliteitsindicatoren (vegetatie, sleutelsoorten) zijn twee criteria die de ontwikkelingsgraad van een habitattype opbouwend beïnvloeden, terwijl de verstoringen die ontwikkelingsgraad negatief beïnvloeden. Een gunstige lokale staat van instandhouding impliceert immers een goed ontwikkelde habitatstructuur en vegetatiesamenstelling, maar afwezigheid van, of een laag aandeel aan storingsindicatoren.

4.2.3.1 *Habitatstructuur*

Het aantal en de aard van de criteria die gehanteerd worden om de **habitatstructuur** te vatten verschilt sterk per habitatgroep. Horizontale of mozaïekstructuur wordt bij veel habitattypen van bossen, struwelen en heiden (gedomineerd door zgn. dwergstruiken) beoordeeld, ondermeer omdat deze samenhangt met het gevoerde beheer. In aquatische habitats hangt de horizontale structuur samen met de ontwikkelingsgraad van de waterplantenvegetaties en vormt het zo een beoordelingscriterium dat kan gehanteerd worden, zonder dat het noodzakelijk is de waterplanten zelf te gaan determineren.

Voor de habitatstructuur wordt in het kader van LSVI voorgesteld om de biohabmethode (Bunce et al. 2005; 2008) te gebruiken, waar mogelijk en relevant.

BioHab is een grondig uitgewerkte veldtechniek om de surveillance en monitoring van biotopen en landschappen over het hele Europese continent op een zo uniform mogelijke wijze uit te voeren. De methode is uitgebreid getest over heel Europa.

BioHab hanteert "levensvormen" als basiseenheid voor beschrijving en typering van de vegetatie. Voorbeelden van levensvormen zijn grasachtigen versus niet-grasachtige bloemplanten, struiken en bomen ingedeeld in verschillende hoogteklassen, naast niet biologische structuurkenmerken als "aandeel naakte bodem", Deze levensvormen staan goed in relatie tot het gevoerde beheer en verstoringen, ...

Naast de structuur worden ook de meest abundante soorten in de betreffende vegetatie genoteerd. BioHab is dus geen typologie, maar een veldtechniek. De methode bevat strikte beslissingsregels, zoals:

- beslisregels m.b.t. kartering, die het mogelijk maken vlakken af te bakenen op terrein op een veel meer eenvormige en herhaalbare wijze dan bv. de afspraken die ten grondslag liggen van de kartering van de Biologische Waarderingskaart versie 2;
- het aandeel van elke levensvorm wordt bepaald met een tiendelige schaal (10%, 20%, ...), waarbij 10% het minimum is (levensvormen met een beduidend lager bedekkingaandeel dan 10% worden buiten beschouwing gelaten);
- 70 - 30% -regel: BioHab hanteert deze drempelwaarde om een biotoop globaal te typeren: de levensvorm die 70% of meer bedekt wordt het hoofdtype; indien geen enkele levensvorm 70% haalt (dus 60 – 40% of 50 – 50%) dan wordt het hoofdtype een mix van beide;

Bovenstaande beslisregels en drempelwaarden dragen in zeer sterke mate bij tot eenvormigheid en tot vereenvoudiging. Door ecologische maatstaven stelselmatig om te zetten in vaste drempelwaarden wordt het aantal mogelijke combinaties beperkt. Dit principe kan ook toegepast worden voor een individuele soort of soortengroep.

BioHab is geschikt om algemene habitatcategorieën te karteren en op te volgen, maar het is niet specifiek geconcipteerd voor het bepalen van de lokale staat van instandhouding van Natura 2000 habitattypen. Bovenvermelde regels en drempelwaarden zijn wel toegepast om de criteria in de LSVI- bepaling in strikte percentages uit te drukken en te uniformiseren over de habitattypen en –groepen heen.

4.2.3.2 Vegetatie

De ontwikkeling van de **vegetatie (kwaliteitsindicatoren)** wordt beoordeeld aan de hand van een reeks per habitatype opgesomde sleutelsoorten (incl. drempelwaarden), die geselecteerd zijn in functie van de mate waarin ze indicatie geven voor een goede vegetatieontwikkeling.

Bij de selectie van **sleutelsoorten** worden volgende criteria gehanteerd:

- Het betreft soorten die een indicatie geven voor een goede habitatkwaliteit en bijgevolg gevoelig zijn voor het goed beheer en voor geschikte (milieu)omstandigheden van het betreffende habitatype. Het betreft dus indicatoren voor positieve invloeden. Deze voor negatieve invloeden horen onder de rubriek 'verstoring' thuis.
- Er wordt naar gestreefd om zeker de soorten die aan voorgaande kenmerken voldoen én die in belangrijke mate voor hun voortbestaan afhankelijk zijn van het habitatype (d.w.z. quasi uniek zijn voor het habitatype) op te nemen als sleutelsoort.
- Het opnemen van regionaal zeldzame soorten, verdwenen soorten of soorten met een onstabiel voorkomen in de regio wordt vermeden. Ze komen immers niet voldoende regelmatig voor in het habitatype, het ontbreken ervan kan zuiver te wijten zijn aan de verspreidingsbeperkingen van de betreffende soort en niet aan de fysische of structurele conditie van de betreffende habitatvlek; heel zeldzame soorten worden bijgevolg enkel gebruikt voor heel zeldzame habitattypen.
- Heel algemene soorten, voorkomend in een brede waaier van habitattypen, worden niet geselecteerd.

De drempelwaarden waarven sprake zijn te vergelijken met de normering die noodzakelijk is voor het stellen van beheerdoelen. Hier worden ze geformuleerd a.d.h.v. abundantie- en bedekkingswaarden.

4.2.3.3 Verstoring

Onder **verstoring** worden de klassieke “ver’s” behandeld (verdroging, vernatting, verruiging, verbossing, verzuring, vergrassing, vervilting ...), en wanneer relevant ook criteria als (invasieve) exoten, ruwe strooisellagen in graslanden, ... Verstoring wordt hier in de ruimste zin van het woord gebruikt, inclusief bv. het wegvallen van traditioneel beheer. Die ruime aanpak is noodzakelijk om de LSVI-bepalingen optimaal te kunnen aanwenden voor het formuleren van bv. instandhoudings- en beheermaatregelen. Het spreekt voor zich dat niet alle benutte verstoringscriteria relevant zijn voor elk habitatype.

De criteria voor de beoordeling en de onderbouwing van de selectie van criteria werd gedaan aan de hand van literatuur en waar nodig door expertoordeel. De te beoordelen storingsindicatoren zijn per habitat duidelijk gelinkt aan de verstoringen.

De percentages (drempelwaarden) die voor de criteria worden vermeld in de beoordelingsmatrix hebben betrekking op de bedekking van deze storingssoorten in de habitat.

4.2.4 Detailkartering van doelsoorten

In het kader van lopend INBO-onderzoek is er veel ervaring opgedaan met detailkartering van soorten (o.a. PINK-project in de Duinen, MAAS in BEELD in de natuurontwikkelingsterreinen aan de Grensmaas). Detailkarteringen van soorten geven een zeer gedetailleerd inzicht in de effectieve veranderingen op het terrein. Voor doelsoorten is hieruit zeer eenvoudig toename, afname, verdwijnen en verschijnen af te leiden. Voor indicatorsoorten wordt hier exact de plaats aangegeven waar zich mogelijks een probleem stelt (bv. invloed van randeffecten, verdroging van oevervegetaties...).

4.2.5 Overige methodieken uit De Cock et al (2008a) en De Meulenaere et al (2002)

De Cock et al. (2008a) en De Meulenaere et al. (2002) reiken een sterk uitgebouwd systeem aan met veldprotocollen en methodieken. Er wordt terecht veel aandacht besteed aan de vertaling van natuurdoelen naar meetbare eenheden, waarop de protocollen gebaseerd zijn. Als eenheid van doelbereiking voor een meetnet dat op programmaniveau moet worden ontworpen werd gekozen voor de natuurtypen. De natuurtypologie is beschikbaar via http://www.inbo.be/content/page.asp?pid=BIO_NT_start. Gezien de aard van de beheerde terreinen in Vlaanderen werd er voor de monitoring ook een zinvol onderscheid gemaakt tussen patroonbeheer en procesbeheer.

De methodieken omvatten grofweg:

- Karteringen
 - o Natuurtypen
 - o Vegetatiestructuur

- Structuuropnames
 - o Structuurvariatie
- Vegetatie-opnames
 - o Tansley-opnames
 - o Londo
- Multisoortenbenadering
- Peilbuismetingen

De methodiek van De Cock et al. (2008a) werd in 2006 in het veld uitgetest voor een selectie van 12 Vlaamse Natuurreservaten (De Cock et al. 2008b). De resultaten werden geïntegreerd en geëvalueerd voor het natuurstype Dotterbloemgrasland, o.a. omdat daar de grootste steekproef voor beschikbaar was. De gebruikte verwerkingsmethodes werden door de auteurs zelf kritisch geëvalueerd (De Cock et al. 2008b).

4.3 Koppeling beheerplan – monitoringsplan

Hiervoor werd reeds een eenvoudig denkkader aangereikt door Van Uytvanck & De Becker (2010, zie ook 1.1). Aan de hand van een aantal bestaande beheerplannen zal geprobeerd worden een procedure te ontwikkelen die aan beheerders toelaat om zelf een monitoringsplan (projectniveau!) op te stellen, geënt op dit beheerplan. Dit zal in de volgende fase van het project verder uitgewerkt worden.

4.4 Monitoringsprogramma Natuurpunt vzw

Natuurpunt stelt een modulair systeem voor dat evenwel nog niet volledig op punt staat. Integratie van de hier te ontwikkelen aanpak en het systeem van Natuurpunt is in het kader van het huidige project zeer wenselijk. De modulaire aanpak verdient een grondige uitwerking.

4.4.1 Basismonitoring

De basismonitoring bestaat uit **multisoortenmonitoring** in combinatie met de monitoring van het **regulier beheer**. Het laatste vormt in feite een antwoord op de huidige vraag van ANB om de uitvoering van de maatregelen zelf te monitoren. De gegevens worden verzameld op het niveau van de beheereenheid (met kaart!). Hierbij wordt in feite een soort logboek aangelegd met:

- naam van de beheereenheid (of kadastrummer)
- type beheer
- uitvoerder (vrijwilligers/particulier/aannemer/andere)
- start- en einddatum van de werken
- aantal personen
- aantal gewerkte uren
- eventuele opmerkingen, ervaringen

De multisoortenbenadering wordt hier opgevat als aan/afwezigheid van soorten uit een gebiedsspecifiek soortenlijst per monitoringstype (dit laatste is $\pm$ = een natuurstype).

4.4.2 Standaardmonitoring

Hierbij wordt de basismonitoring aangevuld met natuurtypenkartering en het opvolgen van rode lijstsoorten, doelsoorten vegetatie en eenmalige inrichtingswerken. Deze modules zijn nog in ontwikkeling.

4.4.3 Meetnetmonitoring

Dit breidt de standaardmonitoring verder uit met gestandaardiseerde protocols (bv. dagvlinderroutes, poelen enz...).

5 Aanbodzijde kosten

Hier bespreken we eerst wat er al beschikbaar is uit de literatuur dat bruikbaar kan zijn voor het kostenmodel (zie 5.1). Vervolgens worden theoretische aspecten over kostenvergelijkingen, kosteneffectiviteit en kosten-baten analyses besproken (zie 5.2). Daarnaast bespreken we nog een bruikbare gevalstudie die vrij dicht aanleunt bij het kostenluik van het project "Natura 2000 en beheer" (zie 5.3). Zoals eerder gesteld, zal de uiteindelijke uitwerking en verdere onderbouwing gebeuren door studiebureau Arcadis.

