Vlaanderen
is wetenschap

Beheer- en beleidsdoelen voor wildsoorten in Vlaanderen

Jim Casaer & Frank Huysentruyt

INSTITUUT
NATUUR- EN BOSONDERZOEK

Auteurs:

Jim Casaer & Frank Huysentruyt
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:

jim.casaer@inbo.be

Wijze van citeren:

Casaer, J. & Huysentruyt, F. (2017). Beheer- en beleidsdoelen voor wildsoorten in Vlaanderen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2017 (2). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
DOI: [.doi.org/10.21436/inbor.12502638](https://doi.org/10.21436/inbor.12502638).

D/2017/3241/002

2017(2)

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Maurice Hoffmann

Foto cover:

©inbo.be

Dit onderzoek werd uitgevoerd:

op vraag van de Minaraad

MINARAAD
milieu & natuur

Beheer- en beleidsdoelen voor wildsoorten in Vlaanderen

Jim Casaer & Frank Huysentruyt

dx.doi.org/10.21436/inbor.12502638

Dankwoord/Voorwoord

Vooreerst willen we het dagelijks bestuur van de Minaraad bedanken voor het opnemen van dit project als deel van haar enveloppe-werking in 2016 waardoor de tijd gereserveerd kon worden om dit rapport te schrijven, en de leden van de PWC-jacht voor het aanleveren van opmerkingen op de draftversie van het rapport.

Dit rapport had nooit tot stand kunnen komen als er vanuit INBO niet de mogelijkheid was gecreëerd om de opleidingen rond gestructureerde besluitvorming (SDM) in het kader van het beheer van natuur, te volgen aan het National Conservation Training Center van de US Fish and Wildlife (NCTC). Hoewel zelf kennis opbouwen op basis van literatuurstudie zeker een belangrijke piste is, hebben de twee weken les volgen rond SDM aan het NCTC en het uitwisselen van kennis en expertise met collega's met jarenlange ervaring hierin, een grote 'boost' gegeven aan de opstart van de kennisontwikkeling in deze materie binnen INBO.

Tot slot willen we ook Niko Boone bedanken die de draftversie van het rapport doornam en vragen en suggesties heeft toegevoegd die de verstaanbaarheid en leesbaarheid van het rapport sterk verbeterd hebben.

Samenvatting

In 2014 besliste de Vlaamse regering de wettelijke verplichting tot het vijfjaarlijkse vastleggen van de openingsbesluiten per soort in Vlaanderen te verwijderen uit de jachtreglementering. Tegelijkertijd werd echter gesteld dat een evaluatie van het wildbeheer in Vlaanderen wel noodzakelijk blijft. Hierdoor kwam de vraag naar de beleids- en beheerdoelen die een voorwaarde vormen om een evaluatie mogelijk te maken ook op de voorgrond.

In dit rapport worden de bestaande kaders omtrent gestructureerde besluitvorming (SDM), doelstellingen-maatregelen hiërarchieën en impactbeheer toegelicht aan de hand van literatuurbronnen en praktijkvoorbeelden uit Vlaanderen. Het doel van dit rapport is om een gemeenschappelijke vertrekbasis te schetsen van waaruit met de verschillende belanghebbenden verder kan worden gewerkt aan het tot stand komen van doelstellingen voor het wildbeheer op Vlaamse of lokale schaal.

De kernideeën die uit dit rapport resulteren worden hieronder samengebracht;

- Wildbeheer is een aaneenschakeling van het nemen van beslissingen en de uitvoering ervan, om bepaalde doelstellingen te bereiken.
- Deze beslissingen vinden plaats in een context van relaties tussen mensen, dieren en hun leefgebieden. Het systeem waarbinnen wildbeheer plaatsvindt, wordt dus gevormd door een koppeling tussen ecologische en sociale/maatschappelijke systemen met al hun interacties.
- Het nemen van deze beslissingen is gebaseerd op de combinatie van wetenschappelijke kennis en waardenkeuzes.
- Inherent aan het nemen van beslissingen is dat er keuzes gemaakt moeten worden, ook al zijn er nog tal van onbekende elementen en onzekerheden.
- Net zoals er een wetenschappelijk domein bestaat dat de ecologie van soorten, hun leefgebieden, hun impacts en het beheer van soorten bestudeert, bestaat er ook een wetenschappelijk onderzoeksveld over het nemen van goede ('slimme') beslissingen. Beide wetenschappelijke domeinen vormen samen het kader en de theoretische achtergrond voor het nemen van beslissingen in de praktijk.
- SDM is een leidraad voor het opdelen van het complex beslissingsproces dat wildbeheer is, in formele deelstappen. Op die manier wordt het beslissingsproces transparant.
- Door het opdelen van het beslissingsproces in deelstappen wordt het mogelijk aan te geven waar in het proces waardenkeuzes gemaakt moeten worden en waar wetenschappelijke informatie, kennis en instrumenten ingebracht kunnen worden. Ook het identificeren, erkennen en omgaan met onzekerheden in het beslissingsproces kan door deze aanpak gevisualiseerd worden.
- SDM onderscheidt vijf stappen (**ProACT**) die uitmonden in een beslissing en de implementatie ervan (stap zes):
 - Het schetsen van het probleem of de beslissingsvraagstuk (**Problem**).
 - Het bepalen van de doelstellingen die nagestreefd worden door het nemen van een beslissing (**Objectives**).
 - Het identificeren van mogelijke acties/alternatieven (beheermaatregelen, strategieën, opties waartussen men kan kiezen) (**Alternatives**)
 - Het in kaart brengen van de gevolgen van elke mogelijke keuze in relatie tot de doelstellingen (**Consequences**).
 - Het afwegen van de voor- en nadelen van elke optie aan de hand van de in kaart gebrachte consequenties (**Trade-offs**).
 - Het nemen van een beslissing en het implementeren ervan.
- Het bepalen van duidelijke, ondubbelzinnige doelstellingen is een cruciale stap bij elk faunabeheervraagstuk. Het vinden van de beste of meest optimale set aan maatregelen en acties is immers onmogelijk indien niet duidelijk is waar deze toe moeten leiden. De afwezigheid ervan leidt tot suboptimale beheerkeuzes.
- Goed geformuleerde doelstellingen horen de richting aan te geven waarin men wil dat iets evolueert (maximaliseren, minimaliseren, geen verdere achteruitgang, geen verder toename ...). Optimaal zijn de doelstellingen te vertalen in meetbare kenmerken (attributes).

- Eens de lijst van doelstellingen opgesteld is, wordt hierin een hiërarchie opgemaakt door het stellen van twee vragen:
 - Waarom wil je iets verwezenlijken? => De antwoorden hierop vormen de einddoelstellingen
 - Hoe wil je iets bereiken? => De antwoorden hierop vormen de middelendoelstellingen
- Bepaalde doelstellingen kunnen tegelijkertijd eind- en middelendoelstellingen zijn.
- Het vooraf verwerpen van bepaalde doelstellingen (pre-emptively rejecting) omwille van het vermoeden dat ze niet te combineren zijn met andere doelstellingen, nog voor het in kaart brengen van mogelijke acties, is een gevaarlijke valkuil voor het SDM-proces en vormt een reëel risico in multi-stakeholder beslissingsvraagstukken rond faunabeheer.
- Onder impacts verstaan we alle positieve en negatieve, directe en indirecte effecten die het gevolg zijn van de aanwezigheid van een bepaalde soort en het beheer ervan, en die de verschillende betrokken groepen belangrijk vinden.
- Het in kaart brengen van al deze impacts vormt een eerste belangrijke houvast voor het identificeren van alle doelstellingen die relevant zijn in het kader van een bepaald beslissingsvraagstuk.
- Naast ecologische en economische effecten/impacts kan men ook psychologische, gezondheid- en veiligheidseffecten, sociale en culturele effecten en beheertechnische effecten onderscheiden.
- Het gebruik van conceptuele beheermodellen in combinatie met de doelstellingshiërarchie laat toe de verschillende directe en indirecte impacts in kaart te brengen.
- Impactbeheer en het opmaken van doelstellingshiërarchieën vormen twee belangrijke elkaar aanvullende benaderingen ter ondersteuning van het SDM-proces voor het nemen van 'slimme' beslissingen op een transparante manier.

Tot slot geeft het rapport een eerste aanzet voor einddoelstellingen en middelendoelstellingen voor het beheer van wildsoorten in Vlaanderen (pagina 41 en pagina 42). Dit ontwerp is zeker niet exhaustief en er dient ook op gewezen te worden dat in functie van de soort en/of de situatie waarvoor beheerkeuzes gemaakt moeten worden, het gewicht of belang dat toegekend wordt aan een bepaalde doelstelling sterk kan verschillen, of zelfs nul zijn. Het juiste niveau waarvoor doelstellingen opgemaakt dienen te worden (strategische, einddoelstellingen, ...) als onderwerp van deze oefening binnen de Minaraad dient verder verfijnd te worden in de verdere stappen in dit project.

English abstract

In 2014 the Flemish government decided to change some parts of the regional hunting law and to omit the quinquennial obligation review the opening periods during the year as well as possible related changes in the methods and instruments that can be used for hunting and culling game species. Simultaneously however they reconfirmed the need to evaluate the hunting legislation on a regular, but variable, basis,. Automatically the need for clear objectives for each game species in order to allow a thorough data driven evaluation was raised again.

This report highlights the existing frameworks of Structured Decision Making (SDM), objectives and mean-ends diagrams, decision networks and impact management. This is done using both literature and practical examples from Flanders. The aim of this report is to provide a common knowledgebase among all stakeholders involved in order to allow a collaboratively formulate both fundamental and mean objectives for game management in Flanders or on a regional or local scale.

The main ideas highlighted in this report are recapitulated below;

- Wildlife management is the process of making decisions and implementing them in order to achieve certain objectives.
- These decisions take place within the context of interactions between and among humans, wildlife and their habitats. The system in which these decisions take place is therefore formed by a combination of ecological , economic and social systems and all their interactions. Making these decisions is based on combining scientific knowledge and value judgments.
- Decision making almost always takes place in situations where there are still knowledge gaps and uncertainties.
- Similar to the scientific domain that studies the ecology of species, their habitats, impacts and management, the studies of decision making and how ‘good’ decisions are formed is a scientific domain by itself. The combination of both scientific fields make up the framework and scientific background for science based decision making for wildlife management in praxis.
- SDM provides guidance to split up the complex decision making process in wildlife management into explicit steps. This approach contributes to a more transparent decision making process.
- Moreover it becomes possible to discriminate between the steps in the decision process that involve mainly value based choices and those that are mainly based on data, scientific knowledge and decision tools. Finally this also allows to identify and recognize knowledge gaps and uncertainties, and decide how to deal with them as well as to illustrate the way uncertainties were included in the decision making process.
- SDM recognizes five steps (**ProACT**) that subsequently result in making a choice and implementing it (step six):
 - Problem definition and clarifying the decision context (**Problems**)
 - Defining the objectives that should be achieved by taking a decision (**Objectives**).
 - Identifying and developing alternatives (**Alternatives**)
 - Evaluating the consequences of the different alternatives in relation to the objectives (**Consequences**).
 - Evaluating the trade-offs based on the consequences (**Trade-offs**).
 - Making a choice and implementing the chosen alternative(s)
- Defining clear and unambiguous objectives is crucial. Finding the most optimal alternative in a certain decision context is impossible when the objectives are not known. The absence of clear objectives leads to suboptimal solutions.
- Clear objectives should at least indicate the desired direction in which the impacts should develop (maximize, minimize, no further decline, no further increase). At its best measurable attributes are defined for each objective.
- Once a list of objectives is established the hierarchy within these objectives should be developed. This can be done by asking the following two questions:
 - Why do we want to achieve something => the answers to this questions in the end result in the fundamental objectives.
 - How do we want to achieve something => the answers to this questions are the means objectives
- Certain objectives can simultaneously be both fundamental as well as means objectives.

- Rejecting objectives because one suspects them to be in conflict with other objectives (pre-emptively rejecting), even before the possible alternatives are identified, is a dangerous pitfall for SDM, certainly when different stakeholder groups are involved having strongly diverse opinions.
- Impacts are defined as all positive and negative effects, direct as well as indirect, resulting from the presence and/or management of wildlife, that are valued by stakeholders.
- Identifying all impacts for a given decision problem is an important step in order to establish the list of objectives.
- There are not only ecologic and economic effects and impacts but also psychological, health, safety, social and cultural effects as well as effects directly related to management actions.
- Using both end-means diagrams and conceptual decision network diagrams allows to map and identify all direct and indirect impacts.
- Impact management and objective hierarchies are two complementary concepts that support the use of SDM in order to make 'good' decisions in a transparent manner.

Finally the report gives a first possible objectives hierarchy for wildlife management in Flanders, including fundamental as well as means objectives (page 41). An objectives hierarchy illustrating both some possible strategic and process objectives is also included in the report (page 42). The included objectives in both draft-hierarchies are far from exhaustive and it should be pointed out that the weights that are given to each of the objectives listed may differ between species as well as between decision contexts. The weight for a certain objective can even be zero. The exact level (strategic, fundamental, ..) for which the Minaraad has to develop objectives will need to further clarification in the next steps of this project.

Inhoudstafel

Dankwoord/Voorwoord	4
Samenvatting	5
English abstract.....	7
Lijst van figuren	10
Lijst van tabellen.....	10
1 Aanleiding.....	11
2 Wildbeheer als een beslissingsproces.....	12
3 Gestructureerde besluitvorming (SDM) als een stappenplan voor het beslissingsproces	14
3.1 Wat is SDM?	14
3.2 De verschillende stappen van SDM	15
3.3 Scheiden de inbreng van wetenschappelijke kennis, expertise, de inzet van beslissingstools en de inbreng van waardenkeuzes.	20
3.4 Beperkingen en randvoorwaarden voor het toepassen van SDM bij het bepalen van beheer- en beleidsdoelen voor wildsoorten in Vlaanderen	20
4 Het bepalen van de doelstellingen	23
4.1 Soorten doelstellingen	23
4.2 In kaart brengen van de doelstellingen en doelstellingshiërarchie	25
5 Het concept van impactbeheer als basis voor het bepalen van de doelstellingen	30
5.1 Impactbeheer ?	30
5.2 Identificeren van impacts.....	32
6 Beheerdoelstellingen voor wildsoorten in Vlaanderen	37
6.1 Algemeen	37
6.2 Overeenkomsten, wettelijke kaders en doelstellingen.....	37
6.3 Doelstellingshiërarchie voor het wildbeheer in Vlaanderen.....	40

Lijst van figuren

Figuur 2.1 : Beheerkader voor faunabeheer (naar Decker <i>et al.</i> (2012)).	12
Figuur 3.1 : SDM deelt het beslissingsproces op in zes stappen. Dat wordt voorgesteld in het ProACT – schema (naar Runge <i>et al.</i> , 2013)	15
Figuur 3.2. Schematische voorstelling van een beslissingsproces met dubbele lus (naar Grand, 2012), typisch voor beslissingen die zich herhalen in de tijd, en voor adaptief beheer (zie Williams <i>et al.</i> , 2009)	16
Figuur 3.3 Situering van verschillende stappen in het kader van impact-beheer naar Riley <i>et al.</i> , 2003	21
Figuur 4.1 : Relatie tussen verschillende soorten doelstellingen geïllustreerd aan de hand van enkele voorbeelden (herwerkt naar Gregory <i>et al.</i> , 2012)	23
Figuur 4.2: Doelstellingenhiërarchie en onderlinge relaties voor de aanpak van muntjak in Vlaanderen, aangepast vertrekkend van Casaer <i>et al.</i> , 2015b	24
Figuur 4.3 Deel van de doelstellingen- en maatregelenhiërarchie voor de aanpak van de problematiek van reewild in de Plantentuin van Meise.	25
Figuur 4.4 Deel van de doelstellingen- en maatregelenhiërarchie voor de aanpak van de problematiek van landbouwschade door houtduiven	26
Figuur 4.5 Deel van de doelstellingen- en maatregelenhiërarchie in het kader van de jachtwetgeving betreffende patrijs in Vlaanderen.	27
Figuur 5.1 Vereenvoudigde voorstelling van een generiek conceptueel beheermodel (naar Decker <i>et al.</i> , 2014).	33
Figuur 6.1 : Ontwerp doelstellingenhiërarchie met algemene einddoelstellingen en middelendoelstellingen voor het wildbeheer (faunabeheer) in Vlaanderen	41
Figuur 6.2: Eerste aanzet voor procesdoelstellingen en strategische doelstellingen voor het faunabeheer (wildbeheer) in Vlaanderen	42

Lijst van tabellen

Tabel 3.1: Vergelijking via een set van evaluatiecriteria van de verschillende afschotmethoden die gebruikt kunnen worden om de reeën uit de Plantentuin te verwijderen. Tussen haakjes wordt telkens een rang aangegeven waarbij 5 de beste en 1 de slechtste optie weergeeft.	18
Tabel 5.1: Opdeling van de mogelijke effecten als gevolg van de aanwezigheid van een diersoort in een bepaald gebied en van de interacties tussen diersoort, biotoop en mensen. De interacties kunnen binnen of tussen de drie elementen/groepen plaatsvinden (opgemaakt vertrekkend van Decker <i>et al.</i> , 2002, Siemer en Decker, 2006, Siemer <i>et al.</i> , 2007).	31

1 Aanleiding

De vijfjaarlijkse herziening van het Jachtopeningsbesluit, en het vroeger eraan gekoppelde Jachtvoorwaardenbesluit, resulteerde in het verleden telkens in maatschappelijke discussies en in vragen aan het INBO over mogelijke verbeteringen aan de jachtwetgeving. Deze INBO-publicaties gaven veelal een overzicht van de trends en toestand van een aantal wildsoorten in Vlaanderen en van de stand van zaken van de kennis over het beheer ervan (Van Den Berge *et al.*, 2007, Casaer en Van Den Berge, 2011, Devos *et al.*, 2013, Casaer *et al.*, 2013a). Soms werd een wetenschappelijke evaluatie van een bepaalde beheermaatregel gevraagd. Er werd daarbij echter niet altijd aangegeven waartoe deze maatregel concreet moest leiden. Naar aanleiding van de adviesvraag van de Minaraad bij het openingsbesluit 2013 – 2018, werd voor het eerst bij elke vraag over een mogelijke beheermaatregel, of alternatieven hiervoor, duidelijk aangegeven in welk kader of wat het doel van de maatregel moest zijn.

In 2014 werd, naar aanleiding van de wijziging van het Jachtdecreet, de verplichting tot een vijfjaarlijkse herziening van het Jachtopeningsbesluit uit het decreet geschrapt. In haar advies hierover beval de Minaraad aan *om te werken met een onderzoekscyclus, zodat er voor elke jachtwildsoort (of -soortengroep) op basis van een afgewogen proces een beheerdoelstelling wordt bepaald en vervolgens op gezette tijden de stand van zaken telkens opnieuw wordt geëvalueerd. Na het afronden van een deelonderzoek, d.i. voor een jachtwildsoort (of -soortengroep), kan men op basis van geobjectiverde gegevens beslissen of er al dan niet een wijziging met betrekking tot de opening of sluiting van de jacht op een bepaalde soort aan de orde is.*

De Vlaamse Regering gaf in de memorie van toelichting bij de wijziging van het Jachtdecreet aan het voorstel van een onderzoekscyclus niet te weerhouden. De reden daarvoor was dat de wijzigingen onder andere als doel hadden om het cyclisch karakter van de herzieningsprocedure ongedaan te maken. Dit om de werklust en het polariserend karakter van deze verplichting weg te nemen. Wel wordt in diezelfde memorie van toelichting bevestigd dat een gedegen evaluatie enkel mogelijk is in functie van duidelijke doelstellingen voor de verschillende wildsoorten.

In 2016 besliste de Minaraad om een deel van de haar toebedeelde enveloppe voor onderzoek door het INBO, te gebruiken voor het opstarten van het proces om te komen tot beheer- en beleidsdoelen voor wildsoorten in Vlaanderen. Verder in dit rapport spreken we algemeen van *doelstellingen*, zonder een onderscheid te maken tussen doelstellingen voor het beheer en voor het beleid.

Dit eerste rapport wil het kader, de basisbegrippen en de wetenschappelijke kennis over het uitwerken van doelstellingen voor wildbeheer toelichten. Het doel is om een gemeenschappelijke vertrekbasis te schetsen van waaruit met de verschillende belanghebbenden verder kan worden gewerkt aan het tot stand komen van doelstellingen voor het wildbeheer op Vlaamse of lokale schaal.

Dit rapport is gebaseerd op een aantal recente algemene boeken over faunabeheer en over gestructureerde besluitvorming, de trainingen aan het NCTC over dit laatste onderwerp, wetenschappelijke artikelen en op de ervaringen van het INBO met enkele adviesvragen en onderzoeksprojecten. *De aangehaalde voorbeelden in dit rapport dienen louter ter illustratie en verduidelijking van de tekst en het theoretisch kader en vormen dus op zich niet het onderwerp van dit project voor de Minaraad.*

2 Wildbeheer als een beslissingsproces

De meeste vragen over (natuur)beheer houden beslissingen in, keuzes die gemaakt moeten worden uit alternatieven om een bepaald doel te bereiken (Conroy en Peterson, 2013). Voorbeelden daarvan zijn het aanduiden van te beschermen gebied, de prioritering van soorten voor de opmaak van beschermingsplannen, het al dan niet plaatsen van windturbines of het afwegen van eventuele wijzigingen aan de jachtopeningsperiode voor een soort. Ook een beslissing om niets te doen, geen actie te ondernemen, behelst een keuze.

Ook faunabeheer vraagt in de praktijk dus vaak het maken en vervolgens implementeren van afgewogen keuzes. Riley *et al.* (2002) gaven in 2002 volgende omschrijving van wildbeheer:

'.. the guidance of decision-making processes and the implementation of practices to purposefully influence the interactions among and between people, wildlife and their habitats to achieve impacts valued by stakeholders'.

Belangrijke elementen in deze definitie zijn dat het gaat over *i)* het doelbewust proberen te sturen van interacties *ii)* om impacts te bereiken *iii)* die de belanghebbenden belangrijk vinden. Uit de omschrijving wordt ook de driehoek waarbinnen wild- of faunabeheer zich afspeelt duidelijk. Deze omvat zowel de interacties tussen diersoorten onderling, tussen mensen, tussen biotoopelementen onderling als die tussen diersoorten, mensen en biotopen (Figuur 2.1).

Deze definitie stelt faunabeheer gelijk aan een aaneenschakeling van beslissingen en de implementatie ervan, in een poging het geheel van interacties tussen mensen, dieren en hun leefgebieden in die richting te sturen die de beslissingsnemer belangrijk acht. De beslissingen kunnen betrekking hebben op het al dan niet herintroduceren of bijzetten (restocking) van soorten, het wijzigen van de jachtopeningsperiode, het toestaan of verbieden van bepaalde jachtmethoden of -middelen, het aanduiden van rustgebieden, het nemen van preventieve maatregelen ...

Figuur 2.1 : Beheerkader voor faunabeheer (naar Decker *et al.* (2012)).

Faunabeheer vindt dus per definitie plaats in een omgeving waar ecologische en sociale/maatschappelijke systemen gekoppeld zijn en waarbij de interacties tussen deze systemen veranderlijk in de tijd en complex zijn (Decker *et al.*, 2014). Het nemen van die beslissingen vereist, zoals hoger vermeld, steeds een keuze tussen mogelijke alternatieven. Deze keuzes zijn gebaseerd op het samenbrengen van wetenschappelijke kennis én waarde-elementen, waarbij gestreefd wordt de gewenste toekomstige toestand op de meest wenselijke manier (of met zo weinig mogelijk ongewenste neveneffecten) te bereiken (Runge *et al.*, 2013). Veelal is er ook niet één enkele doelstelling, maar een geheel aan doelstellingen. In die gevallen moeten trade-offs gemaakt worden tussen het bereiken van de verschillende doelstellingen, wat terug een keuze in functie van bepaalde waarden vergt (Gregory *et al.*, 2012). Het ene alternatief komt namelijk meer tegemoet aan doelstelling 1 dan aan doelstelling 2, terwijl dat bij een ander alternatief net omgekeerd kan zijn. Enkel wanneer er een optie of alternatief bestaat dat het beste scoort voor alle doelstellingen, moeten geen trade-offs gemaakt worden.

Bij het faunabeheer zijn dus twee wetenschappelijke domeinen van belang. Het eerste omvat de ecologie van soorten, hun leefgebied, hun impacts en het beheer van populaties in al zijn dimensies (naast ecologische ook socio-economische). Het tweede wetenschappelijk kennisveld betreft besiskunde of beslissingswetenschap (decision science). Afkomstig uit onder andere de economie, vond dit domein van de wetenschap de laatste jaren ingang in

bijvoorbeeld risicomanagement, gezondheidszorg en politieke besluitvorming. Ook in natuurgerelateerde domeinen zoals de visserij en faunabeheer komt het meer en meer voor. Dit wetenschapsveld focust zich op het ontwikkelen van kennis en methoden nodig voor het nemen van 'slimme' beslissingen. Het integreert hiervoor onder meer elementen uit de statistiek, de psychologie, de economische wetenschappen, de sociologie en de computerwetenschappen. De analyse van beslissingen en de bijhorende wetenschappelijke methoden en kennis vormen een kader en de theoretische achtergrond voor het nemen van beslissingen in de praktijk (Runge *et al.*, 2013). Omwille van het belang van de integratie van beide wetenschappelijke domeinen bij het beheer van de natuur of van natuurlijke hulpbronnen, werd al veel aandacht besteed aan het doorvertalen van de wetenschappelijke kennis over besluitvorming en de hiervoor ontwikkelde instrumenten naar de context van het oplossen van concrete behevraagstukken (Gregory *et al.*, 2012, Conroy en Peterson, 2013).

Inherent aan het nemen van beslissingen is dat er keuzes moeten gemaakt worden, ook al is niet alles gekend en zijn er nog onzekerheden. Ook het integreren van onzekerheden in het beslissingsproces maakt bijgevolg een belangrijk deel uit van het wetenschappelijk veld rond besluitvorming.

Samenvatting 1: Wildbeheer als beslissingsproces

- *Wildbeheer is een aaneenschakeling van het nemen van beslissingen en de uitvoering ervan om bepaalde doelstellingen te bereiken.*
- *Deze beslissingen vinden plaats in een context van relaties tussen mensen, dieren en hun leefgebieden. Het systeem waarbinnen wildbeheer plaatsvindt, wordt dus gevormd door een koppeling tussen ecologische en sociale/maatschappelijke systemen met al hun interacties.*
- *Het nemen van deze beslissingen is gebaseerd op de combinatie van wetenschappelijke kennis en waardenkeuzes.*
- *Inherent aan het nemen van beslissingen is dat er keuzes gemaakt moeten worden, ook al zijn er nog tal van onbekende elementen en onzekerheden.*
- *Net zoals er een wetenschappelijk domein bestaat dat de ecologie van soorten, hun leefgebieden, hun impacts en het beheer van soorten bestudeert, bestaat er ook een wetenschappelijk onderzoeksveld over het nemen van goede ('slimme') beslissingen. Beide wetenschappelijke domeinen vormen samen het kader en de theoretische achtergrond voor het nemen van beslissingen in de praktijk.*

3 Gestructureerde besluitvorming (SDM) als een stappenplan voor het beslissingsproces

3.1 Wat is SDM?

De meest omvattende en generieke definitie van ‘structured decision making’ (SDM) of ‘gestructureerde besluitvorming’ werd waarschijnlijk gegeven door Ralph Keeney in Hammond *et al.* (2002): “A formal application of common sense for situations too complex for the informal use of common sense” of “*een formele toepassing van gezond verstand voor die situaties die te complex zijn voor het informeel gebruik van gezond verstand*”.