5.1 Aanzet voor een kostenmodel

Caughlan en Oakley (2001) is een goede bron om de kostenbronnen van monitoring te identificeren. Zij onderscheiden:

- Budgettaire kosten (geld dat daadwerkelijk uitgegeven wordt bij de opstart van de monitoring en tijdens de lopende monitoring)
 - o Opstartkosten of ontwikkelingskosten (voor een meer complete indeling zie de leidraad voor meetnetontwerp; Wouters et al. 2008a)
 - Vraaganalyse
 - Conceptueel ontwerp
 - Methodologische pilootstudies
 - Ontwikkeling van administratieve ondersteuning
 - o Kosten van de lopende monitoring wanneer deze operationeel is
 - Wetenschappelijk toezicht
 - Gegevensinzameling, inclusief arbeid, opleiding, reiskosten, verbruiksgoederen en onderhoud
 - Databeheer
 - Kwaliteitszorg
 - Gegevensanalyse en rapportering
 - Administratie
 - Andere zoals waardevermindering
- Economische kosten (= budgettaire kosten + opportuniteitskosten)
 - o Budgettaire kosten (zie boven)
 - o Opportuniteitskosten (de kosten geassocieerd met verloren gegane baten doordat middelen geïnvesteerd worden in monitoring die anders hadden kunnen aangewend worden voor andere doeleinden)
 - Externe kosten (kosten die derden ondervinden en die niet rechtstreeks door het monitoringprogramma gedekt worden)
 - Gesubsidieerde kosten (bv gebruik van terreinwagens die niet aangekocht zijn voor de monitoring)
 - Niet-vermarktbare kosten (bv verlies van recreatiefunctie in een afgesloten natuurreserveaat dat opgevolgd wordt o.w.v. zijn hoge wetenschappelijke waarde)

Het zijn de economische kosten waartegen de baten van monitoring (of de effectiviteit van monitoring) dienen afgewogen te worden (Caughlan & Oakley 2001).

Voor een eerste aanzet voor het kostenmodel voor de monitoring kunnen we ons baseren op Wouters et al. 2008b en Onkelinx et al. 2008. Volgende kostenbronnen werden onderscheiden:

- De kost geassocieerd aan het opmeten van een steekproefpunt:
 - o Verplaatsing van en naar het steekproefpunt.
 - o Tijd nodig voor opmeting.
 - o Aantal keer dat het steekproefpunt bezocht moet worden.
 - o Kost voor meetmateriaal en apparatuur
- Andere vaste kosten geassocieerd aan het veldwerk:
 - o Voorbereiding van het veldwerk: aanmaak databank en analysedatabank, opleiding en training van de veldwerkers (intercalibratie-oefeningen).
 - o Kosten verbonden aan selectie van steekproefpunten
 - o Uitrusting van de veldwerkers.
- Kosten verbonden aan het beheer en analyse van de gegevens:
 - o De tijd nodig voor gegevensinvoer en bijhorende kwaliteitszorg.
 - o De tijd nodig voor gegevensanalyse en –interpretatie.
- Kosten verbonden aan de communicatie:
 - o Naar opdrachtgever (intern en extern gebruik): rapporten, werkgroepen, voordrachten.
 - o Naar andere doelgroepen.
 - o Naar onderzoekswereld: tijd nodig voor publicaties, bijwonen van congressen, onderhouden van contacten, ...
- Kosten verbonden aan onderhoud en vorming:
 - o Algemene kwaliteitszorg zoals actualiseren van het steekproefkader, opvolgen van het veldwerk, ...
 - o De tijd nodig voor evaluatie van het meetnet, tussentijdse analyses van de meetgegevens, proefprojecten om bepaalde aspecten te valideren of te optimaliseren.
 - o Vorming van het personeel d.m.v. zelfstudie en bijscholing.

In de offerte van Arcadis werd al een aanzet gegeven voor een kostenmodel voor natuurbeheer, opgesplitst per natuurstype:

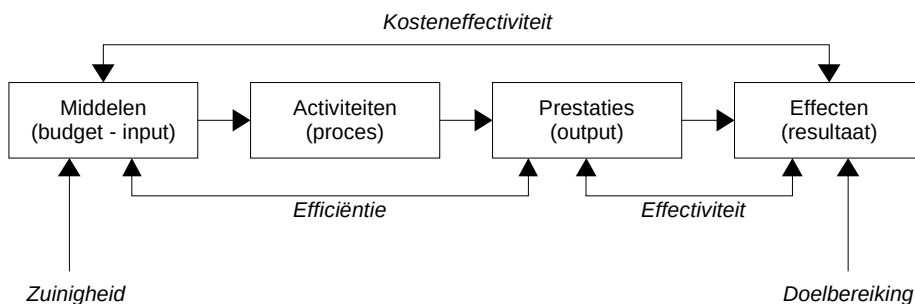
- Kosten verbonden met beheermaatregelen
 - o Infrastructuur
 - o Aankoop van terreinen
 - o Aankoop van machines
- Investeringskosten verbonden met beleidsactiviteiten
 - o Software voor databank
- Operationele kosten verbonden met beheermaatregelen
 - o Personeelskosten
 - o Onderhoudskosten
 - o Monitoringkosten
- Operationele kosten verbonden met beleidsactiviteiten
 - o Personeelskosten (beleidsvoorbereiding, rapportering, overleg)
 - o Onderhoudskosten databank
 - o Communicatiekosten
 - o Studiekosten
 - o Opleidingskosten
- Opbrengsten van beheer (verkoop van hout) kunnen ingebracht worden als negatieve kosten

De elementen van het protocol voor opstellen van een beheerplan moeten weerspiegeld worden in het kostenmodel. Ook moet nog gekeken worden naar bestaande initiatieven rond bijhouden van kosten binnen ANB.

5.2 Theoretische onderbouwing “kosteneffectiviteit”

In het dagelijks taalgebruik is “kosteneffectiviteit” een containerbegrip. Daarom werd een literatuurstudie gedaan om de verschillende methodieken die onder dit begrip vallen toe te lichten.

Door de OESO wordt een begrippenkader gebruikt waarin kosteneffectiviteit als begrip (niet als methode) duidelijk gedefinieerd staat (zie Figuur 5, Bouckaert et al. 1998, Bouckaert & Auwers 1999). Middelen zijn nodig om prestaties te leveren. Een prestatie is een hoeveelheid van een activiteit. Een activiteit is bijvoorbeeld “plaggen”. De prestatie is dan het aantal hectare dat geplagd werd. De relatie tussen de middelen en de prestaties (input – output) is in dit begrippenkader gelijk aan efficiëntie. Waar we vooral in geïnteresseerd zijn is of de prestaties uiteindelijk de gewenste effecten hebben. De relatie tussen prestaties en effecten is dus effectiviteit. Finaal willen we echter weten of de middelen op een effectieve manier worden ingezet, dit is het begrip kosteneffectiviteit in dit schema. Of een activiteit kosteneffectief is, hangt dus af van de balans tussen middelen en effecten, waarbij activiteiten die weinig middelen consumeren (zuinigheid) en toch resultaat geven (hun doel bereiken) de voorkeur genieten.



Figuur 5 Begrippenkader uit Brouckaert et al. 1999. Schuingedrukte termen zijn de verschillende metingen die men kan doen om de keten van middelen, activiteiten, prestaties en effecten te karakteriseren.

In de volgende paragrafen bespreken we de methoden die gangbaar gebruikt worden om het begrip kosteneffectiviteit te meten. We doen dit in de context van het afwegen van alternatieve beheersmaatregelen. Het meten van kosteneffectiviteit is echter een complex gegeven, en voor we deze methoden bespreken, merken we op dat het meten van efficiëntie (sensu Figuur 5) een meer eenvoudige oefening is, die, in de context van het project zeker haalbaar is. Voor het meten van efficiëntie komt het er enkel op aan de kosten verbonden

aan de prestaties bij te houden en dan een kostenvergelijking te maken (KV). Het goedkoopste alternatief is dan een criterium om de meest efficiënte beheermaatregel te kiezen. Deze manier van werken houdt echter geen rekening met de kwaliteit/effectiviteit/resultaten, en is daardoor mogelijk niet kosteneffectief.

Om rekening te houden met effectiviteit moeten we ook een inschatting hebben van de effecten. Hiervoor zijn verschillende economische technieken mogelijk. De standaardtechniek is een kosten-baten analyse¹ (KBA), waarbij de baten (=effecten) worden uitgedrukt in monetaire termen. Daarnaast zijn er ook kosteneffectiviteitsanalyses (KEA) en kostenutiliteitsanalyses (KUA). Bij deze twee worden de effecten niet in monetaire termen, maar in biofysische grootheden uitgedrukt. Zowel KBA, KEA als KUA zijn methoden om de kosteneffectiviteit (als begrip) van alternatieven af te wegen.

5.2.1 Kosten-baten analyse

Een KBA is onder economen een "gouden standaard" om alternatieven tegen elkaar af te wegen. Zowel de kosten als de baten worden hierbij in monetaire termen tegen elkaar afgewogen. Er zijn echter kritieken op KBA in een ecologische context (Cullen 2009):

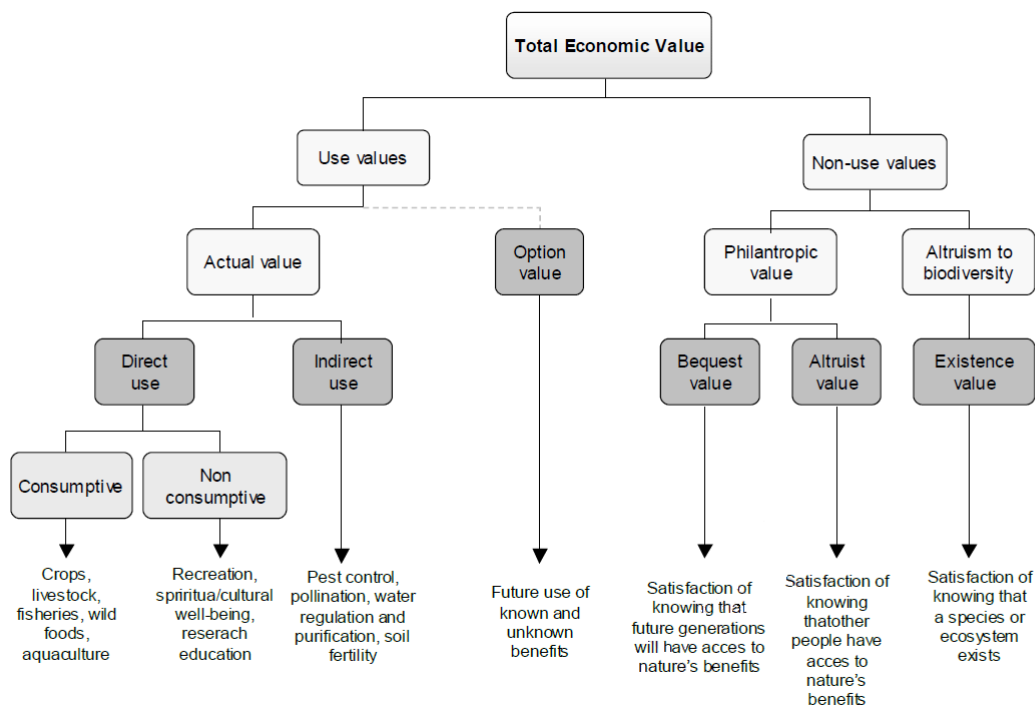
- Beleidsmakers hebben vaak een aversie tegen monetaire valuatie van ecologische aspecten
- Nastreven van KBA als de gouden standaard weegt niet op tegen een praktische aanpak om evaluatie van alternatieven te doen
- Er is een zeer sterke theoretische onderbouwing van KBA, maar de praktische implementatie vereist een inschatting van inputs, outputs, kosten en baten. Waar deze inschatting moeilijk zijn uit te drukken in monetaire termen dient men terug te vallen op de vele valuatietechnieken voor niet-vermarktbare goederen of diensten
- Valuatietechnieken zoals de Travel Cost Method, Contingent Valuation Method, en Choice modelling worden gebruikt om de Willingness to Pay en Consumer surplus te berekenen. Deze technieken vragen stuk voor stuk veel tijd, zijn kostelijk en vereisen gespecialiseerde onderzoekers. De inspanning voor deze studies zijn enorm, maar de bonuswaarde ervan is verre van zonneklaar.
- Het is niet duidelijk hoe goed de resultaten van valuatietechnieken voor niet-vermarktbare items door beleidsmakers effectief begrepen worden en gebruikt worden.