SDM kan aanzien worden als een manier om op een transparante en reproduceerbare manier tot beslissingen te komen wanneer bij beheervraagstukken wetenschappelijke kennis en waarde-elementen geïntegreerd moeten worden en veelal verschillende partijen (belanghebbenden) betrokken zijn bij de besluitvorming of de gevolgen ervan.

SDM biedt een stappenplan aan om het beslissingsproces te doorlopen. Het laat toe de stappen waarvoor de inbreng van wetenschappelijke kennis of methoden nodig is, te onderscheiden van deze die betrekking hebben op waardenkeuzes, of van die waar beide aspecten een rol spelen. Deze opdeling laat ook toe dat de verschillende betrokken partijen hun rol spelen op de juiste momenten (stappen) in het beslissingsproces. SDM resulteert echter niet in ‘de beste uitkomst’, maar helpt enkel om op een gestructureerde, transparante manier ‘slimme’ keuzes te maken. SDM vertrekt van het idee dat een ‘goede’ of ‘slimme’ beslissing zich baseert op een degelijke kennis van zowel de waarde-elementen (wat vindt men belangrijk) als van de consequenties (wat gaat er gebeuren wanneer we een bepaalde maatregel toepassen) (Gregory *et al.*, 2012).

Omwille van de voordelen wordt deze manier van werken actueel door de U.S. Fish and Wildlife Service (USFWS) en U.S. Geological Survey (USGS) gezien als een mogelijke oplossing om tal van (complexe) beheervraagstukken aan te pakken. Beide organisaties hanteren SDM dan ook meer en meer als standaardmethode in het natuurbeheer, waaronder ook faunabeheer (Runge *et al.*, 2011). Zo wordt SDM gehanteerd voor het bepalen van de geografisch gedifferentieerde openingsperioden voor de waterwildjacht (Nichols *et al.*, 2006, Nichols *et al.*, 2007) voor het bepalen van de aanpak van exotische soorten (Blomquist *et al.*, 2010), voor het prioriteren van soorten in functie van soortenbescherming (Converse *et al.*, 2011), voor het beheer van inheemse predatoren (Martin *et al.*, 2010) en in het kader van herintroducties (Converse *et al.*, 2013). Ook in Australië en Nieuw-Zeeland vindt SDM ingang in het natuurbeheer (Gregory *et al.*, 2012). In Vlaanderen gebruikte het INBO SDM als kader voor het informatiebehoefte document voor de optimalisatie van de bestrijding van de bruine rat (Casaer *et al.*, 2015a), voor het maken van het advies over de mogelijke aanpak van ganzen en reeën in de plantentuin van Meise (Casaer *et al.*, 2015c), voor het deel rond doelstellingen en maatregelen in de code goede praktijk voor exoten (Adriaens *et al.*, 2015, Casaer *et al.*, 2015b) en bij de uitvoering van het project rond de schade door houtduiven in de provincie West-Vlaanderen (Huysentruyt *et al.*, 2008, Huysentruyt en Casaer, 2009, Huysentruyt *et al.*, 2015).

3.2 De verschillende stappen van SDM

Figuur 3.1 : SDM deelt het beslissingsproces op in zes stappen. Dat wordt voorgesteld in het ProACT – schema (naar Runge *et al.*, 2013)

SDM deelt het beslissingsproces op in vijf stappen die dan uitmonden in het nemen van een beslissing en de implementatie ervan (stap zes) (Figuur 3.1). Om de eerste vijf stappen in een keer te benoemen, wordt het letterwoord *ProACT* gebruikt. Dit staat voor *Problem, Objectives, Alternatives, Consequences, Trade-offs*. In het Nederlands komt dit neer op *probleemomschrijving, doelstellingen, alternatieven, consequenties, trade-offs*.

Bij het doorlopen van de verschillende stappen is het soms nodig de vorige stap terug in vraag te stellen. Zo kan uit het uitwerken van mogelijke beheeralternatieven blijken dat er bepaalde doelstellingen over het hoofd gezien zijn, of kan uit het in kaart brengen van de consequenties blijken dat er nog alternatieven vergeten zijn.

Wanneer we te maken hebben met een beslissing die periodiek herhaald moet worden, zoals het vastleggen van de openingsperioden voor de jacht of het driejaarlijks bepalen van het reewildafschot, spreken we van een dubbele lus (zie Figuur 3.2). Hierbij worden de eerste vier stappen van ProACT doorlopen, waarna een beslissing genomen en geïmplementeerd wordt. In een tweede lus worden de resultaten van het gekozen beheer gemonitord en wordt het beheer indien nodig bijgestuurd. Met een veel lagere frequentie, en enkel wanneer de noodzaak er is, worden ook de eerste vier stappen van het beslissingsproces terug doorlopen. Een voorbeeld daarvan is het driejarenafschotplan voor reewild. Eerst bepaalt de wildbeheereenheid de algemene doelstellingen, waarna op basis van de resultaten van het beheer om de drie jaar het afschot bijgesteld kan worden. Het terug in vraag stellen van de doelstellingen voor een bepaalde WBE, zal slechts met een veel lagere frequentie gebeuren. Deze laatste soort beslissingen biedt de mogelijkheid om, op basis van monitoring van de bekomen resultaten, onzekerheden of kennislacunes weg te werken. Aan deze specifieke toepassing van SDM wordt de term *adaptief beheer* gegeven (Williams *et al.*, 2009, Knutson *et al.*, 2010).

Figuur 3.2. Schematische voorstelling van een beslissingsproces met dubbele lus (naar Grand, 2012), typisch voor beslissingen die zich herhalen in de tijd en voor adaptief beheer (zie Williams *et al.*, 2009)

Voorbeeld 1: doorlopen van de ProACT-stappen voor het bepalen van beheermaatregelen voor reewild in de Plantentuin van Meise

Situering: Aan het INBO werd advies gevraagd als ondersteuning van de beslissing over de aanpak van reeën en ganzen in de Plantentuin van Meise (Casaer *et al.*, 2015c).

1. Probleem of beslissingsvraagstuk

Sinds 2003 leven in de Plantentuin reeën. Hun aantal is inmiddels toegenomen tot 8 à 10 exemplaren en hun aanwezigheid leidt tot vraatschade aan de plantencollectie. Momenteel probeert men de bomen en struiken zoveel mogelijk af te schermen, maar dat lukt niet altijd. De beheerder acht het individueel afschermen van alle kwetsbare planten niet haalbaar. Het is bovendien niet wenselijk omwille van de educatieve rol van de Plantentuin. Men zoekt een haalbare oplossing om de schade aan de collectie te minimaliseren. De adviesvraag was: "Wat zijn de mogelijkheden om de populatie reeën beheerbaar te houden en/of vraatschade te voorkomen in de toekomst ?

Het beslissingsvraagstuk werd bijgevolg als volgt vertaald:

'Op welke manier kunnen de in de plantentuin aanwezige reeën verwijderd worden om zo hun impact op de bomen- en struikencollectie te vermijden ?'

2. Doelstellingen

Volgende doelstellingen werden geïdentificeerd:

* De impact op bomen en struiken in de Plantentuin door reeën naar de toekomst toe vermijden.

* De actueel aanwezige reeën verwijderen op een manier die:

- zo weinig mogelijke dierenleed veroorzaakt;
- zo weinig mogelijk negatieve ecologische impact veroorzaakt;
- zo snel mogelijk tot resultaat leidt (minimale duur van negatieve impact op de collectie);
- zo weinig mogelijk kosten of personeelsinzet vergt;
- zo veilig mogelijk is;
- zo weinig mogelijk negatieve impact heeft op andere functies van de Plantentuin (educatieve, recreatieve).

3. Alternatieven identificeren

Voor het vermijden van impact op bomen en struiken naar de toekomst toe weerhielden we één beheermaatregel, met name het plaatsen van een reedichte omheining om nieuwe immigratie van reeën uit omliggende gebieden te verhinderen. Het alternatief, het individueel beschermen van elk van de planten uit de collectie, werd uitgesloten omdat dit praktisch niet haalbaar is (zie probleemomschrijving).

Voor het verwijderen van de aanwezige reeën identificeerden we volgende alternatieven:

- afschot via bersjacht
- afschot via aanzitjacht
- afschot via gemeenschappelijke aanzitjacht (jagers nemen tegelijkertijd plaats op verschillende aanzitposten)
- afschot via drukjacht
- vangen met kooien
- vangen met kastvallen

4. Consequenties evalueren

We beoordeelden de consequenties van de verschillende mogelijke beheermaatregelen in functie van de doelstellingen. Tabel 3.1 geeft deze vergelijking weer voor de mogelijke vormen van afschot.

Tabel 3.1: Vergelijking via een set van evaluatiecriteria van de verschillende afschotmethoden die gebruikt kunnen worden om de reeën uit de Plantentuin te verwijderen. Tussen haakjes wordt telkens een rang aangegeven waarbij 5 de beste en 1 de slechtste optie weergeeft.

<i>Criterium</i>	<i>Bersen</i>	<i>Indiv. aanzit</i>	<i>Gemeensch. aanzit</i>	<i>Drukjacht</i>
Zo weinig mogelijk personeelsinzet (we vertrokken van de veronderstelling dat het afschot zelf uitgevoerd wordt door vrijwilligers (jagers))	Beperkte inzet van personeel (5)	Beperkte inzet van personeel (5)	Middelmatige inzet van personeel (4)	Hogere inzet van personeel (3) – inzet van personeel nodig voor de voorbereiding en de coördinatie van de uitvoering
Zo weinig mogelijk kosten (materiaalkosten)	Geen kosten (5)	Beperkte kosten (aankoop van hoogzitten/ladders tenzij in bruikleen) (3)	Beperkte kosten (aankoop van hoogzitten/ladders, tenzij in bruikleen) (3)	Beperkte kosten (aankoop van hoogzitten ladders, tenzij in bruikleen) + beperkte kosten voor de voorbereiding + uitvoering (1)
Zo snel mogelijk leiden tot resultaat (minimale duur van negatieve impact op de collectie)	Lang (1)	Lang (1)	Middelmatig (hangt af van resultaat) (3)	Kort (beperkt aantal herhalingen in functie van het resultaat) (5)
Maximaliseren van de veiligheid	Slecht (1) afschot vanop de grond	Hoogst (5)	Hoog (4)	Park dient afgesloten te worden voor het publiek indien drukjacht overdag uitgevoerd wordt – extra veiligheidsafspraken nodig bij de uitvoering van de drukjacht (2)
Zo weinig mogelijk dierenleed veroorzaken	Beperkt risico (3)	Beste optie (5)	Beste optie (5)	Beperkt risico (2)
Zo weinig mogelijk negatieve impact op andere functies van de Plantentuin	Geen negatieve impact (5)	Geen (5)	Geen (5)	Plantentuin moet gedurende de uitvoering gesloten worden (2)

- *Drukjachttoentjes zijn in Vlaanderen beschikbaar en zouden mits afspraken uitgeleend kunnen worden voor tijdelijke acties.*
- *Omdat de plantentuin gesloten is voor het publiek tussen 18:30 (zomer)/ 17:30 (winter) en 9:30 wordt er voor de evaluatie van de veiligheid van uitgegaan dat de eerste drie opties (bersen, individuele aanzit en gemeenschappelijke aanzit) uitgevoerd worden wanneer er geen publiek aanwezig is. Het organiseren van een drukjacht gedurende de sluitingsuren is moeilijker gezien de beperkte tijd en daarom krijgt dit een lagere score.*

4. Trade-offs en het nemen van beslissingen

Op basis van deze analyse, waarbij de beslissing in onderscheiden stappen werd opgedeeld, kan de beheerder van de Plantentuin een transparante keuze maken. Zoals uit Tabel 3.1 blijkt is er geen ‘beste’ afschotmethode die voor alle doelstellingen het beste scoort. De voordelen van de ene mogelijke optie zullen dus afgewogen moeten worden tegen de eraan verbonden nadelen. Deze stap (trade-off) impliceert een duidelijke keuze (beleidskeuze) in functie van wat (of welke aspecten) de beslissingsnemer (hier de Plantentuin) het ‘belangrijkste’ vindt.

Voorbeeld 2: probleemanalyse van schade door houtduiven als basis voor een onderzoeksproject naar mogelijke maatregelen en wijzigingen in de wetgeving

Tussen 2008 en 2015 voerde het INBO in opdracht van de provincie West-Vlaanderen onderzoek uit naar de problematiek van schade aan groententeelt door houtduiven. Hierbij werden de eerste drie stappen van ProACT doorlopen als aanzet voor het identificeren van kennislacunes en om te bepalen welke methoden verder uitgetest moesten worden.

1. Probleem of beslissingsvraagstuk

Voor het probleem van de toenemende schade door houtduiven aan de groententeelt was er geen voor alle partijen bevredigende oplossing voorhanden. De actuele verjagingsmethoden, noch bejagingsmethoden leken afdoende te zijn om het probleem onder controle te krijgen. Het opgestarte project had tot doel samen met de stakeholders naar oplossingen te zoeken. Als eerste stap brachten we het probleem en de mogelijke beheeropties in kaart.

2. Doelstellingen

Waar de doelstelling voor het beheer aanvankelijk geformuleerd werd als het vinden van een oplossing voor de landbouwschade, werd gaandeweg duidelijk dat er ook andere doelstellingen belangrijk waren, zoals kosteneffectiviteit, mogelijkheden tot recreatieve jacht, dierenwelzijn, mogelijke nevenwerkingen op natuurbehoudsdoelstellingen ...

3. Alternatieven identificeren

Aan de hand van een literatuurstudie (Huysentruyt *et al.*, 2008) brachten we de beheermaatregelen in kaart die mogelijk kunnen bijdragen aan het verminderen van de negatieve impact van houtduiven op de groententeelt. Daarna volgden verschillende overlegmomenten waarbij het geheel aan mogelijke maatregelen door de betrokken belanghebbenden geëvalueerd werd als deel van een plan van aanpak. Uiteindelijk kozen we een subset van maatregelen waarvoor het opportuun leek de uitvoerbaarheid en de gevolgen ervan op het terrein verder te onderzoeken alvorens keuzes te maken (trade-off – stap).

3.3 Scheiden van de inbreng van wetenschappelijke kennis, expertise, de inzet van beslissingstools en de inbreng van waardenkeuzes.

Wanneer het beslissingsproces niet in stappen uit elkaar gehaald wordt, bestaat het risico dat feiten en kennis enerzijds en waardenkeuzes en (persoonlijke) overtuigingen anderzijds met elkaar vermengd worden. Door het toepassen van SDM worden deze twee elementen zo goed mogelijk van elkaar gescheiden.

De probleemstelling, de beslissingscontext, het vastleggen van de na te streven doelen, het maken van trade-offs en in bepaalde mate ook het oplijsten van mogelijke beheermaatregelen of opties zijn allemaal stappen waarbij waarden en/of beleidskeuzes een zeer belangrijke rol spelen. Deze stappen kunnen vertrekken vanuit wetenschappelijke informatie of kennis, maar die brengen in deze stappen, waarin 'keuzes' gemaakt moeten worden, op zich geen uitkomst.

De technische aspecten van beheermaatregelen, de inzet van ondersteunende instrumenten (decision tools) die het maken van trade-offs vereenvoudigen, en het voorspellen van de consequenties van de mogelijke maatregelen zijn dan weer duidelijk technische, wetenschappelijke elementen van het beslissingsproces. Ook het inbrengen van onzekerheden in het beslissingsproces vergt de nodige wetenschappelijke expertise. Het gaat dan in de eerste plaats over het identificeren van onzekerheden en kennislacunes, het inschatten van de omvang ervan en het doorrekenen van het effect van deze onzekerheden op het voorspellen van de gevolgen van beheeropties. Daarnaast is de inzet van wetenschappelijke methoden ook nodig om de houding van de belanghebbenden ten opzichte van deze onzekerheden beter te begrijpen en het gevolg ervan op de uiteindelijke beslissing te kunnen onderzoeken.

Dit inhoudelijk verschil tussen de verschillende stappen in het beslissingsproces is ook richtinggevend om te analyseren wie in welke stap van het proces een rol te spelen heeft (overheid, beheerder, belanghebbende, wetenschapper, expert).

3.4 Beperkingen en randvoorwaarden voor het toepassen van SDM bij het bepalen van beheer- en beleidsdoelen voor wildsoorten in Vlaanderen

SDM is geen passe-partout voor alle situaties. Het is eerder een leidraad en een geheel van beslissingsinstrumenten die, afhankelijk van de aard van de beslissingscontext, kunnen ingezet worden.

Zoals in 3.2 aangegeven, moet men zich ook bij het bepalen van de doelstellingen afvragen of het gaat over een eenmalige beslissing (bv. *Waar bouwen we een ecoduct op het traject Hasselt – Maastricht?*) die niet of moeilijk bijgestuurd kan worden, versus een beslissing die zich in de tijd herhaalt (bv. *bepalen van jachtopeningsperiodes, beslissen over maai- of graasbeheer ...*).

Het is belangrijk om in de eerste stap van het beslissingsproces (bepalen van het beslissingsvraagstuk) een duidelijk zicht te krijgen op de geografische schaal waarop de beslissing betrekking heeft, wie de betrokken belanghebbenden zijn, welke hiervan ook effectief een beslissingsmandaat hebben en welke elementen binnen de beslissingsbevoegdheid van de beslissingsnemer liggen. Meer informatie over het identificeren van de betrokken belanghebbenden en hun rol in een beslissingsproces kan gevonden worden in Fish *et al.* (2011). Kiezen voor een maatregel of beheerscenario waarvan de uitvoerder of de verantwoordelijke geen deel uitmaakt van de groep van beslissingsnemers of die door deze laatsten niet gestuurd kunnen worden, is immers weinig zinvol. Bovendien is het frustrerend voor de beslissingsnemer, wiens beslissing uiteindelijk weinig impact zal hebben, en voor de uitvoerders van of verantwoordelijken voor de beheermaatregel die niet betrokken zijn in het beslissingsproces. Deze frustraties werken op termijn contraproductief voor het vinden van oplossingen voor beheervraagstukken. Runge *et al.* (2013) wijzen nog op twee andere belangrijke aspecten voor het toepassen van SDM.

Een eerste, en de belangrijkste opmerking in de context van dit project voor de Minaraad, is dat er een beslissingscontext moet zijn. Met andere woorden, een agentschap, overheid of een groep van mensen moet een keuze maken (beslissing nemen) die daarna geïmplementeerd zal worden. Deze keuze kan over concrete beheermaatregelen of beleidsvoorstellen gaan, maar ook over een meer conceptuele beslissing zoals welk proces gebruikt zal worden om een bepaalde beslissing te nemen (hoe iets gedaan gaat worden). Ook in dat laatste geval moet er wel een concreet beslissingsvraagstuk aanwezig zijn om SDM echt te kunnen toepassen. SDM vereist

immers het in kaart kunnen brengen van de beslissingstermijn, de geografische schaal waarop die betrekking heeft ...

De vraag stelt zich of dit het geval is bij dit project rond de doelstellingen voor wildsoorten. De Minaraad moet immers op dit moment *geen* concrete beslissing nemen over de toepassing of de uitvoering van een bepaalde maatregel. Deze oefening situeert zich eerder op een hoger niveau. Riley *et al.* (2003) noemen dit het niveau van de algemene 'goals and policy' (strategische doelstellingen), wat zich op een niveau boven de einddoelstellingen (zie verder) bevindt (zie Figuur 3.3).

Figuur 3.3 Situering van verschillende stappen in het kader van impact-beheer naar Riley *et al.*, 2003

Een tweede aspect is dat SDM niet kan werken, of weinig kans tot slagen heeft, indien bij de betrokken partijen niet de wil bestaat om er samen naar te streven een 'slimme' keuze te maken. Ook wanneer een van de betrokken partijen bepaalde doelstellingen niet openlijk wenst in te brengen in het proces (hidden objectives) of er in de praktijk een conflict bestaat – al dan niet over de doelstellingen – tussen de verschillende betrokken partijen, kan SDM moeilijk toegepast worden (Maar zie 4.2 voor wat betreft *ogenschijnlijke* tegenstellingen tussen doelstellingen!). In beide van de hoger vermelde probleemsituaties is het aangewezen methoden te gebruiken die ontwikkeld werden in het kader van conflictbeheer. Desalniettemin levert SDM in dergelijke situaties wel een meerwaarde voor het onderbouwen van de te volgen logica. SDM geeft immers ook voor deze gevallen de stappen en context van het vervoltraject weer waartoe het conflictbeheer of het bepalen van het hoger gelegen kader van 'goals and policy' moet kunnen leiden (Runge *et al.*, 2013).

Samenvatting 2: structured decision making (SDM) als een leidraad

- *SDM is een leidraad voor het opdelen van het complex beslissingsproces dat wildbeheer is, in formele deelstappen. Op die manier wordt het beslissingsproces transparant.*
- *Door het opdelen van het beslissingsproces in deelstappen wordt het mogelijk aan te geven waar in het proces waardenkeuzes gemaakt moeten worden en waar wetenschappelijke informatie, kennis en instrumenten ingebracht kunnen worden. Ook het identificeren, erkennen en omgaan met onzekerheden in het beslissingsproces kan door deze aanpak gevisualiseerd worden.*
- *SDM onderscheidt vijf stappen (**PrOACT**) die uitmonden in een beslissing en de implementatie ervan (stap zes) :*
 - *Het schetsen van het probleem of de beslissingsvraagstuk (**P**roblem).*
 - *Het bepalen van de doelstellingen die nagestreefd worden door het nemen van een beslissing (**O**bjectives).*
 - *Het identificeren van mogelijke acties/alternatieven (beheermaatregelen, strategieën, opties waartussen men kan kiezen) (**A**lternatives)*
 - *Het in kaart brengen van de gevolgen van elke mogelijke keuze in relatie tot de doelstellingen (**C**onsequences).*
 - *Het afwegen van de voor- en nadelen van elke optie aan de hand van de in kaart gebrachte consequenties (**T**rade-offs).*
 - *Het nemen van een beslissing en het implementeren ervan.*
- *Het juiste niveau van de beheer- en beleidsdoelstellingen die afgebakend worden in de oefening binnen de Minaraad dient/zal verder verfijnd te worden, door de verdere stappen in dit project. De discussie over dit juiste niveau en de omschrijving ervan is echter eerder academisch van aard en heeft niet direct een impact op de volgende delen van dit rapport.*

4 Het bepalen van de doelstellingen

4.1 Soorten doelstellingen

Het bepalen van duidelijke, ondubbelzinnige doelstellingen door een overheid en/of door de betrokken belanghebbendengroepen is een cruciale stap bij elk faunabeheervraagstuk. Het vinden van de beste of meest optimale set aan maatregelen en acties is immers onmogelijk indien niet duidelijk is waar deze toe moeten leiden.

Onduidelijke doelstellingen, of doelstellingen die vatbaar zijn voor interpretatie, alsook niet uitgesproken doelen bij het bepalen van de doelstellingen, geven snel aanleiding tot suboptimale beslissingen (Runge *et al.*, 2013).

Goed geformuleerde doelstellingen moeten minstens een richting aangeven waarin men wil dat iets evolueert: maximaliseren, minimaliseren, geen verdere achteruitgang, geen verder toename Optimaal zijn de doelstellingen ook te vertalen in meetbare kenmerken ('attributes'), bijvoorbeeld het aantal soorten in een gebied, het aantal schadegevallen, het aantal klachten, de tevredenheid van bepaalde stakeholders.

Om het werken met doelstellingen hanteerbaar te maken, wordt getracht de doelstellingen op te delen in groepen of soorten doelstellingen;

- **Strategische doelstellingen** bevinden zich veelal op een niveau hoger dan het concrete beslissingsvraagstuk waarvoor beslissingen genomen moeten worden. Ze dragen dan ook vaak weinig bij tot de uiteindelijke keuze tussen de verschillende mogelijke beheermaatregelen of alternatieven (zie Figuur 3.3). Strategische doelstellingen hebben veelal te maken met de rol, taak of missie van een overheid of organisatie die betrokken is bij het nemen van de beslissing.
- **Proces doelstellingen** (process objectives) zijn niet bepalend voor het maken van een keuze tussen mogelijke beheeralternatieven, maar bepalen wel **hoe** het beslissingsproces moet plaatsvinden. *Een voorbeeld van een procesdoelstelling van een overheid is dat de uiteindelijke beslissing gedragen wordt door alle betrokken stakeholders en dat ze daarom verschillende hoorzittingen organiseert als deel van het proces om de doelstellingen te bepalen.*
- **Einddoelstellingen** of finale doelstellingen (fundamental objectives) zijn doelstellingen die aangeven welke situatie nagestreefd wordt door het nemen van een beslissing. Ze omschrijven wat men uiteindelijk wenst te verwezenlijken of welke situatie men wenst te bereiken (nastreeft). Het aftoetsen en vergelijken van de verschillende mogelijke beheeracties en alternatieven gebeurt aan de hand van (meetbare) criteria (kenmerken) die een vertaling zijn van deze doelstellingen.
- **Middelendoelstellingen** (means objectives) geven aan hoe men de einddoelstelling wil bereiken en/of geven stappen aan die verwezenlijkt moeten worden om ze te kunnen bereiken.

Figuur 4.1 : Relatie tussen verschillende soorten doelstellingen geïllustreerd aan de hand van enkele voorbeelden (herwerkt naar Gregory *et al.*, 2012).

Zoals hoger reeds vermeld is het mogelijk dat bij het identificeren van de mogelijke beheeralternatieven nog bijkomende beheerdoelstellingen naar voor komen en er dus teruggekeerd moet worden naar de stap van het bepalen van de doelstellingen.

Voorbeeld 3: doelstellingen in het kader van het beheer van muntjak in Vlaanderen

Naar aanleiding van het opmaken van de code goede praktijk voor muntjak Casaer *et al.*, 2015b stelde het INBO een set van beheerdoelstellingen en hun onderlinge relaties op.

We vertrokken van de strategische beleidsdoelstelling voor invasieve exoten die vastligt in de definitie van het Soortenbesluit (Artikel 1,4°) namelijk 'de negatieve impact van invasieve exoten op de inheemse biodiversiteit of op haar vermogen om in de menselijke behoeften te voorzien' te minimaliseren.

Deze werd voor muntjak geconcretiseerd naar de volgende einddoelstelling: 'het tegengaan van de vestiging van muntjak in de natuur in Vlaanderen'.