Niet iedereen is met deze zienswijze akkoord. Zo maakt het internationaal project "The Economics of Ecosystems and Biodiversity" (TEEB) wel gebruik van KBA (Pascual et al.

¹ Nauw verwant aan een KBA is een return on investment analyse (ROI analyse), waarbij dus baten in monetaire termen worden uitgedrukt. Een KBA is echter meestal allesomvattender omdat ook niet-gebruikswaarden in rekening worden gebracht. Sommige auteurs gebruiken de term ROI meer in de context van KEA/KUA, waarbij de baten in monetaire termen, in kwalitatieve maar niet monetaire termen, of in kwalitatieve termen worden uitgedrukt (e.g. Murdoch et al. 2010).

2010). Zij stellen echter ook dat wanneer de complexiteit van de baten die geleverd worden in onderzoek naar ecosysteemdiensten een volledige inschatting van deze baten in monetaire termen uitsluit, er moet gedacht worden aan alternatieven zoals een kosteneffectiviteitsanalyse (zeker wanneer de kosten meer variabel zijn dan de baten). Ook Costanza (2006) in zijn artikel "Thinking broadly about costs and benefits in ecological management" stelt dat KBA veel breder inzetbaar is. Hij pleit voor een KBA in ruime zin, waarbij naar alle aspecten van het door de mens opgebouwde kapitaal (gebouwen, infrastructuur, ...), het humane en sociale kapitaal (mensen en relaties) en natuurlijke kapitaal (natuurlijke hulpbronnen, ecosysteemdiensten en ethische/esthetische waarde) wordt gekeken. Hij stelt dat daarbij het hele gamma van valuatietechnieken nodig is. Alternatieven zoals MCBA (Multi-criteria beslissingsanalyse) lijken niet gebaseerd op valuatie, maar dit is slechts schijn. Ranking en wegenen van alternatieven is, volgens Costanza 2006, ook valuatie.

KBA technieken en aanverwante technieken worden ook bekritiseerd omdat ze verschillende types of dimensies van waarden reduceren tot dezelfde monetaire eenheid. De verschillende soorten waarden in een biodiversiteitscontext zijn voorgesteld in Figuur 6. Verschillende onderzoekers pleiten dan ook voor methoden die de zwakke vergelijkbaarheid of zelfs de onvergelijkbaarheid van deze waarden in rekening brengen. Multicriteria analyse (MCBA) is zo'n methode. Het resultaat is ook een ranking van alternatieven, maar zonder dat alle waarden geconverteerd werden naar dezelfde eenheid. De verschillende types van waarden worden relatieve wegingsfactoren toegekend. De kwaliteit van de ranking is echter sterk afhankelijk van hoe deze wegingsfactoren worden toegekend.



Figuur 6 De opsplitsing van de totale economische waarde van ecosysteemdiensten en biodiversiteit in verschillende types van waarde (uit Pascual et al. 2010).

De belangrijkste reden waarom KBA analyse binnen de context van het project Natura 2000 en beheer niet bruikbaar is, is waarschijnlijk dat de valuatietechnieken voor niet-vermarktbaar output van beheermaatregelen (bv de aanwezigheid van een doelsoort)

kostelijk zijn, gespecialiseerde onderzoekers vereisen en veel tijd vragen. Bovendien is het geen doelstelling om tot een economisch optimaal alternatief te komen. Voor de vraagstukken rond alternatieve beheerspakketten, gaan we er immers vanuit dat de baten van een effectief beheer zo hoog zijn dat ze *op zich* een verantwoording zijn om voor een bepaald alternatief te kiezen (indien we toch een monetaire waarde op de baten zouden kunnen klevende, zou deze zowieso hoger zijn dan de monetaire kosten). In dat geval, kunnen we andere technieken gebruiken die we hieronder bespreken.

5.2.2 Kosteneffectiviteitsanalyse en kostenutiliteitsanalyse

Kosteneffectiviteitsanalyse (KEA) en kostenutiliteitsanalyse (KUA) meten de monetaire kosten en vergelijken deze met de baten in termen van biofysische grootheden (KEA) (populatiegrootte, aantal doelsoorten, ...) of preferenties (KUA). In tegenstelling tot kosten-baten analyse, vereisen ze dus niet dat Willingness to Pay of Consumer surplus wordt ingeschat opdat de niet-vermarktbaar baten in monetaire termen worden uitgedrukt. KEA/KUA laat toe om middelen voor natuurbehoud op een efficiënte manier toe te wijzen. In een ecologische context bieden KEA/KUA een aantal voordelen:

- Ze meten kosten in monetaire eenheden en output in niet-monetaire eenheden.
- Goedkoper en sneller dan KBA
- Resultaten zijn makkelijker te begrijpen
- KEA meet output als één dimensionale eenheden (bv aantal kensoorten van een natuurdoeltype); KUA is multidimensionaal in de zin dat verschillende maten voor effectiviteit worden samengevat in één dimensieloos getal, en kan omgaan met variaties in outputkwaliteit; een alternatief voor een KUA is om aparte KEA analyses te doen voor de verschillende metrieken voor effectiviteit
- Net zoals bij KBA geven KEA en KUA als output een ranking aan de items die vergeleken worden. Beide technieken genereren "kosteneffectiviteitsmaten".
- In de context van beheermonitoring kan effectiviteit nagegaan worden aan de hand van abiotische en biotische indicatoren (zie 6.3)

Een klassieke KEA verloopt volgens volgend stappenplan:

1. Methodiek
 - a. definieer doelstellingen (wat willen we doen?)
 - b. structureer alternatieven (wat zijn de manieren van uitvoeren?)
 - c. bereken effectiviteit (wat winnen we?)
 - d. schat de kosten (wat verliezen we?)
 - e. kies een criterium (welk alternatief is het beste?)
2. Cruciale punten
 - a. Hou de kosten constant en maximaliseer de effectiviteit (effectmaximalisatie), of
 - b. Hou effectiviteit constant en minimaliseer de kosten (kostenminimalisatie)
 - c. Doe sensitiviteitsanalyse van factoren die onzeker zijn (bv verdisconteringsfactor)

Bij de berekening van de verhouding wordt rekening gehouden met een verdisconteringsfactor om kosten en output om te zetten naar actuele waarde indien het project (bv beheer) over meerdere jaren loopt (zie Onkelinx et al. 2008 p75).

De berekening van de kosteneffectiviteit (het criterium stap 1e) is een verhouding met in de teller de kosten/effecten en in de noemer de effecten/kosten. Meestal worden de kosten in de teller geplaatst en de effecten in de noemer. De verhouding is dan te interpreteren als de kostprijs per eenheid van een effect. Het alternatief met de laagste verhouding heeft dan het grootste *relatieve* effect.

Wanneer is een alternatief kosteneffectief? Petitti (2000) geeft volgende vier criteria opdat een alternatief kosteneffectief genoemd mag worden:

- Minder kostelijk en minstens even effectief
- Kostelijker en effectiever, maar de extra baten zijn de extra kosten waard (een ethische afweging)
- Minder kostelijk en minder effectief, maar de extra baten van het alternatief zijn de extra kosten niet waard

Deze criteria geven aan dat punt 2a en 2b hierboven niet cruciaal zijn. Immers een alternatief dat zowel lagere kost als hogere effectiviteit heeft is per definitie beter. Constant houden van ofwel kosten, ofwel effecten is in de praktijk zowieso geen evidentie (Oosterbaan et al. 2006a). Briggs en O'Brien (2001) gaan een stap verder en stellen dat, tenzij formeel kan aangetoond worden dat twee alternatieven equivalent zijn qua kosten of effecten (via statistische equivalentietesten), kostenminimalisatie en effectmaximalisatie niet aan te bevelen is.

Er wordt een onderscheid gemaakt tussen gemiddelde KEA en incrementele KEA. In het eerste geval worden de kosten gedeeld door de effectiviteit zonder rekening te houden met de alternatieven (K/E). In het tweede geval is de verhouding een maat voor de kost per eenheid van effectiviteit wanneer van het ene alternatief overgestapt wordt naar het andere alternatief. De teller en noemer zijn dan verschillen in kosten, respectievelijk, effecten tussen de alternatieven ($\Delta K/\Delta E$). De laatste methode is vooral toepasbaar indien je slechts twee alternatieven vergelijkt of indien je een duidelijke referentie hebt (bv niets doen in het geval van alternatieve beheersmaatregelen).

KEA laat toe om middelen voor natuurbehoud op een efficiënte manier toe te wijzen (Bottrill et al. 2008). In een ecologische context kan het bovenstaande algemene stappenplan voorgesteld worden zoals in Figuur 7. Relatieve prioritering (ranking) is daar gebaseerd op een kosteneffectiviteit waarbij de effectiviteit afhangt van:

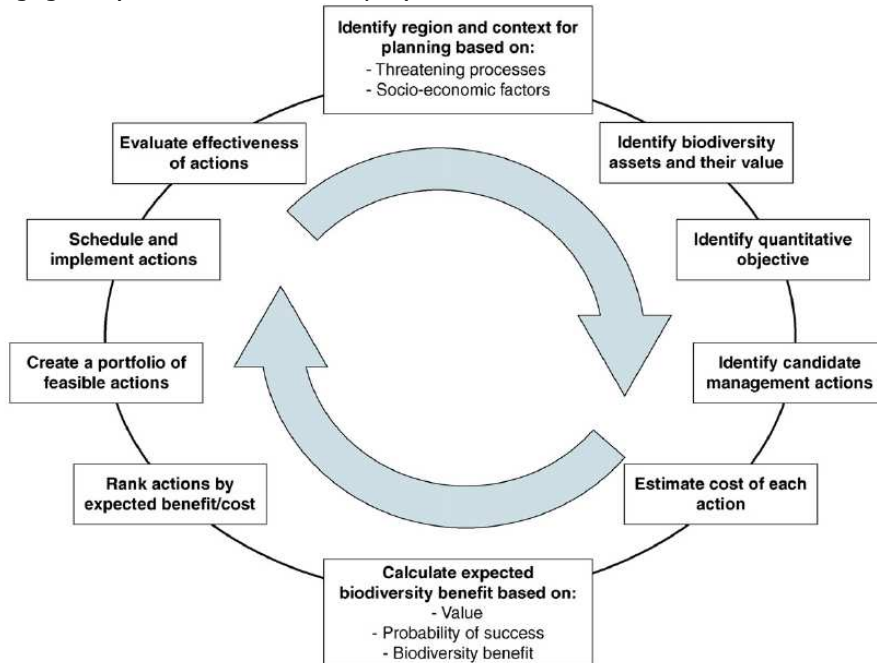
- Waarden
- Biodiversiteitsvoordelen
- Kans op succes

Indien de effectiviteit proportioneel is ten opzichte van deze drie variabelen, dan kan de effectiviteit berekend worden door waarden, biodiversiteitsvoordelen en kans op succes uit te drukken als proporties en deze drie proporties met elkaar te vermenigvuldigen.