Om deze doelstelling te realiseren werden twee middelen-doelstellingen bepaald:

- Het zo snel mogelijk verwijderen van muntjakken als die waargenomen worden in de natuur.
- Het minimaliseren van de kans op nieuwe - al dan niet moedwillige - introducties van muntjak.

Bij het uitwerken van de mogelijke maatregelen kwam naar voor dat het ook belangrijk is dat de te nemen maatregelen het maatschappelijk draagvlak voor het exotenbeleid van de overheid niet ondergraven. Deze doelstelling kan beschouwd worden als een strategische doelstelling van de Vlaamse overheid. Dit bracht met zich mee dat ook middelen-doelstellingen, zoals het minimaliseren van de kosten, het vermijden van onnodig dierenleed en het minimaliseren van negatieve neveneffecten, mee opgenomen werden.

Uiteindelijk leverde dit volgende doelstellingshiërarchie op:

Figuur 4.2: Doelstellingshiërarchie en onderlinge relaties voor de aanpak van muntjak in Vlaanderen, aangepast vertrekkend van Casaer *et al.*, 2015b.

4.2 In kaart brengen van de doelstellingen en doelstellingenhiërarchie

De eerste stap bij het bepalen van de doelstellingen is het opstellen van een inventaris (lijst) van alle doelstellingen die belangrijk zijn voor de betrokken belanghebbenden. Vervolgens wordt een 'doelstellingenhiërarchie' gemaakt. Deze omvat meestal enkel de einddoelstellingen en middelendoelstellingen. De strategische en procesdoelstellingen worden niet steeds mee opgenomen in deze hiërarchie, vermits ze veelal geen directe impact hebben op de keuze van de maatregelen.

Het opbouwen van de doelstellingenhiërarchie gebeurt door het stellen van twee soorten vragen. Het antwoord op de vragen **'waarom wil je iets doen'** en **'waarom is iets belangrijk'** leidt uiteindelijk tot de einddoelstellingen. Het kan eventueel ook leiden tot het formuleren van bijkomende, hoger gelegen strategische doelstellingen (zie voorbeeld 3). De antwoorden op de vraag **'hoe wil je iets wil bereiken'** resulteren in de middelen-doelstellingen en uiteindelijk, op de lagere niveaus, in het identificeren van mogelijke maatregelen. Op deze manier wordt als het ware een soort continuüm opgemaakt van de strategische doelstellingen over de einddoelstellingen en middelen-doelstellingen tot op het niveau van de mogelijke acties (zie Figuur 4.3).

Voorbeeld 4: Doelstellingenhiërarchie bij het bepalen van beheermaatregelen voor de aanpak van reewild in de Plantentuin van Meise.

Figuur 4.3 Deel van de doelstellingen- en maatregelenhiërarchie voor de aanpak van de problematiek van reewild in de Plantentuin van Meise.

Bij de aanpak van de problematiek van de reeën in de Plantentuin is het duidelijk dat een van de einddoelstellingen 'het tegengaan van de negatieve impact van reeën op de plantencollectie van de Plantentuin' is. Het antwoord op de vraag waarom er iets moet gebeuren, is immers het beschermen van de plantencollectie.

Het zo snel mogelijk verwijderen van de aanwezige reeën is eigenlijk een doorvertaling van een niet uitgesproken middelen-doelstellingen namelijk 'het minimaliseren van de aantallen reeën en het zo kort mogelijk maken van de aanwezigheid van reeën in de plantentuin'. Deze doelstelling wordt op zijn beurt vertaald naar 'het verwijderen van de actueel aanwezige reeën' en vervolgens naar een set van mogelijke acties om dit te bereiken.

Voorbeeld 5: Doelstellingshiërarchie in het kader van het project rond de beperking van landbouwschade door houtduiven

Figuur 4.4 Deel van de doelstellingen- en maatregelenhiërarchie voor de aanpak van de problematiek van landbouwschade door houtduiven

Het opstellen van deze doelstellingshiërarchie is een cruciale oefening bij het nemen van beslissingen over het beheer van natuur. Door de waarom-vragen wordt uiteindelijk duidelijk waar het écht om gaat. Een van de manieren om na te gaan of een doelstelling wel degelijk de einddoelstelling is ('waar het om gaat'), is zich de vraag te stellen of men werkelijk tevreden zou zijn 'indien het resultaat van de implementatie van de genomen beslissing is dat een bepaalde doelstellingen verwezenlijkt is, maar tegelijk ...'. Zo zou men zich in het kader van het patrijzenbeheer (zie voorbeeld 6) de vraag kunnen stellen of men tevreden zou zijn 'wanneer het aantal predatoren in een gebied met 30% gereduceerd is en/of de hoeveelheid nestgelegendheid in landbouwgebied verdubbeld is tegen 2020, maar de populatie patrijzen toch verdwenen is en/of er geen jacht meer op is'. Door in dit voorbeeld deze vraag te stellen, wordt duidelijk dat 'wat er toe doet' het verhogen van de populatie patrijzen is en de mogelijkheid tot oogsten. Het reduceren van mortaliteit door predatie en het verwezenlijken van nestgelegendheid zijn in hier middelen-doelstellingen.

Voorbeeld 6: Vereenvoudigd beheermodel voor patrijs

Figuur 4.5 Deel van de doelstellingen- en maatregelenhiërarchie in het kader van de jachtwetgeving betreffende patrijs in Vlaanderen.

Bepaalde doelstellingen kunnen tegelijkertijd eind- en middelendoelstellingen of zelfs beheermaatregelen zijn. Zo kan een verhoogd jaarlijks reeafschot het antwoord op de vraag naar de uiteindelijke gewenste situatie zijn (jaarlijkse oogst), en dus een *einddoelstelling* vormen op zich, én tegelijkertijd een middel zijn om een andere doelstelling te bereiken. Voor reewild kan het verwezenlijken van een verhoogd jaarlijks afschot de maatregel zijn die ervoor moet zorgen dat de populatie afneemt (midden-doelstelling), wat er toe moet leiden dat de natuurlijke regeneratie in het bos zich kan vestigen (einddoelstelling).

Ook kan de ene einddoelstelling bijdragen tot het verwezenlijken van de andere. Het herstel van een gunstige populatietoestand voor patrijs draagt bijvoorbeeld ook bij tot het creëren van de mogelijkheid om de soort te bejagen.

Eens het antwoord op de waarom-vragen duidelijk is, wordt het door het stellen van de hoe-vragen mogelijk om de verschillende manieren/alternatieven om de nagestreefde situatie te bereiken, in kaart te brengen. Dit laatste is nodig om met een open geest alle mogelijke alternatieven om de doelstellingen te bereiken, te kunnen identificeren.

In deze fase is het ook belangrijk te proberen zo goed mogelijk duidelijk te maken wat men juist bedoelt met een doelstelling. Zo is de doelstelling 'maximaliseren van biodiversiteit' nog relatief vaag, maar indien dit vertaald wordt naar het 'maximaliseren van het aantal aanwezige soorten' wordt dit al veel duidelijker. In de ideale situatie kan voor elke doelstelling een 'set' meetbare variabelen afgeleid worden die de doelstelling verduidelijken. De doelstelling 'het bereiken van een goede conditie van een reewildpopulatie' kan bijvoorbeeld vertaald worden naar het leeggewicht van kitsen of het percentage drachtige geiten. De doelstelling 'schade door everzwijnen beperken' kan... opgevolgd worden aan de hand van het aantal schadegevallen, de totale omvang in euro's van de schade in een jaar ...).

Vermits men bij het vergelijken van de maatregelen – ex-ante –, de uitkomst van de verschillende maatregelen gaat aftoetsen aan de einddoelstellingen en de bijhorende set van meetbare variabelen is het belangrijk dat alle betrokkenen dezelfde invulling geven aan een bepaalde doelstelling. Het gebruiken van een richting (minimaliseren, maximaliseren, vergroten, verkleinen, niet verder afnemen) is een daarom een vereiste bij het goed omschrijven van de doelstellingen. De einddoelstellingen en de bijhorende meetbare kenmerken worden ook gehanteerd om na verloop van tijd – ex-post – het beheer mee te evalueren en al dan niet bij te sturen.

Niet alle doelstellingen kunnen in meetbare variabelen uitgedrukt worden. In die gevallen zal een duidelijke omschrijving van de juiste betekenis van de doelstelling nodig zijn en/of geven kwalitatieve indicatoren de mogelijkheid om de gewenste eindsituatie te omschrijven.

Uit het voorbeeld van het beheermodel voor patrijs (voorbeeld 6) wordt duidelijk dat de doelstellingen- en maatregelenhiërarchie een weerspiegeling is van hoe de beslissingsnemer of betrokken partijen denken dat het 'systeem' functioneert (*mental model*). De verschillende relaties in de doelstellingshiërarchie geven eigenlijk hypothesen over het functioneren van het systeem weer. Deze hypothesen kunnen verschillen tussen de verschillende betrokken beslissingsnemers of belanghebbendengroepen. In deze fase van het proces is het belangrijk om al deze hypothesen – hoe onwaarschijnlijk of tegengesteld ze ook kunnen lijken – mee op te nemen en een plaats te geven in het schema. Ze zijn immers nodig om creatief te kunnen zoeken naar mogelijke oplossingen/strategieën waartussen een keuze gemaakt kan worden. In een latere fase zullen ze ook bijdragen aan het identificeren van onzekerheden of kennislacunes.

Zoals aangehaald in 3.4 kunnen conflicten over doelstellingen of conflicterende doelstellingen een probleem zijn voor het toepassen van SDM. Dit is echter enkel het geval indien het daadwerkelijk gaat over een verschil over de richting waarin een bepaald effect of impact (zie 5) moet evolueren, *bijvoorbeeld* wanneer sommigen vinden dat de mogelijkheden voor een bepaalde activiteit moeten toenemen en anderen vinden dat deze juist moeten afnemen. Een ander soort tegenstellingen zijn ogenschijnlijke tegenstellingen *tussen* doelstellingen. Typische voorbeelden daarvan zijn het tegelijkertijd nastreven van het herstel van een soort én van de bejaging ervan of van het herstel van soorten en het beperken van schade door dezelfde soort. Zo zijn bijvoorbeeld patrijs en haas zowel bejaagbare soorten als soorten die deel uitmaken van het UK Biodiversity Action plan (UK BAP - Species (<http://jncc.defra.gov.uk/page-5717>), een plan dat bepaalt voor welke soorten in the UK prioritair herstelacties moeten ondernomen worden en welke. Een ander voorbeeld is het beheer van bevers in Noorwegen dat tegelijkertijd het herstel van de biodiversiteit, het voorzien van een oogstbaar surplus én het aanvaardbaar houden van schade tot doel heeft (Parker en Rossel, 2003). Ogenschijnlijke tegenstellingen zijn veelal het gevolg van de ideeën van elk van de betrokkenen over de mogelijke gevolgen (consequenties) van het nastreven van de ene doelstelling op een andere doelstellingen, omwille van de maatregelen waarvan men veronderstelt dat ze nodig zijn om de doelstellingen te verwezenlijken. Ogenschijnlijke tegenstellingen *tussen* doelstellingen in de 'doelstellingen-stap' van het proces hoeven op zich geen probleem te vormen voor het toepassen van SDM. SDM dient immers juist om op een transparante manier op zoek te gaan naar een beheerstrategie die het best invullingen geeft aan dergelijke multifunctionele beheerdoelstellingen, ook als die ogenschijnlijk tegengesteld lijken. Het vooraf verwerpen van bepaalde doelstellingen (pre-emptively rejecting) omwille van het vermoeden dat ze niet te combineren zijn met andere doelstellingen, nog voor het in kaart brengen van mogelijke acties, is een gevaarlijke valkuil voor het SDM-proces en vormt een reëel risico in multi-stakeholder beslissingsvraagstukken rond faunabeheer (Conroy en Peterson, 2013).

Een manier om dergelijke discussies in deze fase op te lossen is de betrokkenen de vraag te stellen 'of ze er een probleem mee zouden hebben wanneer men de eigen de doelstelling zou kunnen verwezenlijken en tegelijk ook de andere betrokken partij zijn doelstelling kan verwezenlijken'. In bovenstaand voorbeeld van de haas in het UK Biodiversity Action plan zou de vraag kunnen zijn 'of er een probleem is wanneer het resultaat van de beheerstrategie is dat én de haas zich als soort herstelt én de jagers hun jaarlijkse oogst maximaliseren'.

Samenvatting 3: Doelstellingen, soorten doelstellingen en doelstellingenhiërarchie

- *Het bepalen van duidelijke, ondubbelzinnige doelstellingen is een cruciale stap bij elk faunabeheervraagstuk. Het vinden van de beste of meest optimale set aan maatregelen en acties is immers onmogelijk indien niet duidelijk is waar deze toe moeten leiden. De afwezigheid ervan leidt tot suboptimale beheerkeuzes.*
- *Goed geformuleerde doelstellingen horen de richting aan te geven waarin men wil dat iets evolueert (maximaliseren, minimaliseren, geen verdere achteruitgang, geen verder toename ...). Optimaal zijn de doelstellingen te vertalen in meetbare kenmerken (attributes).*
- *Eens de lijst van doelstellingen opgesteld is, wordt hierin een hiërarchie opgemaakt door het stellen van twee vragen:*
 - *Waarom wil je iets verwezenlijken? => De antwoorden hierop vormen de einddoelstellingen*
 - *Hoe wil je iets bereiken? => De antwoorden hierop vormen de middelen-doelstellingen*
- *Bepaalde doelstellingen kunnen tegelijkertijd eind- en middelendoelstellingen zijn.*
- *Het vooraf verwerpen van bepaalde doelstellingen (pre-emptively rejecting) omwille van het vermoeden dat ze niet te combineren zijn met andere doelstellingen, nog voor het in kaart brengen van mogelijke acties, is een gevaarlijke valkuil voor het SDM-proces en vormt een reëel risico in multi-stakeholder beslissingsvraagstukken rond faunabeheer.*

5 Het concept van impactbeheer als basis voor het bepalen van de doelstellingen

5.1 Impactbeheer ?

We herhalen hier de generieke omschrijving van faunabeheer van Riley *et al.* (2002) (zie ook hoofdstuk 2):

'.. the guidance of decision-making processes and the implementation of practices to purposefully influence the interactions among and between people, wildlife and their habitats to achieve impacts valued by stakeholders'.