In het algemeen moet bij de berekening van de effectiviteit (de "baten") de volgende regels in acht genomen worden (Pannell 2009):

- Alle cruciale variabelen moeten opgenomen worden
- Variabelen met proportionele relatie tot effectiviteit worden vermenigvuldigd (multiplicatief)

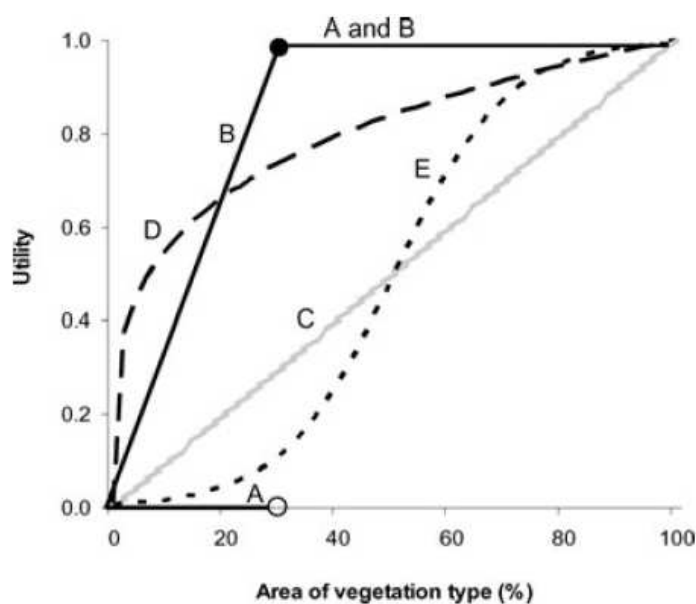
- Groepen variabelen (bv stakeholders, financiële baten en milieubaten) dienen apart berekend te worden en dan voor elke groep opgeteld te worden (additief). Eventueel kunnen wegeningen aan groepen worden toegekend.
- Het effect van de onzekerheid over de inschatting van de variabelen moet worden nagegaan (bv sensitiviteitsanalyse)



Figuur 7 Schema voor het maken van keuzes binnen het natuurbehoud gebaseerd op doelstellingen en met behulp van kosteneffectiviteitsanalyse of kostenutiliteitsanalyse (bron: Bottrill et al. 2008)

Bij KEA is de output een eenvoudige univariate grootheid. In vele gevallen zijn we echter geïnteresseerd in meerdere outputs met verschillende meeteenheden. Dit is waar kostenutiliteitsanalyse (KUA) van pas komt (bv Cullen et al 2005). KUA laat de vergelijking toe van multivariate output en meet het succes van alternatieven met tijdsvariabele eenheden van output. De verschillende outputvariabelen worden gewaardeerd volgens hun gewenstheid/utiliteit. Deze worden vervolgens geaggregeerd. De output meeteenheid van KUA is generiek (geen meeteenheid) en laat dus toe om KUA tussen studies te vergelijken. KUA vereist steeds dat voorkeuren worden ingeschat van de mogelijke uitkomsten (hoe hoger de voorkeur voor een bepaalde uitkomst, hoe hoger de utiliteit). In vele gevallen dient men hiervoor terug te vallen op expertenoordelen ("expert elicitation"). Zo kan in het schema uit Figuur 7 de kans op succes van een natuurbehoudsmaatregel gebaseerd zijn op een expertenoordeel. Anderzijds, kan deze informatie ook komen uit de monitoring van het beheer (abiotische en biotische indicatoren als maten voor effectiviteit van beheer, zie X).

Utiliteit kan op verschillende manieren berekend/ingeschat/gemodelleerd worden (zie Figuur 8) (Carwardine et al. 2009). Stel bijvoorbeeld dat we het succes van beheer willen inschatten, dan zouden we op basis van vaste doelstellingen (= drempelwaarde) kunnen werken of eerder op basis van een monotoon stijgende functie. Zo kan het succes van beheer van een soortenrijk grasland afhangen van de plantenrijkdom. We kunnen dan als doelstelling bijvoorbeeld meer dan 10 soorten planten per are definiëren en het beheer als succesvol beschouwen wanneer deze grens overschreden wordt (geval A in Figuur 8). Een alternatief zou kunnen zijn dat we ons baseren op een soortaccumulatiecurve (geval D in Figuur 8), aangezien in theorie geldt dat hoe langer een grasland goed beheerd wordt, hoe soortenrijker het wordt.



Figuur 8: Illustratie van het begrip utiliteit. In dit voorbeeld, geeft utiliteit de baten aan om extra oppervlakte van een vegetatietype te beschermen. In een op doelstellingen gebaseerde aanpak, is de utiliteit 0 tot de doelstelling bereikt wordt, waarna de utiliteit 1 is (A). Een alternatieve, meer realistische formulering is dat onder de doelstelling de utiliteit lineair toeneemt van 0 tot 1 (B). In een aanpak waarbij niet de doelstellingen, maar het budget de beperkende factor is, worden meestal continue utiliteitsfuncties gebruikt (C, D en E). (Bron Carwardine et al. 2009)

5.3 Praktische onderbouwing “kosteneffectiviteit”

Hier bespreken we twee rapporten uit Nederland (Oosterbaan et al. 2006a, 2006b) die relevant zijn voor de kosteneffectiviteit van beheer.

Een aangepaste versie van deze toepassing is waarschijnlijk bruikbaar als model om de kosteneffectiviteit van beheermaatregelen op termijn in Vlaamse beheerde natuur- en bosgebieden na te gaan.

Oosterbaan et al. (2006a) bespreken een onderzoeksmethode voor het bepalen van de verhouding tussen kosten en effecten van verschillende maatregelpakketten voor het beheer van natuurterreinen.

Het bepalen van de KEA gebeurt in elf stappen:

1. keuze en afbakening terreintype (lees: een type natuur, zoals bijvoorbeeld heide; of natuurdoeltypes) (eventueel houdt de afbakening ook rekening met externe factoren, zoals klimaat, stikstofdepositie en waterkwaliteit)
2. vaststellen functies (bv houtproductie, natuur, recreatie) en functiedoelen (bv hoeveel hout er geoogst moet worden, welke natuur/doelsoorten er moeten komen, voor welke recreanten het gebied opengesteld moet worden)
3. keuze kwaliteitsindicatoren voor de effecten van beheer voor het terreintype
4. beschrijving uitgangssituaties en doelsituaties
5. vaststellen beheermaatregelen

6. uit 5 worden maatregelpakketten samengesteld, waarvan de kosten worden doorgerekend
7. keuze beheerperiode en terreingrootte (hiervan hangen de kosten immers af)
8. bepalen effecten op het niveau van kwaliteitsindicatoren voor elk maatregelenpakket. De methoden hiertoe zijn [*in het kader van project Natura 2000 en beheer zullen deze effecten bepaald worden door de monitoring van beheer*]:
 - a. literatuurstudie
 - b. experimenten
 - c. veldmetingen
 - d. modellen
 - e. expertenkennis
9. bepalen effecten op functiedoelen (op basis van de relatie tussen kwaliteitsindicatoren en functiedoelen)
10. bepalen kosten (voor Nederland: databank kostennormen Natuur, Bos en Landschap); in het uitgewerkt voorbeeld voor Droge heide (Oosterbaan et al. 2006b) worden kosten bepaald voor alle combinaties van uitgangssituaties met beheermaatregelpakketten
11. bepalen kosteneffectiviteit van elk maatregelenpakket (kostenminimalisatie, effectmaximalisatie of Multi-criteria analyse)

Dit stappenplan kan als inspiratiebron dienen om in het huidige project kosteneffectiviteit te implementeren. Een voordeel van het huidige project is dat het gaat om een a priori ontwerp in plaats van een ex post evaluatiemethode zoals Oosterbaan et al. (2006a) voorstellen. Voor een bespreking van het voorbeeld voor het terreintype Droge heide uit Oosterbaan et al. 2006b verwijzen we naar Figuur 11 in sectie 7.3.

6 Knelpunten aanbodzijde

6.1 Haalbaarheid

Hoewel er geen echte haalbaarheidsanalyse werd gemaakt, blijkt uit de praktijk dat een volgehouden monitoringsinspanning niet evident is. Het grote struikelblok lijkt de financiering te zijn. Zo kwam er geen vervolg op de pilootmonitoring (uitgevoerd door studiebureaus) van 12 Vlaamse natuurreservaten. Gesprekken met terreinbeheerders (zowel bij het beleid als bij de uitvoering) wijzen op de noodzaak aan een eenvoudig systeem. Dit eenvoudig systeem moet ontwikkeld worden voor zowel het programmaniveau als het projectniveau.

De voorlopige conclusie is dat het systeem van De Cock et al. (2008a) voor het programmaniveau wellicht te zwaar is. Dit zou moeten evolueren naar een systeem waar via indicatoren de toestand van de natuurtypen wordt gemonitord. De signalen die door monitoring gegenereerd worden moeten dan toelaten het beheer bij te stellen of (en wellicht vaker het geval) de noodzakelijke abiotische voorwaarden te optimaliseren of te herstellen. Vaak zal hiervoor bijkomend en gericht onderzoek nodig zijn.

Wat het projectniveau betreft, zullen er veel verschillen zijn in werk- en financiële last. In een aantal gevallen zal de voorgesteld methodiek van De Cock et al. (2008a) te zwaar zijn; in andere gevallen zal hij wellicht ontoereikend zijn. Het opstellen van een procedure geënt op het beheerplan moet ervoor zorgen dat te zware of lichte programma's worden vermeden. In elk geval reiken De Cock et al. (2008a) de nodige bouwstenen aan, maar is een doordachte selectie noodzakelijk (zie ook Tabel 2 en hoofdstuk 7).

Wat betreft de methodieken voor het kostenluik zijn er ook een aantal knelpunten die maken dat een rationele en haalbare keuze moet gemaakt worden tussen de verschillende technieken om kosten te vergelijken en al dan niet in monetaire termen te relateren aan baten. Uit het overzicht van de aanbodzijde leren we dat een kostenvergelijking zeker haalbaar is. Een echte kosten-baten analyse is echter te hoog gegrepen. Wat betreft de haalbaarheid van de, qua complexiteit, intermediaire technieken, waarbij kosten gerelateerd worden aan effectiviteit (van beheer), is het interessant om te leren uit de zelfevaluatie van Oosterbaan et al. (2006a, 2006b). Zij geven volgende knelpunten aan:

- Er vaak grote onzekerheden zijn over de relatie tussen beheersmaatregelen en effecten, zeker op langere termijn en wanneer er combinaties van maatregelen worden uitgevoerd.
- De effecten treden doorgaans niet zo snel op.
- De effecten van maatregelen op natuurkwaliteit worden door meerdere externe milieu en omgevingsthema's bepaald (uitwendig beheer).
- Er kan ook een groot aantal effecten optreden die moeilijk te wegen zijn ten opzichte van elkaar.
- In de praktijk gebeurt het zelden dat twee beheerpakketten precies hetzelfde effect bewerkstelligen of dat ze zo in te vullen zijn dat ze precies hetzelfde kosten, waardoor vergelijking van kosteneffectiviteit moeilijker is.

De conclusie is dat een minimale doelstelling moet zijn dat met het protocol voor de ontwikkeling van een monitoringplan minimaal op termijn een kostenvergelijking mogelijk

wordt en dat mogelijkheden om een KEA of KUA analyse op termijn toe te passen moeten onderzocht worden.

6.2 Beschikbare veldprotocols, methodieken en verwerkingsmethodes

De Cock et al. (2008b) geven in hun analyse van de case-study i.v.m. de monitoring van Dotterbloemgraslanden aan dat de steekproefgrootte een sterk bepalende factor was om generaliserende uitspraken te kunnen doen op Vlaamse schaal. Dit knelpunt kan enkel opgelost worden door grotere steekproeven te voorzien. Aangezien ook haalbaarheid een sterk knelpunt is, dringt zich een selectie van te meten variabelen op. M.a.w., de protocols moeten eenvoudiger gemaakt worden. De auteurs geven in hun analyse ook aan dat het wellicht niet steeds nodig is om tijdrovende vegetatie-opnames te maken.

Goede, gevalideerde multisoortenlijsten als alternatief zijn echter niet voor alle natuurtypen beschikbaar. Dit is een knelpunt dat wellicht een van de belangrijkste is om snel aan te pakken. Voor de evaluatie van het natuurbeheer op projectniveau is het in de eerste plaats belangrijk dat er overkoepelende soortenlijsten beschikbaar zijn per ecoregio (eventueel niet per natuurtype maar op een hoger niveau, bijvoorbeeld per habitatgroep). Hieruit kan dan bij het opstellen van het beheerplan een begeleidde keuze gemaakt worden om voor het specifieke gebied zinvolle multisoortenlijsten te distilleren volgens een op te stellen protocol.

6.3 Integratie van indicatoren

Het kader van De Bello et al. (2010) biedt mogelijkheden om verschillende indicatoren met elkaar te combineren om tot een signaal/score komen. Op basis van dit signaal kunnen beheer en milieucondities geëvalueerd worden. Voor monitoring van natuurbeheer is een weloverwogen selectie van indicatoren waarschijnlijk voldoende. Belangrijke aspecten bij de beoordeling van deze indicatoren zijn: (i) de complexiteit/kwaliteit van de indicator, (ii) de toenemende monitoringskosten geassocieerd met meer complexe/kwaliteitsvolle indicatoren, en (iii) de afnemende kosten van een verkeerde beslissing geassocieerd met meer complexe/kwaliteitsvolle indicatoren. Dit laatste aspect hangt af van de kans dat je met de indicator de juiste diagnose stelt (als het beheer erin slaagt het beheerdoel te bereiken, wil je dat de indicator dit ook aangeeft). Ook de snelheid waarmee de diagnose gemaakt kan worden is van belang. Dit hangt af van de vinger-aan-de-pols waarde van de indicator. Hoe dichter de indicator aanleunt bij de gekende oorzaken/drukfactoren in de keten van processen tussen oorzaak en gevolg, des te sneller we een signaal krijgen dat er iets fout of goed loopt. Met in het achterhoofd een noodzakelijke vereenvoudiging van het monitoringsschema op projectniveau is ook een haalbare selectie nodig.

Ter discussie wordt hier een overzicht van potentieel interessante indicatoren voorgesteld samen met een beoordeling van de hierboven besproken aspecten (Tabel 2). Dit kan helpen om een haalbare selectie van indicatoren te kiezen. Eventueel kan er geopteerd worden om te werken met verschillende niveaus/detailgraad van monitoring afhankelijk van de beheerdoelstellingen van het gebied en de status van het gebied. Voor speciale beschermingszones zou het bijvoorbeeld kunnen aangewezen zijn om met vegetatieopnames te werken omdat deze aangewezen zijn voor de beoordeling van de lokale staat van instandhouding. De informatie in Tabel 2 zal in Fase II van het project verder worden uitgewerkt.

Het volledige systeem (soortenlijsten) van de LSVI-tabellen (T'Jollyn et al. 2009; INBO-rapport LSVI, in voorbereiding; zie ook 4.2.3) met de hierin aangeduide positieve en negatieve indicatoren zou ook gebruikt kunnen worden als een basislijst waaruit de beheerder de voor zijn terrein relevante te monitoren soorten kan uitkiezen. Deze aanpak zal in fase II verder onderzocht worden.

Tabel 2 Overzicht van mogelijke indicatoren en inschatting van vier aspecten die de uiteindelijke keuze van indicatoren moet begeleiden.

Indicatortype			Diagnostisch vermogen	
			Gevaar van foute beslissing	Vinger-aan-de-pols
<i>Focus</i>				
Methode	Complexiteit	Monitoringskosten		
Biotische indicatoren				
<i>Structuurkenmerken</i>				
Natuurtypenkartering	Hoog	Laag	Hoog	Laag
Foto's op vaste punten (openheid landschap)	Laag	Zeer laag	Laag - Gemiddeld	Laag
<i>Integriteit van het ecosysteem</i>				
Multi-soortenbenadering sensu Maes en Van Dyck	Gemiddeld	Gemiddeld - Hoog	Gemiddeld - Hoog	Gemiddeld
<i>Milieu- en verstoringsindicatoren</i>				
Multi-soortenbenadering/checklist	Gemiddeld	Laag - Hoog	Gemiddeld	Gemiddeld - Hoog
Detailkarteringen doelsoorten	Gemiddeld	Gemiddeld	Gemiddeld	Hoog
<i>(Structuur +) milieucondities + diversiteit</i>				
Vegetatie-opnamen (PQ)	Hoog	Hoog	Laag	Laag
Abiotische indicatoren				
<i>Bodem</i>				
Fysico-chemische analyse bodemstalen	Zeer hoog	Zeer hoog	Laag	Hoog
<i>Water</i>				
Fysico-chemische analyse waterstalen	Zeer hoog	Zeer hoog	Laag	Hoog
Grondwaterpeilbuizen	Hoog	Hoog	Laag	Hoog

Een zinvol niveau waarop de metingen moeten gebeuren is dat van de beheereenheid: dit is de combinatie van een beheermaatregel en een natuurtype (afgebakend als een polygoon op de kaart). De frequentie en het aantal metingen is voorwerp van verder onderzoek tijdens de duur van dit project en dit zal ook sterk de kosten bepalen. Inzicht in de veranderingen van de landschappelijke context kan zinvol zijn om gemeten veranderingen te verklaren, maar ze worden hier niet voorgesteld voor opvolging (mogelijke koppeling met Biohab, nakijken).

Schipper et al. (2007) stellen dat zowel tijdsreeksen van vegetatieopnamen (PQ's), detailkarteringen van soorten, soortenlijsten als beschrijvingen kunnen dienen als input voor

het werken met een indicatorensysteem voor beheermonitoring. Het is vooral van belang dat de data onderling vergelijkbaar zijn en blijven. In de voorhanden zijnde literatuur echter, worden de indicatorsoorten vooral ingezet voor systeemanalyse en blijft de analyse van tijdsreeksen onderbelicht. Het is ook onduidelijk of de techniek systematisch wordt toegepast in de Nederlandse natuurgebieden van Rijkswaterstaat (mond. Med. P. Schipper).

7 Synthese en integratie met kosteneffectiviteit

7.1 Doelen en verwachtingen van beheermonitoring

Beheermonitoring, kadert niet in een overkoepelend meetnet, maar vormt een netwerk van lokale meetnetten. Deze lokale meetnetten (of monitoringprojecten) hebben drie belangrijke doelen:

- Het bijhouden van de boekhouding (logboek) van de uitgevoerde beheermaatregelen/beheerwerken
- Het informeren van de beheerder in welke mate de beheerresultaten de doelen benaderen of in welke mate ze afwijken van een gewenste staat (doelbereiking)
- Verstoringen detecteren

Er wordt vaak verwacht dat aan de hand van gestandaardiseerde monitoringsprotocollen er ev. ook uitspraken op hoger niveau (programma) mogelijk zijn, waardoor bv. de (kosten)effectiviteit van beheermaatregelen in functie van gestelde natuurstreefbeelden in gelijkaardige natuurgebieden kan geëvalueerd worden. Het resultaat van het huidige project moet hierover nog duidelijkheid brengen. Albers et al. (2001) onderscheiden voor wat dat betreft respectievelijk toetsingssleutels voor beleidsdoelen en beheerdoelen, die uit één meetnet worden afgeleid.

Het moet evenwel gesteld worden dat vragen naar het effect van bepaalde maatregelen (bv. het effect van maaien vs. grazen op de ontwikkeling van kamgraslanden) vaak beter beantwoord worden door gericht (experimenteel) onderzoek. Bovendien is over veel gangbare methoden in het natuurbeheer al zeer veel kennis voorhanden. Bv.: de vraag of het maaien van Dotterbloemgraslanden zinvol is en goede resultaten oplevert is niet meer aan de orde. **Daarom zal het veel belangrijker zijn dat de beheermonitoring aangeeft in welke mate het doel wordt bereikt en/of tijdig detecteert welke verstoringen of onvolkomenheden er in het systeem aanwezig zijn die het bereiken van de doelen negatief beïnvloeden.** Monitoring moet dus in eerste instantie de resultaten beschrijven i.f.v. de doelstellingen en knelpunten detecteren. De oorzaken van de beschreven resultaten (bv. bepaalde beheervormen) of knelpunten (bv. een bepaalde abiotische toestand) vergen veelal afzonderlijk onderzoek dat volledig buiten het bestek valt van de beheermonitoring.

Voor de opschaling van vragen naar het niveau van een bepaald "natuurtype" (bv. hoe evolueren droge heides onder graasbeheer?), of het niveau "Vlaanderen" (bv. hoe evolueert de biodiversiteit in de beheerde droge heides in Vlaanderen?) kunnen slechts beantwoord worden door onderzoek of andere meetnetten.

7.2 Naar een werkbaar model voor beheermonitoring

De behoefte naar het gebruik van een efficiënt monitoringsysteem is niet nieuw. In het recente verleden werden methodieken ontwikkeld voor beheermonitoring in Vlaanderen.

De vaststelling nu, is dat er na een veelbelovende start geen systematische voortzetting van het verzamelen van gegevens is uitgevoerd, hetgeen uiteraard essentieel is om van monitoring te kunnen spreken.

Aan de hand van gesprekken met beheerders op de centrale diensten en op het terrein zijn een aantal oorzaken aan te duiden die wellicht verklaren waarom het monitoren van het beheer tot op heden niet uit de startblokken raakt of kan volgehouden worden:

1. De voorgestelde methodiek is te duur.
2. De voorgestelde methodiek is te ingewikkeld of te veelomvattend.
3. De voorgestelde methodiek geeft geen antwoord op de vragen waarop men antwoord had verwacht.
4. De vragen die gesteld werden, veranderden in de tijd.
5. Er werd geen rekening gehouden met de kosteneffectiviteit van het beheer.

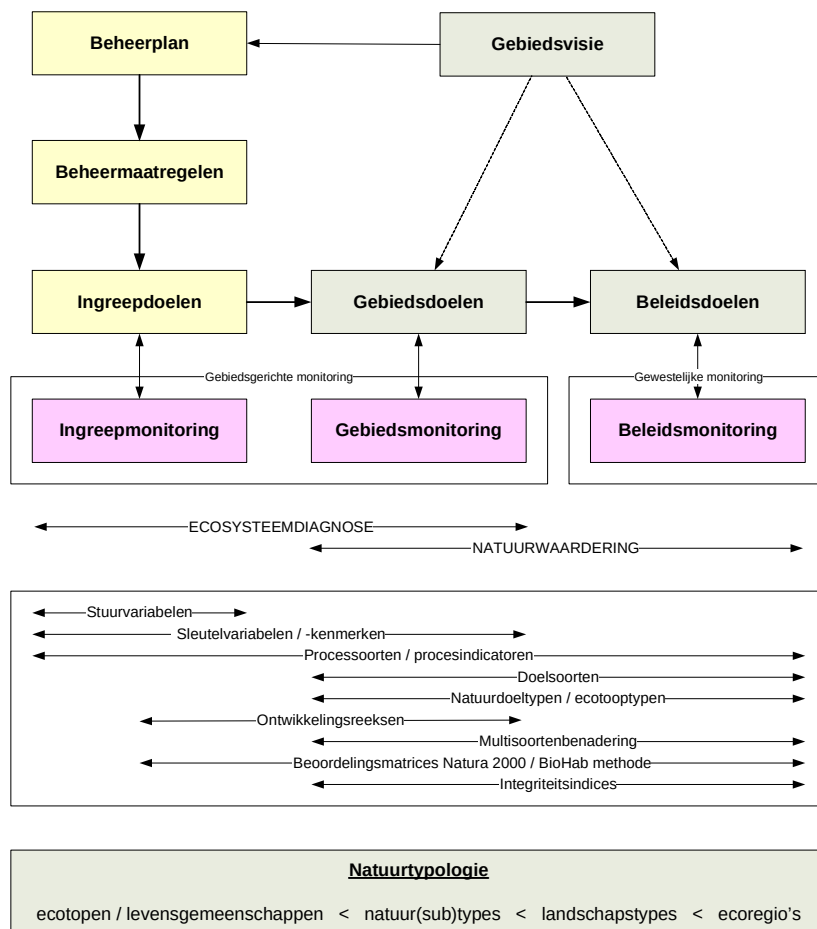
Een visie (zie 7.3) die rekening houdt met de doelen en verwachtingen en de hierboven gestelde knelpunten om een duurzame beheermonitoring op te zetten heeft o.i. volgende kenmerken:

1. De methodiek is eenvoudig en meet gemakkelijk te interpreteren variabelen op. Het resultaat is helder en begrijpbaar voor de beheerder.
2. De methodiek verdeelt het werk in de tijd waardoor hij lang kan worden volgehouden.
3. De methodiek levert naast ecologische data ook data i.v.m. de organisatie (praktische uitvoering) en de kostprijs van het beheer.