Deze omschrijving maakt duidelijk dat faunabeheer gaat over het sturen van *impacts*. De impacts omschrijven de auteurs *als die effecten (gevolgen) van de interacties tussen elementen van de beheerdriehoek waaraan belanghebbenden waarde hechten* (Figuur 2.1).

Omwille van de centrale plaats die de impacts innemen in dit concept van faunabeheer (of natuurbeheer in het algemeen) krijgt deze benadering de naam 'impact management' of impactbeheer.

In Decker *et al.* (2013) vinden we volgende definities terug van effecten en impacts binnen faunabeheer:

- *Effecten*: de resultaten (gevolgen) van gebeurtenissen of interacties met (tussen) diersoorten, biotopen en mensen zoals die door de verschillende actoren binnen het beheersysteem gepercipieerd worden.
- *Impacts*: de meest significante effecten, die belangrijk genoeg zijn voor de belanghebbenden om de reden te zijn voor beheer.

De mogelijke effecten kunnen op verschillende manieren ingedeeld worden over meerdere categorieën.

Tabel 5.1: Opdeling van de mogelijke effecten als gevolg van de aanwezigheid van een diersoort in een bepaald gebied en van de interacties tussen diersoort, biotoop en mensen. De interacties kunnen binnen of tussen de drie elementen/groepen plaatsvinden (opgemaakt vertrekkend van Decker *et al.*, 2002, Siemer en Decker, 2006, Siemer *et al.*, 2007).

Interactie / effect	Omschrijving
Ecologische effecten	Effecten op diersoorten, hun leefgebieden en ecologische systemen ten gevolge van de onderlinge interacties of interacties tussen de drie elementen. <i>bv. het duurzaam voortbestaan van een bepaalde diersoort, positieve (of negatieve) impact van een soort op het functioneren van een ecosysteem</i>
Economische effecten	Monetaire effecten door interacties tussen of binnen elementen uit de beheerdriehoek <i>bv. schade door een bepaalde diersoort aan landbouwgewassen of eigendommen, inkomsten gegenereerd door jacht of door ecotoerisme</i>
Gezondheid/veiligheidseffecten	Effecten op de menselijke gezondheid of veiligheid die voortvloeien uit de aanwezigheid van een diersoort. <i>bv. lymeziekte door teken, positieve impact op gezondheid door natuurrecreatie (stressreductie)</i>
Psychologische effecten	Verbetering of verslechtering van het psychologisch welbevinden van individuen, belanghebbenden of de maatschappij in zijn geheel. <i>bv. perceptie van angst voor everzwijnen, persoonlijk welbevinden door mogelijkheid diersoorten te kunnen zien of bejagen</i>
Sociale effecten	Sociale effecten die voortvloeien uit interacties tussen mensen/stakeholdergroepen waarbij de aanwezigheid van de diersoort aan de basis ervan ligt. <i>bv. interacties tussen jagers en anti-jagers of tussen natuur- en landbouworganisaties</i> <i>bv. Gevoel van verbondenheid, groepsgevoel bij de verschillende deelnemers en organisatoren van jachtactiviteiten (jagers, drijvers, terreineigenaars)</i>
Culturele effecten	Effecten door interacties tussen de aanwezige diersoort en mensen en/of tussen mensen onderling en die een impact hebben op ideeën of tradities eigen aan een bepaalde groep. <i>bv. ontwikkeling of bestaan van lokale jachttradities en –cultuur, rol van een diersoort in lokale culturele gewoontes</i>
Beheertechnische effecten	Effecten gekoppeld aan het beheer van de aanwezige diersoorten. <i>bv. Versnipperend effect van rasters die geplaatst worden ter preventie van landbouwschade of van verkeersongelukken, tijdelijk afsluiten van gebieden voor het uitvoeren van afschot van everzwijnen, risico op verstoring van zeldzame soorten door jachtactiviteiten.</i>

Dit overzicht geeft aan dat het niet alleen gaat over directe gevolgen van de aanwezigheid van dieren, bijvoorbeeld het risico op schade, maar ook over secundaire effecten die het gevolg zijn van keuzes voor een bepaald beheer. Actief ingrijpen door het doden van dieren kan bijvoorbeeld maatschappelijke weerstand oproepen of voor verstoring in rustgebieden zorgen. Omgekeerd kan nulbeheer dan weer resulteren in hogere kosten voor maatregelen in de toekomst.

Als *belanghebbenden* omschrijven Decker *et al.* (1996) in Carpenter *et al.*, 2000 'die individuen en groepen die getroffen (betrokken) kunnen worden of die een invloed kunnen hebben op beslissingen over of door faunabeheer of faunabeheerprogramma's'.

Ze omvatten hiermee iedereen die gevolgen (positieve of negatieve) ervaart van het faunabeheer (of het ontbreken ervan). Het gaat zowel om de professionelen als de niet-professionelen die betrokken zijn bij de planning en uitvoering van faunabeheer(programma's).

Deze brede omschrijving van belanghebbenden of stakeholders wilt niet per definitie zeggen dat al deze mensen betrokken moeten worden bij het nemen van de beslissing. Een belangrijk element van de eerste stap van SDM (omschrijven van het probleem of beslissingsvraagstuk) is immers bedoeld om af te lijnen wie de beslissingsnemer is (een enkele instantie of een geheel aan mensen). Het kan wel heel belangrijk zijn voor deze beslissingsnemer(s) om zich bewust te zijn van alle verschillende belanghebbenden. Bij het nemen van een beslissing kan je daarom de volgende twee vragen te stellen:

- Welke effecten/impact (zie bovenstaande definitie) zijn belangrijk voor welke belanghebbenden(groep)?
- Welke belanghebbenden moeten we betrekken bij het nemen van de beslissing en hoe gebeurt dit?

5.2 Identificeren van impacts

Om na te gaan welke effecten belangrijk zijn voor de verschillende belanghebbendengroepen, kunnen heel wat methoden gebruikt worden, gaande van een literatuurstudie tot workshops of andere vormen van bevraging van de belanghebbenden.

Decker *et al.* (2014) geven aan dat de vraag naar 'wat het doel van het beheer is?' of 'in welke mate een vroeger bepaalde doelstelling voor het beheer nog geldig is?', het risico met zich meebrengt dat men zich automatisch beperkt in een bepaalde 'richting' of vervalt in een discussie over de exacte formulering van de doelstelling.

Zij stellen daarom voor de impacts te identificeren door te peilen naar 'welke situatie nagestreefd zou moeten worden' en/of 'hoe de gewenste toekomstige situatie er zou moeten uitzien'. Het werken met het omschrijven van de gewenste toekomstige toestand focust ook de aandacht op het 'waarom' van de faunabeheeracties eerder dan het 'hoe' (Decker *et al.*, 2014).

Een van de instrumenten die het identificeren van de impacts en ook het vinden van de doelstellingen kan ondersteunen, is het gebruik van een conceptueel beheermodel (Figuur 5.1). Dit laat ook toe om op een logische, visuele manier de secundaire effecten die het gevolg zijn van mogelijke acties, te identificeren. Ook om de relaties tussen de verschillende doelstellingen en maatregelen in kaart te brengen, is een conceptueel beheermodel een geschikt instrument. Het beheermodel in combinatie met de doelstellingen- en maatregelenhiërarchie geeft schematisch weer hoe de verschillende stakeholders menen dat de interacties tussen de elementen in het beheersysteem (mensen, dieren, biotopen) functioneren. Zoals hoger al aangegeven kunnen aan de hand hiervan onzekerheden, kennislacunes en/of verschillen in mening duidelijk worden.

Figuur 5.1 Vereenvoudigde voorstelling van een generiek conceptueel beheermodel (naar Decker *et al.*, 2014).

In het kader van het Proefproject everzwijn in Limburg (Casaer *et al.*, 2013b) (zie voorbeeld 7), bleek dat de opdeling van de impacts in de verschillende categorieën in de praktijk niet zo eenvoudig was. Een bepaalde doelstelling kon soms onder meerdere categorieën geplaatst worden. Voor het verder verloop van het beslissingsproces is het echter belangrijker over een volledige inventarisatie van alle mogelijke effecten te beschikken, dan te bepalen onder welke categorie ze vallen. De resultaten van het in kaart brengen van de impacts in het Proefproject everzwijn bevestigden dat een groot deel van de effecten waaraan belanghebbenden waarde hechten, gelinkt zijn aan de directe gevolgen van de aanwezigheid van de soort op andere activiteiten (bv. angst voor confrontaties met everzwijn bij wandelen in de natuur), met het vermogen van de natuur om bepaalde ecosysteemdiensten te leveren (bv. impact van de aanwezigheid van everzwijn op de jacht op kleinwildsoorten) of met de (maatschappelijke) effecten van het doorvoeren van bepaalde beheermaatregelen (bv. de vrees voor beperking van de eigen beslissingsvrijheid bij het wildbeheer door het uitvoeren van beheeractiviteiten door de overheid op private eigendommen (zie voorbeeld 7).

Voorbeeld 7: geïnventariseerde impacts in het kader van het Proefproject Everzwijn in Limburg

Een van de opdrachten van het INBO in het Proefproject everzwijn was om criteria en indicatoren voor het everzwijnbeheer in kaart te brengen. Aan de hand van drie workshops met belanghebbendengroepen* werd een lijst gemaakt van impacts ten gevolge van de aanwezigheid van everzwijn en van het beheer ervan, die belangrijk geacht werden. Het INBO deelde deze lijst (Casaer *et al.*, 2013b) vervolgens op in de verschillende categorieën zoals vermeld in

Tabel 5.1.

Ecologische effecten/impacts:

- negatieve impact op het bereiken van natuurbehoudsdoelen
- negatieve impact op biodiversiteit (inheemse flora en fauna) in het algemeen en meer specifiek op:
 - o Rode-Lijstsoorten
 - o IHD soorten
- mogelijke negatieve impact op opmaak van ontsnipperingsplannen
- leefbare populatie everzwijnen
- gezonde everzwijnen
- positieve impact op ecologische processen, biodiversiteit

Economische effecten/impacts:

- schade aan landbouw (gewassen en landbouwdieren)
- extra kosten voor biodiversiteitsmaatregelen
- schade aan tuinen
- schade aan parken
- materiële schade aan voertuigen
- overdracht van ziekten op landbouwdieren
- kosten van screening op ziekten overdraagbaar op mensen of (landbouw)dieren
- mogelijk negatieve impact op opmaak van ontsnipperingsplannen
- kosten voor het nemen van preventieve maatregelen (bv. afrasteren) in functie van
 - o verkeersveiligheid
 - o landbouw
 - o bescherming van eigendommen
 - o ziekterisico's

Gezondheid/veiligheidseffecten/impacts:

- risico's voor jagers en jachthonden tijdens de bejaging van andere soorten
- lichamelijke schade door verkeersongelukken
- overdracht van ziekten op de mens
- confrontaties tussen mens/huisdieren en everzwijnen

Psychologische effecten/impacts:

- gevoel van onveiligheid bij
 - o omwonenden
 - o (natuur)recreanten
 - o grondgebruikers (landbouwers)
- angst voor confrontaties met everzwijnen

Sociale effecten/impacts:

- acceptatie van het everzwijn in de regio (geografische afbakening van beheerplan)
- conflicten/overeenstemming over de keuze van beleidsdoelstellingen en de manier waarop deze tot stand komen
- conflicten over de keuze van bepaalde beheertechnische maatregelen/middelen
- conflict door het onverzoenbaar zijn van de uitvoering maatregelen van het everzwijnenbeheer met andere vormen van medegebruik van het buitengebied (kan tijdelijk of geografisch beperkt zijn)
- conflicten over negatieve impact van andere gebruiksvormen van het buitengebied op de uitvoering van het everzwijnenbeheer en het behalen van de beheerdoelstellingen ervan
- mogelijke impact op eigendomsrecht of beslissingsrecht in eigen gebieden
- goede communicatie tussen actoren als basis voor snelle en efficiënte beslissingen over beheeringrepen
- gedeelde kennisbasis tussen alle actoren

Culturele effecten/impacts

- mogelijkheden tot bejaging van andere soorten gaat achteruit door negatieve impact op bejaagbare soorten
- mogelijkheid tot het (recreatief) bejagen van everzwijn
- mogelijke impact op eigendomsrecht of beslissingsrecht in eigen gebieden

Beheertechnische effecten/impacts:

- onenigheid over uitvoering van bepaalde beheermaatregelen
- uitvoering van biodiversiteitsmaatregelen worden bemoeilijkt door aanwezigheid van everzwijnen
- negatieve impact van een beheermaatregel op het behalen van natuurbehoudsdoelstellingen (bv. IHD)
- negatieve impact van beheermaatregelen op andere vormen van medegebruik van het buitengebied
- tijdverlies door complexe administratieve regels
 - o schadeafhandeling
 - o In functie van het nemen van beheermaatregelen
- mogelijke impact op eigendomsrecht (uniforme doorvoering / afdwingbaarheid van maatregelen)
- negatieve impact op landbouwgewassen
- negatieve impact op andere biodiversiteit (bv. verstoring)
- impact op dierenwelzijn

* Agentschap voor Natuur en Bos, Bijzondere Veldwachters, Boerenbond, Hubertus Vereniging Vlaanderen, Limburgs Landschap, Natuurpunt, politie en gemeenten, Regionaal Landschap Lage Kempen en Regionaal Landschap Kempen en Maasland, Vogelbescherming en de Wildbeheereenheden)

Wanneer we de lijst van impacts uit het Proefproject everzwijn (voorbeeld 7) vergelijken met de generieke hiërarchie voor einddoelstellingen in het kader van faunabeheer zoals voorgesteld door Runge *et al.* (2013) – zie hieronder -, vallen de gelijkenissen en links direct op.