7.3 Visie

Figuur 9 (zie Quataert & Waterinckx 2009) geeft weer hoe van bij de start van het project "monitoring Natura 2000 en beheer" gekozen werd om de monitoring van het beheer te enten op het beheerplan. Een onderscheid werd daarbij gemaakt tussen ingreepdoelen en gebiedsdoelen. Ingreepdoelen zijn de direct waarneembare gevolgen van beheermaatregelen (bv verhoging van de waterstand ten gevolge plaatsing van een stuw). Gebiedsdoelen, zijn, wat in deze tekst vaak werd aangeduid als de beheerdoelen van een beheerplan, m.a.w., het zijn de lange-termijn doelstellingen waaraan men werkt (bv herstellen van een soortenrijk dotterbloemgrasland).

De idee van Figuur 9 werken we hier verder uit, rekening houdende met de kennis die we opgedaan hebben uit voorgaande hoofdstukken. In eerste instantie gaan we na hoe de verschillende terminologieën, die gebruikt worden om de verschillende tijdsschalen geassocieerd met de monitoring van beheer, met elkaar te linken. Dit is weergegeven in Figuur 10, waarin een verdere uitwerking gegeven wordt van de "gebiedsgerichte monitoring" in Figuur 9. De eigenlijke visie op de monitoring van beheer en de kostenaspecten is samengevat in Figuur 11 en uitgewerkt aan de hand van een concrete gevalstudie (gebaseerd op Oosterbaan et al. 2006b). Tot slot stellen we een blauwdruk van een databankstructuur voor waarin de informatie wordt opgeslagen die nodig is om op zowel de beheermonitoring als op de kostenaspecten een antwoord te bieden (Figuur 12). Deze laatste voorstelling is al meer een uitwerking naar de praktijk toe.

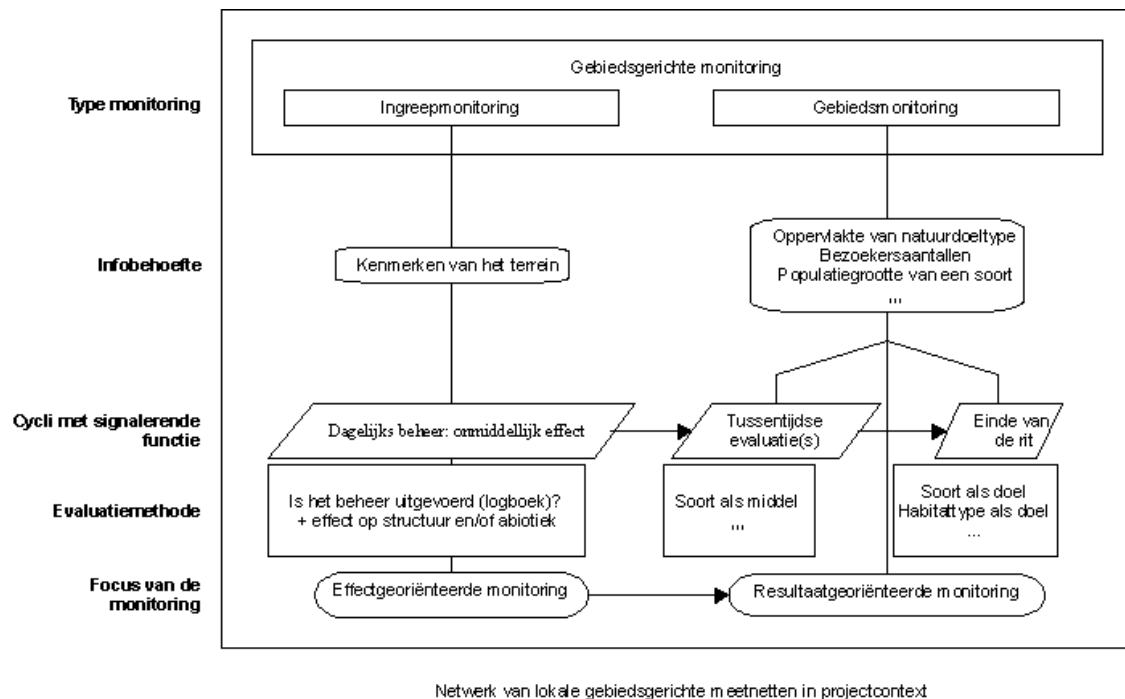


Figuur 9 De tijdschalen van terreingerichte monitoring en bijbehorende ecologische maatlatten (uit Quataert & Waterinckx 2009)

Het kader "Gebiedsgerichte monitoring" uit Figuur 9 hernemen we in Figuur 10. Het omvat enerzijds ingreepmonitoring, en anderzijds gebiedsmonitoring. Bij ingreepmonitoring is de informatiebehoefte gerelateerd aan de kenmerken van het terrein die vrij snel reageren op de ingreep (beheermaatregel of beheermaatregelpakket). Met andere woorden, gaat het hier over het onmiddellijke effect van het dagelijks beheer. Hiervoor is het nodig dat we bijhouden welke beheermaatregelen er uitgevoerd werden, en wat hun effect was op het terrein. Hierbij zijn het voornamelijk structuurkenmerken of abiotische kenmerken van het terrein die dienen opgevolgd te worden. De monitoring hiervan zal doorgaans met vrij hoge frequentie dienen te starten na de beheeringreep. Het is niet zo dat voor elke beheermaatregel of ingreep een onmiddellijk effect dient gemonitord te worden, dit zal afhangen van het type ingreep. De focus van deze monitoring is dus om vrij kort op de bal te zitten (vinger-aan-de-pols) in de keten van factoren die moet leiden tot het uiteindelijke beheerdoel/gebiedsdoel. Daarom spreekt men ook van effectgeoriënteerde monitoring, in de zin dat de vraag die men tracht te beantwoorden is of de ingreep leidt tot het onmiddellijke gewenste effect. Hierbij is verwarring mogelijk met het begrippenkader gesteld in Figuur 5. Daar werd effect gedefinieerd als alle gevolgen van prestaties (= ingrepen, beheermaatregelen). Effect is daar dus een ruimer begrip, dat gaat van het onmiddellijk effect (waterstandsverhoging) tot het uiteindelijk beoogde einddoel (dotterbloemgrasland).

Gebiedsmonitoring is de opvolging van beheerdoelen/gebiedsdoelen die in het beheerplan vastliggen. Dit kan gaan van een bepaalde oppervlakte van een natuurdoeltype, over gewenste populatiegroottes voor soorten, tot gewenste bezoekersaantallen. Het is dus een controle om na te gaan of we op het einde van de rit onze doelstellingen/resultaten gehaald hebben. Vandaar dat we hier dan ook spreken van resultaatgeoriënteerde monitoring. Om resultaten te beoordelen gaan we een ander type van evaluatie moeten doen. Met name willen we nagaan of de soort of het natuurdoeltype wel degelijk aanwezig is. Wat we moeten meten is dus de soort zelf (soort als doel op zich), of in het geval van een natuurdoeltype de combinatie van differentiërende soorten, kensoorten en constante soorten.

In specifieke gevallen, zoals voor dure ingrepen (vaak herstelmaatregelen) of in geval de verwachte tijd om van de beginsituatie naar de eindsituatie te evolueren erg lang is, kan het aangewezen zijn om tussentijdse evaluaties te doen. De methode die best gebruikt wordt om tussentijdse evaluaties te doen zal in de meeste gevallen best gebaseerd zijn op soorten die het sterkst reageren op de veranderende omgevingsomstandigheden ("indicatorsoorten"; soort als middel).



Figuur 10 Link tussen de verschillende terminologieën die gehanteerd worden om de monitoring van beheer aan te duiden.

In Figuur 11 wordt de visie samengevat en afgetoetst met de case study van droge heide uit Oosterbaan et al 2006b.

Het monitoringplan enten op het beheerplan vereist dat een beheerplan aan een aantal minimumvoorwaarden voldoet. Deze minimumvoorwaarden zullen verder uitgewerkt worden in fase II van het project. Elk beheerplan moet uiteraard een overzicht hebben van alle percelen die beheerd worden. Voor elk van die percelen zijn er beheerdoelstellingen. Eenzelfde beheerdoelstelling kan betrekking hebben op meerdere percelen en omgekeerd kunnen voor eenzelfde perceel meerdere beheerdoelstellingen vooropgesteld worden. Om deze beheerdoelstellingen te bereiken worden de meest geschikte beheermaatregelen

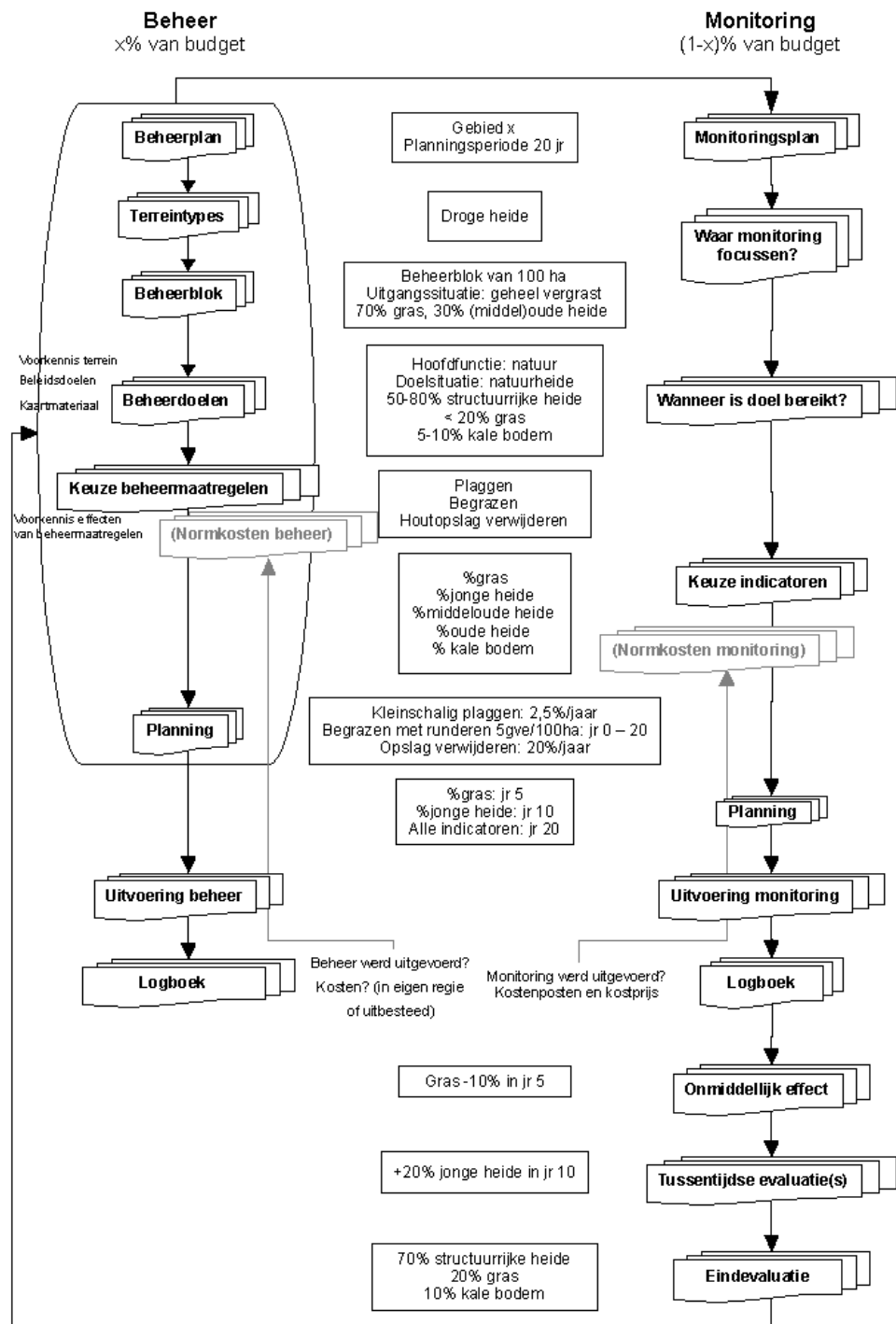
gekozen en wordt een planning opgemaakt van deze beheermaatregelen (of pakketten van beheermaatregelen) (waar en wanneer welke beheer).

Op basis van deze informatie uit het beheerplan dient het monitoringplan opgesteld te worden. Daarbij is het niet de bedoeling om alles overal op te volgen. In het protocol om een monitoringsplan te enten op het beheerplan moet een keuzealgoritme toelaten dat meer energie gestoken wordt in het opvolgen van de belangrijkste beheerdoelen binnen een gebied. Eveneens stellen we ook dat het niet noodzakelijk is dat elk gebied even sterk opgevolgd wordt. Ook over gebieden heen is een prioritering nodig. Zo is het bijvoorbeeld meer zinvol om monitoring te focussen in gebieden waar de grootste veranderingen te verwachten zijn (hoog aandeel herstelbeheer).

In functie van de beheerdoelen zal een andere keuze zich opdringen: welke indicatoren zijn het meest geschikt om op te volgen. Zoals we eerder gesteld hebben, zullen deze indicatoren en de frequentie waarmee ze opgemeten dienen te worden verschillen in functie van het traject van de uitgangssituatie naar de doelsituatie. Net zoals bij de planning van beheermaatregelen, moeten we dus ook het meten van indicatoren plannen (waar, wanneer, wat).

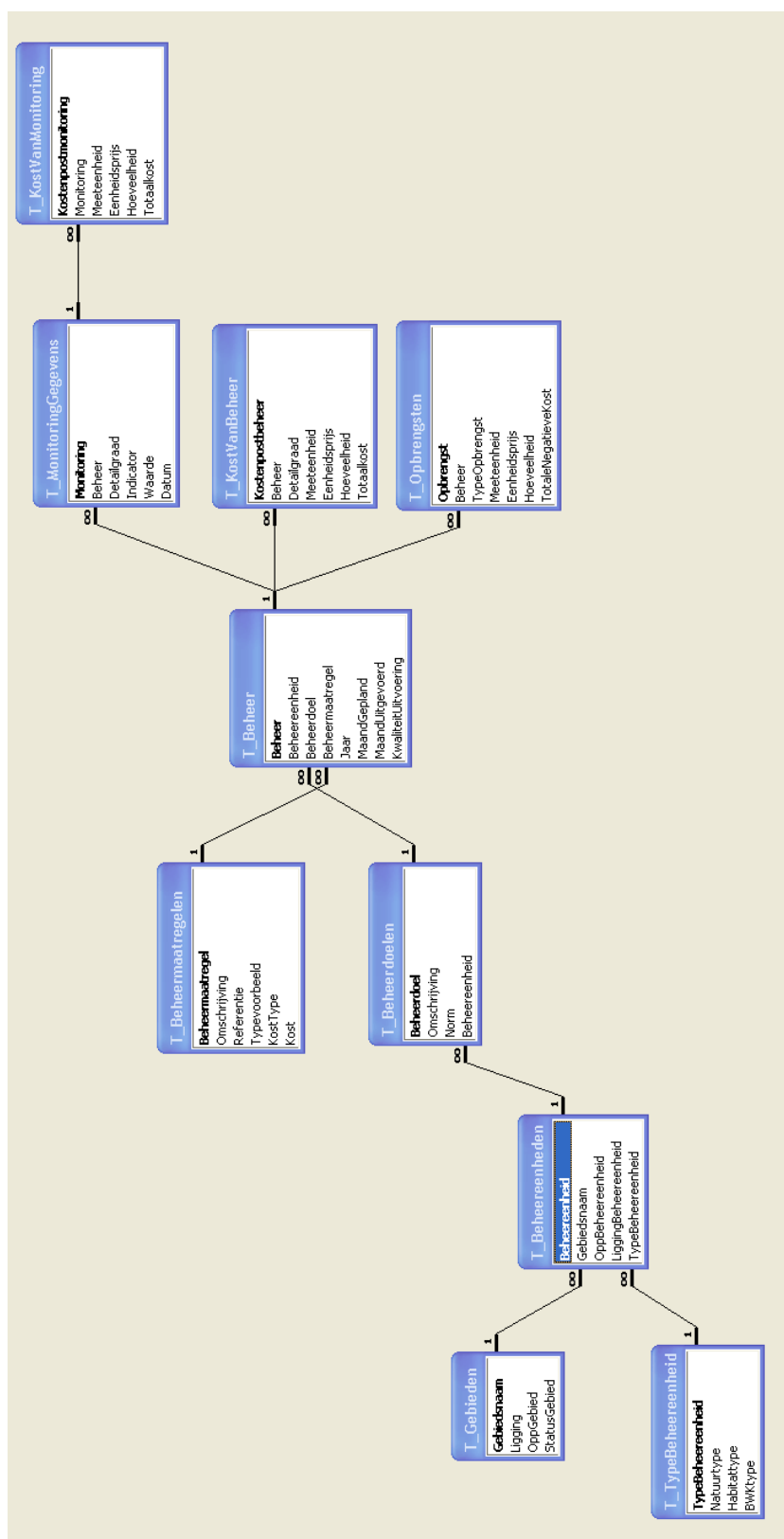
Eénmaal beheerplan en monitoringplan opgesteld kunnen beide uitgevoerd worden. Een eerste cruciaal element is dat er een goede registratie is van de beheerwerken en van de monitoringinspanningen. De informatie die op dit niveau geregistreerd wordt, moet toelaten om te controleren of de planning gevolgd wordt en om kostenposten en kosten bij te houden. Hieruit kunnen op termijn normkosten afgeleid worden.

De gegevens uit de monitoring zullen opgeslagen worden en verwerkt worden. De effectiviteit van het beheer kan hier op termijn uit afgeleid worden. Op het einde van elke beheercyclus kan deze informatie aangewend worden om het planningsproces voor het nieuwe beheerplan - waar nodig - bij te sturen. Evaluatie van het onmiddellijk effect en tussentijds evaluaties kunnen ook aanleiding geven tot eerdere bijstellingen van het beheer.



Figuur 11 Schematische voorstelling van de visie op beheermonitoring en kosteneffectiviteit van beheer. Cruciaal is dat het beheerplan als uitgangsbasis dient om het monitoringplan op te stellen. De tekst in vierhoekige kaders dient ter illustratie van het schema aan de hand van een vereenvoudigd voorbeeld van beheer van droge heide gebaseerd op Oosterbaan et al. 2006b.

De oefening om een monitoringplan te enten op het beheerplan én rekening te houden met kostenaspecten is voor een groot deel op te lossen door een databanksysteem te ontwerpen waarin de gegevens van zowel beheer als monitoring als kosten worden opgeslagen. De basiseenheid in zo'n databank moet de combinatie zijn van een beheereenheid en een beheerdoel. Deze combinatie wordt in de tijd opgevolgd (longitudinaal) en alle andere tabellen zijn aan deze eenheden gekoppeld. In Figuur 12 zijn de relaties gegeven tussen de verschillende tabellen van zo'n relationele databank. Per tabel zijn de belangrijkste velden (variabelen) aangegeven. Bij elke link is aangegeven welk type relatie het is. In alle gevallen gaat het om één op veel relaties waarbij een unieke record (het sleutelveld) uit de ene tabel gekoppeld kan zijn aan meerdere records in de andere tabel. Zo beschrijft de tabel "T_beheermaatregelen" welke beheermaatregelen (of pakketten van beheermaatregelen) er zijn; voor elke beheermaatregel is er één rij (record) voorzien in de tabel. Deze tabel is gekoppeld aan de centrale tabel "T_beheer" waar de inventarisatie wordt gedaan van de geplande/uitgevoerde beheermaatregelen in functie van een beheerdoel. Eenzelfde beheermaatregel kan in deze tabel uiteraard meer keer voorkomen omdat bijvoorbeeld meerdere percelen op die manier beheerd worden. De centrale tabel "T-beheer" is verder gelinkt aan de tabellen met de gegevens van de monitoring, de monitoringkosten, de beheerkosten en de eventuele opbrengsten van het beheer. De monitoringkosten kunnen afhangen van de detailgraad van monitoring, meer bepaald de mate waarin er monitoring nodig werd geacht in het monitoringsplan voor die beheerseenheid (minimaal: is het beheer uitgevoerd ja of nee). Indien het beheer uitbesteed wordt, is het nodig dat niet alleen de kosten van de uitbesteding (de offerte) worden ingebracht, maar bijvoorbeeld ook de personeelskosten doordat een boswachter of natuurwachter deze werken dient te controleren. Het is belangrijk dat in het verdere verloop van dit project (Fase II) duidelijke afspraken gemaakt worden welke kostenposten wel en niet worden meegenomen.



Figuur 12 Blaudruk voor een relationele databank waarin per gebied informatie wordt verzameld over het gevoerde beheer, de beheerdoelstellingen, de monitoring van het beheer en de verschillende kostenaspecten.

7.4 Conclusies

Aangezien er moet worden uitgegaan van de doelstellingen per gebied, is het beheerplan van cruciaal belang. Het moet voldoen aan een aantal minimumvoorwaarden, waardoor het beheerplan erop kan geënt worden. Deze minimumvoorwaarden vormen het onderwerp van onderzoek in Fase II van het project. Het uiteindelijke doel wordt dus de ontwikkeling van een protocol, waardoor op basis van het beheerplan een monitoringsplan kan worden ontwikkeld.

De monitoring zelf moet gebeuren op een gestandaardiseerde manier doorheen de tijd in een welbepaald gebied (longitudinale insteek).

Op een gelijkaardige manier moeten ook de kosten per gebied gemonitord (geregistreerd worden) worden doorheen de tijd. Aangezien er wat de beheerkosten betreft zeker een behoefte zal bestaan aan een globaal overzicht op Vlaamse schaal, moet ook hiervoor een systeem ontwikkeld worden (transversale insteek).

1. Is het beheer uitgevoerd ja of nee?
2. Monitoring levert informatie op over de beheerde gebieden afzonderlijk. De **scores** die worden bekomen per beheereenheid (bepaalde ingreep in een afgebakende zone) bepalen de effectiviteit van het beheer (zijn vooropgestelde normen bereikt?, hoever zijn we nog verwijderd van het vooropgestelde doel?). In het eenvoudigste geval kan dat gekoppeld worden aan een bepaalde kost per jaar. Hieruit zou in een transversale benadering de kosteneffectiviteit berekend kunnen worden. Hierbij zal het zeker nodig zijn om een aantal randvoorwaarden mee in rekening te brengen die dit resultaat kunnen duiden of nuanceren (landschappelijke context, uitgangssituatie, aantal jaren in beheer...)
3. Voor de evaluatie van het beheer én de evaluatie van de effectiviteit van de kosten is er een **databank** nodig die aan de hierboven beschreven verwachtingen en doelen beantwoordt.