1. Maximaliseren van ecologische baten
 - a. maximaliseren van het voortbestaan van inheemse soorten (of gemeenschappen)
 - i. maximaliseren van de populatiegrootte
 - ii. maximaliseren van de geografische distributie
 - iii. maximaliseren van de individuele conditie
 - iv. behoud van genetische en soortendiversiteit
 - b. minimaliseren van uitheemse en invasieve soorten (of gemeenschappen)
 - c. behoud functioneren van het ecosysteem
2. Minimaliseren van de kosten
 - a. minimaliseren van vaste kosten
 - b. minimaliseren van lopende (variabele) kosten
3. Maximaliseren van publieke en private voordelen (gebruiksvoordelen)
 - a. maximaliseren van mogelijkheden voor niet-consumptieve recreatie
 - b. maximaliseren van mogelijkheden voor consumptieve recreatie
 - c. maximaliseren van algemene publieke diensten die het ecosysteem aanlevert
 - d. maximaliseren van publieke veiligheid en gezondheid
 - e. maximaliseren van private economische voordelen
4. Faciliteren/maximaliseren van culturele waarden en tradities (niet gebruiksvoordelen)
 - a. maximaliseren van esthetische en spirituele waarden
 - b. minimaliseren van het doden van dieren
 - c. humane omgang met dieren

Samenvatting 4: impactbeheer en beheermodellen

- *Onder impacts verstaan we alle positieve en negatieve, directe en indirecte effecten die het gevolg zijn van de aanwezigheid van een bepaalde soort en het beheer ervan, en die de verschillende betrokken groepen belangrijk vinden.*
- *Het in kaart brengen van al deze impacts vormt een eerste belangrijke houvast voor het identificeren van alle doelstellingen die relevant zijn in het kader van een bepaald beslissingsvraagstuk.*
- *Naast ecologische en economische effecten/impacts kan men ook psychologische, gezondheid- en veiligheidseffecten, sociale en culturele effecten en beheertechnische effecten onderscheiden*
- *Het gebruik van conceptuele beheermodellen in combinatie met de doelstellingshiërarchie laat toe de verschillende directe en indirecte impacts in kaart te brengen.*
- *Impactbeheer en doelstellingshiërarchie vormen twee belangrijke elkaar aanvullende benaderingen ter ondersteuning van het SDM-proces voor het nemen van ‘slimme’ beslissingen op een transparante manier.*

6 Beheerdoelstellingen voor wildsoorten in Vlaanderen

6.1 Algemeen

Om de in dit rapport voorgestelde logica omtrent SDM en impactbeheer toe te passen op het beheer van wildsoorten in Vlaanderen, stellen zich enkele vragen:

- *Wat is de beslissingscontext (waar moet over beslist worden? eenmalig of niet? op welke schaal? Waarom?)*
- *Wie is gemandateerd voor het nemen van de beslissing en voor het uitvoeren ervan?*
- *Wie zijn de betrokken belanghebbenden?*
- *Waar moet het toe leiden?*
- *Welke relevante impacts kunnen geïdentificeerd worden?*

Zoals hoger aangehaald situeert dit project zich niet in een concrete beslissingscontext. Er moet dus geen keuze gemaakt worden over welke maatregelen of acties toegepast zullen worden op het terrein. De opzet is om generieke doelstellingen af te lijnen voor het wildbeheer in Vlaanderen en er eventueel ook een doorvertaling van uit te werken op soortspecifiek niveau. De uitkomst hiervan kan later als kapstok gehanteerd worden in dossiers waar zich wel een concreet beslissingsvraagstuk voordoet. Deze beslissingsvraagstukken kunnen zowel over concrete beheervraagstukken op het terrein gaan als over beleidsvraagstukken over wildsoorten, zoals het bepalen van de openingstijden of veranderingen in het Jachtvoorwaardenbesluit.

De in het kader van deze oefening van de Minaraad te bepalen doelstellingen bevinden zich dus op het niveau van de einddoelstellingen en/of strategische doelstellingen.

Om deze doelstellingen af te lijnen hanteren we wel SDM, impactbeheer en de erbij horende methodologische aanpak. Het kader waarbinnen dit moet gebeuren, wordt gevormd door de overkoepelende Vlaamse, Europese en internationale regelgeving en beleidskaders.

6.2 Overeenkomsten, wettelijke kaders en doelstellingen

Voor het beheer van wildsoorten in Vlaanderen is de meest richtinggevende algemene doelstelling vervat in het artikel 2 van het Jachtdecreet: 'Dit decreet beoogt het verstandig gebruik van wildsoorten en hun leefgebieden'.

Ook artikel 12 over de wildbeheereenheden geeft een aantal overkoepelende strategische doelstellingen:

- *De Vlaamse Regering kan grotere beheereenheden, die ontstaan als gevolg van de vrijwillige samenvoeging van afzonderlijke jachtterreinen, erkennen als wildbeheereenheden en de werking ervan subsidiëren.*
- *De Vlaamse Regering kan de voorwaarden bepalen met betrekking tot deze erkenning en subsidiëring. Deze voorwaarden zijn gericht op een beter wildbeheer, op het natuurbehoud en op een verbeterd toezicht, en hebben onder meer betrekking op het door de wildbeheereenheid op te maken wildbeheerplan.*
- *De Vlaamse Regering kan in functie van een gerichter wildbeheer, de instandhouding van leefgebieden en het verbeterd toezicht, de jacht op alle of bepaalde wildsoorten, het gebruik van bepaalde jachttechnieken of -tuigen, en bepaalde maatregelen beperken tot jachtterreinen van leden van een erkende wildbeheereenheid, zoals bedoeld in artikel 12.*

Wat moet verstaan worden onder het 'verstandig gebruik (wise use) van wildsoorten en hun leefgebieden'?

Algemene omschrijvingen en internationale akkoorden hebben het veeleer over 'duurzaam gebruik' (Verdrag inzake Biologische Biodiversiteit (CBD <http://www.biodiv.be/convention>) en resolutie 2.29 van de IUCN (World Conservation Congress Amman 2000, <https://portals.iucn.org/>).

Vertekkend van de definitie van duurzaam gebruik van biodiversiteit uit het biodiversiteitsverdrag kan voor het gebruik en beheer van wildsoorten (en hun leefgebieden) volgende definitie afgeleid worden: *Het duurzaam gebruik en beheer van wildsoorten is een gebruik en beheer op een wijze en manier die geen aanleiding geeft tot een achteruitgang op lange termijn van deze soorten en hun leefgebieden, en aldus het vermogen ervan in stand houdt om te voorzien in de behoeften en te beantwoorden aan de verwachtingen van de huidige en de toekomstige generaties.* Dit houdt in dat het huidige wildbeheer er op gericht moet zijn om ervoor te zorgen dat de soorten en hun leefgebieden ook aan de verwachtingen van de toekomstige generaties zullen kunnen voldoen (ook als deze

anders zouden zijn dan deze van de huidige generaties), zonder afbreuk te doen aan de verwachtingen en behoeften van de huidige generaties. Deze behoeften en verwachtingen kunnen vertaald worden als die impacts die er toe doen voor de betrokken belanghebbenden.

‘Het vermogen te voorzien in de huidige en toekomstige behoeften en verwachtingen’ vertaalt zich naar ‘het vermogen ... om producten en diensten aan te leveren die, zowel direct als indirect, aan de menselijke noden voldoen’ (De Groot *et al.*, 2002).

In het kader van de ‘**Addis Ababa Principles and Guidelines for the Sustainable Use of Biodiversity**’, ontwikkeld onder de CBD (<https://www.cbd.int/sustainable/addis.shtml>), werden 14 principes uitgewerkt die de duurzaamheid van het gebruik van biodiversiteit moeten verbeteren:

1. Supportive policies, laws, and institutions are in place at all levels of governance and there are effective linkages between these levels.
2. Recognizing the need for a governing framework consistent with international(1) national laws, local users of biodiversity components should be sufficiently empowered and supported by rights to be responsible and accountable for use of the resources concerned.
3. International, national policies, laws and regulations that distort markets which contribute to habitat degradation or otherwise generate perverse incentives that undermine conservation and sustainable use of biodiversity, should be identified and removed or mitigated.
4. Adaptive management should be practiced, based on:
 - a. Science and traditional and local knowledge;
 - b. Iterative, timely and transparent feedback derived from monitoring the use, environmental, socio-economic impacts, and the status of the resource being used; and
 - c. Adjusting management based on timely feedback from the monitoring procedures.
5. Sustainable use management goals and practices should avoid or minimize adverse impacts on ecosystem services, structure and functions as well as other components of ecosystems.
6. Interdisciplinary research into all aspects of the use and conservation of biological diversity should be promoted and supported.
7. The spatial and temporal scale of management should be compatible with the ecological and socio-economic scales of the use and its impact.
8. There should be arrangements for international cooperation where multinational decision-making and coordination are needed.
9. An interdisciplinary, participatory approach should be applied at the appropriate levels of management and governance related to the use.
10. International, national policies should take into account:
 - a. Current and potential values derived from the use of biological diversity;
 - b. Intrinsic and other non-economic values of biological diversity and
 - c. Market forces affecting the values and use.
11. Users of biodiversity components should seek to minimize waste and adverse environmental impact and optimize benefits from uses.
12. The needs of indigenous and local communities who live with and are affected by the use and conservation of biological diversity, along with their contributions to its conservation and sustainable use, should be reflected in the equitable distribution of the benefits from the use of those resources.
13. The costs of management and conservation of biological diversity should be internalized within the area of management and reflected in the distribution of the benefits from the use.
14. Education and public awareness programmes on conservation and sustainable use should be implemented and more effective methods of communications should be developed between and among stakeholders and managers.

Onder de **Bern Conventie** werd in 2007 ook een **Europees Charter voor Jacht en Biodiversiteit** uitgewerkt. Dit charter moet beschouwd worden als een set van niet-bindende richtlijnen. De door het charter gepromote principes en richtlijnen hebben tot doel ervoor te zorgen dat jacht en jachtoerisme in Europa op een duurzame manier uitgeoefend worden, dat negatieve impact op biodiversiteit vermeden wordt en dat jacht en jachtoerisme een positieve bijdrage leveren aan het behoud van soorten en hun habitats, en aan de invulling van de noden van de maatschappij (<http://www.coe.int/en/web/bern-convention/hunting>).

De volgende principes en richtlijnen werden opgenomen in het charter (de volledige tekst met uitleg per principe is weergegeven in bijlage I):

1. Favour multi-level governance that maximises benefit for biodiversity conservation and society (*Bevorder multi-level governance dat de voordelen voor het behoud van biodiversiteit en voor de maatschappij maximaliseert*)
2. Ensure that regulations are understandable and respected (*Verzekert dat de regelgeving verstaanbaar is en gerespecteerd wordt*)
3. Ensure that harvest is ecologically sustainable (*Verzekert dat de oogst ecologisch duurzaam is*)
4. Maintain wild populations of indigenous species with adaptive gene pools (*Behoud wilde populaties van inheemse soorten met een voldoende grote adaptieve genenpool*).
5. Maintain environments that support healthy and robust populations of harvestable species (*Behoud leefgebieden die gezonde en robuuste populaties van oogstbare soorten ondersteunen*)
6. Encourage use to provide economic incentives for conservation (*Moedigt het gebruik (van wildsoorten) aan als middel om economische incentives voor natuurbehoud te genereren*)
7. Ensure that harvest is properly utilised and wastage avoided (*Verzekert dat geoogste (gedode) dieren genuttigd worden en verspilling vermeden*)
8. Empower local stakeholders and hold them accountable (*Responsabiliseer lokale stakeholders en spreek hen aan op hun verantwoordelijkheid*)
9. Competence and responsibility are desirable among users of wild resources (*Competentie en verantwoordelijkheid zijn wenselijk onder de gebruikers van natuurlijke hulpbronnen*)
10. Minimise avoidable suffering by animals (*Minimaliseer vermijdbaar dierenleed*)
11. Encourage cooperation between all stakeholders in management of harvested species, associated species and their habitats (*Moedigt samenwerking tussen alle stakeholders bij het beheer van oogstbare soorten, hieraan gelinkte soorten, en hun habitats aan*)
12. Encourage acceptance by society of sustainable, consumptive use as a conservation tool (*Moedigt de acceptatie van duurzaam, consumptief gebruik als een natuurbehoudsinstrument binnen de maatschappij aan*).

Tussen 2005 en 2006 ten slotte ontwikkelde het INBO in opdracht van de toenmalige Afdeling Bos en Groen principes, criteria en indicatoren (PCI) voor een duurzaam wildbeheer Casaer en Baert, 2007. Het project was gebaseerd op een participatieve benadering aan de hand van een aantal voorbereidende documenten en workshops met de betrokken belanghebbenden en vertrok deels van een gelijkaardige oefening in Oostenrijk. Deze laatste was in eerste instantie gericht op het ontwikkelen van PCI's in het kader van vorm van zelfevaluatie door de jachtsector zelf (Forstner *et al.*, 2002, Reimoser *et al.*, 2003).

De studie van het INBO resulteerde in de volgende zes basisprincipes voor een duurzaam wildbeheer in Vlaanderen:

1. Bij het uitoefenen van het jachtrecht, het beheer en het gebruik van wildsoorten en hun habitats, moeten alle wetten die in het Vlaamse Gewest van toepassing zijn, gerespecteerd worden.
2. Het beheer moet planmatig en controleerbaar zijn.
3. Het beheer en gebruik van vrij levende wildsoorten en hun habitats, mag noch het voortbestaan van de bejaagde soorten in hun natuurlijk areaal, noch hun potenties om te voorzien in de behoeften van huidige en toekomstige menselijke generaties, in gevaar brengen.
4. Het gebruik en beheer van vrij levende wildsoorten en hun habitats, mag noch het voortbestaan van het ecosysteem, waarvan de soorten deel uitmaken, noch het vermogen ervan om te voorzien in de behoeften en te beantwoorden aan de verwachtingen van de huidige en de toekomstige generaties, in gevaar brengen.
5. Bij het beheer en gebruik van wildsoorten en hun habitats wordt rekening gehouden met de belangen van andere gebruikers van de open ruimte.
6. Het wildbeheer streeft ernaar een positieve bijdrage te leveren aan het behoud van de biodiversiteit.

Deze basisprincipes liggen in lijn met een aantal van de hoger vermelde principes.

6.3 Doelstellingenhiërarchie voor het wildbeheer in Vlaanderen

De ideeën en bepaling uit al deze internationale, Europese en Vlaamse documenten kunnen worden gematcht met de concepten van SDM (3.1) en impactbeheer (5.1).

De ‘producten en diensten’ zoals gehanteerd in het ecosysteemdienstenconcept en ‘het vermogen van de natuur om te voldoen aan de noden en behoeften van de huidige en toekomstige generaties’, kunnen gelijkgesteld worden aan de *positieve* effecten/impacts in het impact beheer. Het zijn deze impacts waarvoor gestreefd wordt naar het ‘maximaliseren’. Tegelijk wordt ernaar gestreefd om door een degelijk wildbeheer de *negatieve* impacts van de wildsoorten op het aanleveren van diensten en goederen door natuurlijke en semi-natuurlijke ecosystemen, te minimaliseren. Tot slot is het ook een streven om de negatieve secundaire effecten/impacts van het uitvoeren van het wildbeheer zo klein mogelijk te houden (zie beheermodel Figuur 5.1).

Op basis van de algemene indeling voorgesteld door Runge, de ervaringen van het INBO en de doorgenomen documenten en verdragen, stellen we volgende algemene doelstellingenhiërarchie voor als vertrekpunt voor het beheer van alle inheemse wildsoorten. Om het geheel overzichtelijk te houden, maken we een onderscheid tussen de einddoelstellingen – middeldoelstellingen hiërarchie enerzijds en de proces- en strategische doelstellingen anderzijds.

Welke doelstellingen voor een specifieke soort in een specifieke situatie van toepassing zijn en hoe zwaar elk van de doelstellingen moet doorwegen bij het maken van keuzes tussen mogelijke beheerstrategieën/maatregelen, is afhankelijk van het concrete beslissingsvraagstuk, de erbij horende geografische schaal en de tijdsdimensie.

OPMERKING 1: De figuren 6.1 en 6.2 zijn bedoeld als een ontwerp voor een algemeen kader dat later verfijnd kan worden per beslissingsvraagstuk. Zeker op het onderste niveau van de middelen-doelstellingen kunnen nog bijkomende middelen-doelstellingen geïdentificeerd worden.

OPMERKING 2: Het ‘gewicht’ dat aan de verschillende doelstellingen toegekend wordt – of met andere woorden hoe belangrijk een bepaalde doelstelling is – kan sterk variëren en kan zelfs nul zijn. Het belang van een bepaalde doelstelling kan zowel afhangen van de soort waarvoor het schema opgemaakt wordt, als van de specifieke lokale context of de combinatie van beide.

Figuur 6.1 : Ontwerp doelstellingenhiërarchie met algemene einddoelstellingen en middelendoelstellingen voor het wildbeheer (faunabeheer) in Vlaanderen

Figuur 6.2: Eerste aanzet voor procesdoelstellingen en strategische doelstellingen voor het faunabeheer (wildbeheer) in Vlaanderen.

Referenties

- ADRIAENS, T., VANDEGEHUCHTE, M. & CASAER, J. 2015. *Basisdocument voor het opmaken van een code van goede praktijk (best practice) voor invasieve exoten*, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.
- BLOMQUIST, S. M., JOHNSON, T. D., SMITH, D. R., CALL, G. P., MILLER, B. N., THURMAN, W. M., MCFADDEN, J. E., PARKIN, M. J. & BOOMER, G. S. 2010. Structured Decision-Making and Rapid Prototyping to Plan a Management Response to an Invasive Species. *Journal of Fish and Wildlife Management*, 1, 19-32.
- CARPENTER, L. H., DECKER, D. J. & LIPSCOMB, J. F. 2000. Stakeholder acceptance capacity in wildlife management. *Human Dimensions of Wildlife*, 5, 5-19.
- CASAER, J., ADRIAENS, T., DEVOS, K., HUYSENTRUYT, F., SCHEPPERS, T. & VAN DEN BERGE, K. 2013a. Kennisvragen met betrekking tot het jachtopeningsbesluit voor de periode 2013 - 2018. *Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek*. Brussel.
- CASAER, J., BAERT, K., HUYSENTRUYT, F. & STUYCK, J. 2015a. *Informatiebehoefteanalyse in het kader van de optimalisatie van de bestrijding van de bruine rat op parkings en langs gewestwegen*.
- CASAER, J. & BAERT, P. 2007. *Principes, criteria en indicatoren in het kader van duurzaam wildbeheer, een participatieve benadering*, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.
- CASAER, J., BOONE, N., DEVISSCHER, S., VERCAMMEN, J. & ADRIAENS, T. 2015b. *Best practice voor beheer van Chinese muntjak Muntiacus reevesi in Vlaanderen*, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.
- CASAER, J., HUYSENTRUYT, F. & VERCAMMEN, J. 2015c. Advies over faunabeheer (ree, Canadese gans) in de plantentuin te Meise. *Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek*.
- CASAER, J., KEUNE, H., SCHEPPERS, T. & TURKELBOOM, F. 2013b. Criteria en indicatoren voor het opvolgen en evalueren van het everzwijnenbeheer. Achtergrondkader en casestudy Limburg.
- CASAER, J. & VAN DEN BERGE, K. 2011. Advies betreffende wijzigingsvoorstellen aan jachtbesluiten. . *Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek*. Brussel.
- CONROY, M. J. & PETERSON, J. T. 2013. *Decision Making in Natural Resource Management. A structured Adaptive Approach*, Oxford, Wiley-Blackwell.
- CONVERSE, S. J., MOORE, C. T., FOLK, M. J. & RUNGE, M. C. 2013. A Matter of Tradeoffs: Reintroduction as a Multiple Objective Decision. *Journal of Wildlife Management*, 77, 1145-1156.
- CONVERSE, S. J., SHELLEY, K. J., MOREY, S., CHAN, J., LATIER, A., SCAFIDI, C., CROUSE, D. T. & RUNGE, M. C. 2011. A decision-analytic approach to the optimal allocation of resources for endangered species consultation. *Biological Conservation*, 144, 319-329.
- DE GROOT, R. S., WILSON, M. A. & BOUMANS, R. M. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological economics*, 41, 393-408.
- DECKER, D., RILEY, S. J., ORGAN, J. F., SIEMER, W. F. & CARPENTER, L. H. 2012. *Applying Impact Management Practitioners' Guide Second Edition*. USA: Cornell University.
- DECKER, D. J., LAUBER, T. B. & SIEMER, W. F. 2002. *Human-Wildlife Conflict Management a practitioners' guide*. New-York: Cornell University.
- DECKER, D. J., RILEY, S. J., ORGAN, J. F., SIEMER, W. F. & CARPENTER, L. H. 2014. *Applying Impact Management: A Practitioner's Guide*, Cornell University, Ithaca, NY, Human Dimensions Research Unit and Cornell Cooperative Extension, Department of Natural Resources.
- DECKER, D. J., RILEY, S. J. & SIEMER, W. F. 2013. Human dimensions of wildlife management. *In: KRAUSMAN, P. R. & CAIN, J. W. (eds.) Wildlife Wildlife & Management* Baltimore: The John Hopkins University Press.
- DEVOS, K., CASAER, J., ONKELINX, T., SCHEPPERS, T. & VERSCHELDE, P. 2013. Advies betreffende patrijs, haas, wintertaling, watersnip, smient en meerkoet in het kader van de voorbereiding van het Jachtopeningsbesluit 2013 - 2018. *Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek*. Brussel.
- FISH, R., BURGESS, J., CHILVERS, J., FOOTITT, A., HAINES-YOUNG, R., RUSSEL, D. & WINTER, D. M. 2011. Participatory and Deliberative Techniques to embed an Ecosystems Approach into Decision Making: an introductory Guide. *In: DEFRA (ed.)*.

- FORSTNER, M., REIMOSER, F., HACKL, J., HECKL, F. & LEXER, W. 2002. Kriterien und Indikatoren einer nachhaltigen Jagd. *AFZ Der Wald*, 22, 1188.
- GRAND, J. B. Adaptive management and structured decision making: is it really that easy? Proceedings of the National Quail Symposium, 2012. 20.
- GREGORY, R., FAILING, L., HARSTONE, M., LONG, G., MCDANIELS, T. & OHLSON, D. 2012. *Structured Decision Making. A practical Guide to Environmental Management Choices*, Wiley-Blackwell.
- HAMMOND, J. S., KEENEY, R. L. & RAIFFA, H. 2002. *Smart Choices, A Practical Guide to Making Better Decisions*, Boston.
- HUYSENTRUYT, F. & CASAER, J. 2009. *Duiven in een west-vlaamse context*, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.
- HUYSENTRUYT, F., DOCHY, O. & CASAER, J. 2008. *Duiven in een West-Vlaamse context*, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.
- HUYSENTRUYT, F., SIMOENS, I., VERSCHELDE, P., VAN HERZELE, A., TURKELBOOM, F. & CASAER, J. 2015. *Proefproject rond bejaging en bestrijding van houtduiven in West-Vlaanderen*, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.
- KNUTSON, M., LASKOWSKI, H., MOORE, C., LONSDORF, E., LOR, S. & STEVENSON, L. 2010. Defensible Decision Making. Harnessing the Power of Adaptive Resource Management. *The Wildlife Professional* 4, 58-62.
- MARTIN, J., O'CONNELL, A. F., JR., KENDALL, W. L., RUNGE, M. C., SIMONS, T. R., WALDSTEIN, A. H., SCHULTE, S. A., CONVERSE, S. J., SMITH, G. W., PINION, T., RIKARD, M. & ZIPKIN, E. F. 2010. Optimal control of native predators. *Biological Conservation*, 143, 1751-1758.
- NICHOLS, J. D., RUNGE, M. C., JOHNSON, F. A. & WILLIAMS, B. K. 2006. Adaptive harvest management of North American waterfowl populations - recent successes and future prospects. *Journal of Ornithology*, 147, 28-28.
- NICHOLS, J. D., RUNGE, M. C., JOHNSON, F. A. & WILLIAMS, B. K. 2007. Adaptive harvest management of North American waterfowl populations: a brief history and future prospects. *Journal of Ornithology*, 148, S343-S349.
- PARKER, H. & ROSSEL, F. 2003. Beaver management in Norway : a model for continental Europe ? *Lutra*, 46, 223-234.
- REIMOSER, F., LEXER, W., FORSTNER, M., HACKL, J. & HECKL, F. 2003. Criteria and indicators of sustainable hunting. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft*, 49, 275-287.
- RILEY, S., SIEMER, W., DECKER, D., CARPENTER, L., ORGAN, J. & BERCHIELLI, L. 2003. Adaptive impact management: an integrative approach to wildlife management. *Human Dimensions of Wildlife*, 8, 81-95.
- RILEY, S. J., DECKER, D. J., CARPENTER, L. H., ORGAN, J. F., SIEMER, W. F., MATTFELD, G. F. & PARSONS, G. 2002. The essence of wildlife management. *Wildlife Society Bulletin*, 585-593.
- RUNGE, M. C., COCHRANE, J. F., CONVERSE, S. J., SZYMANSKI, J. A., SMITH, D. R., LYONS, J. E., EATON, M. J., MATZ, A., BARRET, P., NICHOLS, J. D., PARKIN, M. J., MOTIVANS, K. & BREWER, D. C. 2011. Introduction to Structured Decision Making. 8th Edition. In: SERVICE, U. S. F. A. W. (ed.). National Conservation Training Center, Shepherdstown, West Virginia, USA.
- RUNGE, M. C., GRAND, J. B. & MICHELL, M. S. 2013. Structured Decision Making. In: KRAUSMAN, P. R. & CAIN, J. W. (eds.) *Wildlife Management & Conservation*. Baltimore: The John Hopkins University Press
- SIEMER, W. F. & DECKER, D. J. 2006. An Assessment of Black Bear Impacts in New York. Cornell University.
- SIEMER, W. F., DECKER, D. J., OTTO, P. & GORE, M. L. 2007. Working Trough Black Bear Management Issues. A Practitioners' Guide. New-York: Cornell University.
- VAN DEN BERGE, K., CASAER, J. & DEVOS, K. 2007. Advies betreffende het op te maken Jachtopeningsbesluit voor de periode 2008 - 2013. *Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek*.
- WILLIAMS, W. K., SZARO, R. C. & SHAPIRO, C. D. 2009. Adaptive Management The U.S. Department of the Interior Technical Guide.