Om af te sluiten, vatten we hier nog eens kort de belangrijkste bevindingen van dit rapport samen:

- Het luik beheer is duidelijk in een projectcontext
- Het gaat over een protocol opstellen voor de ontwikkeling van een monitoringsplan geënt op het beheerplan
- Vragen in een programmacontext zullen met de visie die we hier voorstellen niet opgelost worden. Wel kunnen sommige van deze vragen ondervangen worden door het meetnet in programmacontext dat zal ontwikkeld worden in het kader van de monitoring van Natura 2000 habitats in Vlaanderen (zie Westra *et al.* 2011).
- Vanuit het standpunt dat we voldoende generieke monitoringsplannen zullen krijgen gebaseerd op het protocol, kan wel de idee verkent worden in hoeverre dat de informatie die verzameld wordt per gebied kan geaggregeerd worden over de gebieden. Hierdoor is een gedeeltelijke opschaling mogelijk naar gewestelijke schaal.
- Er zijn vele methoden beschikbaar om op het terrein de effectiviteit van het beheer na te gaan. Deze methoden hebben allemaal voor- en nadelen en deze moeten rationeel afgewogen worden. De doelstelling moet zijn om eenvoudige indicatoren te selecteren zonder dat dit een zware hypotheek legt op de informatie-inhoud (het diagnostisch vermogen) van de monitoringresultaten.
- De te monitoren indicatoren kunnen afhankelijk gemaakt worden van een aantal criteria zoals de status van het gebied (bv Speciale beschermingszone), het type beheer/beheerdoel (bv omvorming door omvormingsbeheer), en de aanwezigheid

van een aandachtssoort (bv rode lijst soorten, soorten van de habitat- of vogelrichtlijn).

- De aspecten rond monitoring van het beheer en de kostenaspecten moeten op elkaar afgestemd worden. Het kostenmodel voor beheer en monitoring van beheer zal daarom in samenspraak ontwikkeld worden in de verdere fasen van dit project. Immers de elementen van het protocol voor opstellen van een beheerplan, dat door het luik beheer zal worden ontwikkeld, moeten weerspiegeld worden in het kostenmodel. De voorgestelde visie (Figuur 11) en databankstructuur (Figuur 12) zijn hiervoor een startpunt. Verder zal nog onderzocht worden hoe bestaande initiatieven rond bijhouden van kosten binnen ANB (transversale aanpak) gekoppeld kunnen worden aan de aanpak die hier voorgesteld werd (longitudinale aanpak).

Referenties

Adriaens D., Westra T., Onkelinx T., Louette G., Bauwens D., Waterinckx M., Quataert P. (2011). Monitoring Natura 2000-soorten, Fase I: prioritering van de informatiebehoefte. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2011 (27), Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

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

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

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

Aggenbach CJS, Jalink MH, Jansen AJM, 1998. Indicatorsoorten voor verdroging, verzuring en eutrofiëring van plantengemeenschappen in vennen. 5. Indicatorsoorten.

Aggenbach CSJ, Grijpstra J, Jalink MH, 2007. Indicatorsoorten voor verdroging, verzuring en eutrofiëring van plantengemeenschappen in uiterwaarden.

Aggenbach CSJ, Jalink MH, 2005. Indicatorsoorten voor verdroging, verzuring en eutrofiëring van plantengemeenschappen in boezemlanden.

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

Albers K, van der Hoek W, Hanhart K, Mosterdijk H, Faasen T, 2001. Vademecum Monitoring Natuurinrichting. Praktische handleiding bij het opstellen van monitoringsplannen voor natuurinrichting. Adviesgroep Integraal Ecologisch Onderzoek en Beheer, Brussel.

Bottrill M., Joseph L., Carwardine J., Bode M., Cook C., Game E., Grantham H., Kark S., Linke S., McDonald-Madden E. 2008. Is conservation triage just smart decision making? Trends in Ecology & Evolution 23, 649–654.

Bouckaert G., Auwers T. 1999. Prestaties meten in de overheid. Overheidsmanagement Vol. 5, die Keure, Brugge.

Bouckaert G., Van Reeth W., Auwers T., Verhoest K. 1998. Handboek & werkboek doelmatigheidsanalyse: prestaties begroten, Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Brussel.

Briggs A.H., O'Brien B.J. 2001. The death of cost-minimization analysis? Health Economics 10, 179–184.

Bunce RGH, Groom GB, Jongman RHG & Padoa-Schioppa E (eds.), 2005. Handbook for Surveillance and Monitoring of European Habitats. First Edition. Alterra-rapport 1219, Alterra, Wageningen, 107 pp.

Bunce RGH, Metzger MJ, Jongman RHG, Brandt J, De Blust G, Elena-Rossello R, Groom GB, Halada L, Hofer G, Howard DC, Kovar P, Múcher CA, Padoa-Schioppa E, Paelinckx D, Palo A,

Perez-Soba M, Ramos IL, Roche P, Skånes H & Wrška T, 2008. A standardized procedure for surveillance and monitoring European habitats and provision of spatial data. *Landscape Ecology* 23: 11-25.

Carwardine J., Klein C., Wilson K., Pressey R., Possingham H. 2009. Hitting the target and missing the point: target-based conservation planning in context. *Conservation Letters* 2, 4-11.

Caughlan L., Oakley K. L. , 2001. Cost considerations for long-term ecological monitoring. *Ecological Indicators* 1: 123 – 134.

Costanza R. 2006. Thinking broadly about costs and benefits in ecological management. *Integrated Environmental Assessment and Management* 2, 166-173.

Cullen R., Hughey K.F., Fairburn G., Moran E. 2005. Economic analyses to aid nature conservation decision making. *Oryx* 39, 327-334.

Cullen R. 2009. Is economics being outcompeted in environmental decision making? *Connections: Farm, Food and Resource Issues Paper* 98.

de Bello F, Lavorel S, Gerhold P, Reier U, Partel M, 2010. A biodiversity monitoring framework for practical conservation of grasslands and shrublands. *Biological Conservation* 143: 9-17.

De Cock R, Hoffmann M, Maes D, De Blust G, 2008a. Begeleiding en opvolging van de beheermonitoring van de Vlaamse Natuurreservaten. *Vademecum deel I & II: Concept beheermonitoring & Methodiek met technische bijlagen en multisoortelijsten*. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

De Cock R, Hoffmann M, Maes D, De Blust G, 2008b. Begeleiding en opvolging van de beheermonitoring van de Vlaamse Natuurreservaten. *Initiële verwerking voor het natuurdoeltype dotterbloemgrasland*. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

de Koeijer T., van Bommel K., van Esbroek M., Groeneveld R., van Hinsberg A., Reijnen M., van Wijk M., 2006. *Methodiekontwikkeling kosteneffectiviteit van het natuurbeleid; de realisatie van het natuurdoel 'Natte heide'*. Wageningen, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu.

Demeulenaere E, Schollen K, Vandomme V, T'Jolyn F, Hendrickx F, Maelfait J-P, Hoffmann M, 2002. Een hiërarchisch monitoringssysteem voor beheersevaluatie van natuurreservaten in Vlaanderen. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel.

Hermly M, 1989. *Natuurbeheer*, Brugge.

Hermly M, De Blust G, Slootmaekers M, 2004. *Natuurbeheer*. Davidsfonds, Leuven.

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

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

Laurijssens G., De Becker P., De Blust G., Hens M. 2007. Deel 1 : een standaardprotocol voor herstelbeheer van natte heiden en vennen. Opmaak van een standaardprotocol voor herstelbeheer van natte heide en vennen en toepassing ervan op Groot en Klein Schietveld, Tielenkamp en Tielenheide. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2007.31, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Maes D., Van Dyck H. 2004. Pleidooi voor een multisoortenaanpak in het Vlaamse natuurbehoud: de natte heide als test-case, in M. Hermy, G. De Blust, M. Sloodmaekers, ed., Natuurbeheer, Davidsfonds, Leuven, pp. 258-260.

Maes D, Van Dyck H, 2005. Habitat quality and biodiversity indicator performances of a threatened butterfly versus a multispecies group for wet heathlands in Belgium. *Biological Conservation* 123: 177-187.

Murdoch, W.; Ranganathan, J.; Polasky, S. & Regetz, J. (2010), 'Using return on investment to maximize conservation effectiveness in Argentine grasslands', *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107(49), 20855-20862.

Onkelinx T., Verschelde P., Wouters J., Bauwens, D., Quataert, P., 2008. Ontwerp en evaluatie van meetnetten voor het milieu- en natuurbeleid. Steekproefgrootteberekeningen en analyse van de kosteneffectiviteit. Vlaamse overheid, Departement Leefmilieu, Natuur en Energie, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Oosterbaan A., De Jong J., van Raffe J., Van Der Heide C., 2006. Kosteneffectiviteit van beheer van bos- en natuurterreinen. Een onderzoekmethode voor het bepalen van de verhouding tussen kosten en effecten van verschillende maatregelpakketten voor het beheer van natuurterreinen. Wageningen, Alterra, Alterra rapporten 1400.

Oosterbaan A., de Jong A., van Raffe J., 2006. Kosteneffectiviteit van beheer van bos- en natuurterreinen. Een onderzoek naar de verhouding tussen kosten en effecten van verschillende maatregelpakketten voor het beheer van droge heide. Wageningen, Alterra, Alterra rapporten, 1401.

Pascual U., Muradian R., Brander L., Gómez-Baggethun E., Martín-López M., Verman M., Armsworth P., Christie M., Cornelissen H., Eppink F., Farley J., Loomis J., Pearson L., Perrings C., Polasky S. 2010. The economics of valuing ecosystem services and biodiversity. TEEB rapport.

Pannell D. 2009. The cost of errors in prioritising projects. Rapport 0903, University of Western Australia.

Petitti D. 2000. Meta-analysis, decision analysis, and cost-effectiveness analysis: methods for quantitative synthesis in medicine. Oxford University Press, USA.

Quataert P., Waterinckx M. 2009. Werkplan en voorstudie project Monitoring Beheer en Natura 2000: Naar een modulair samengesteld meetnet. Werkplan - samenvatting, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek en Afdeling Natuur en Bos, Brussel, versie 27 Augustus 2009.

Schipper PC, Nooren MJ, Holtland WJ, Aggenbach CSJ, 2007. Indicatorsoorten voor verdroging, verzuring en eutrofiëring van plantengemeenschappen in negen belangrijke landschapstypen : methode en toepassing.

T'jollyn F, Bosch H, Demolder H, De Saeger S, Leyssen A, Thomaes A, Wouters J, Paelinckx D, Hoffmann M, 2009. Criteria voor de beoordeling van de lokale staat van instandhouding van de NATURA 2000-habitattypen, versie 2.0. INBO.R.2009.46: 1-326. Brussel, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.

Van Dyck H., Maes D, Brichau I. 2001. Toepassen van een multisoortenbenadering bij planning en evaluatie in het Vlaamse natuurbehoud. Universiteit van Antwerpen, Antwerpen.

Vanermen N., Maes D., De Cock R., Van Spaendonck G., Vermeersch G. 2006. Beheerevaluatie van de Brusselse groene ruimte door middel van multisoortenaanpak: Koning Boudewijnpark. INBO.A.143, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Van Uytvanck J, De Becker P, 2004. Beheerplanning- en evaluatie, een onmisbaar instrument. In: Hermy M, De Blust G, Slootmaekers M (eds.), Natuurbeheer. Davidsfonds, Leuven, pp. 407-433.

Vermeersch G., Maes D., Bauwens D., Van Spaendonck G., Van Schandevijl W. 2005. Beheersevaluatie van de Brusselse groene ruimten d.m.v. de multisoortenaanpak. Case study Vuylbeekvallei. IN.R.2005.08, Rapport van het Instituut voor Natuurbehoud, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Westra T., Vanden Borre J., Paelinckx D., Wouters, J., Louette G., Onkelinx T., Waterinckx M., Quataert P. (2011). Monitoring Natura 2000 habitats, Fase I: prioritering van de informatiebehoefte. Rapporten van Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2011 (26), Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

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

Wouters J., Quataert P., Onkelinx T., Bauwens D. 2008. Ontwerp en handleiding voor de tweede regionale bosinventarisatie van het Vlaamse Gewest. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2008.17, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel

