



Planbureau-werk in uitvoering

# **Kosteneffectiviteit natuurbeleid**

Integrale tussenrapportage 2003

S.S.H. Ligthart  
T.van Rheenen

**Werkdocument 2003/35**

Landbouw-Economisch Instituut  
Natuurplanbureau, vestiging Wageningen  
Wageningen/Den Haag, 2003



Reeks 'Planbureau-werk in uitvoering'

# **Kosteneffectiviteit natuurbeleid**

Integrale tussenrapportage 2003

S.S.H. Ligthart

T. van Rheenen

**Werkdocument 2003/35**

Landbouweconomisch Instituut  
Natuurplanbureau, vestiging Wageningen

Wageningen/Den Haag, 2003

*De reeks 'Planbureau – werk in uitvoering' bevat tussenresultaten van het onderzoek van de uitvoerende instellingen\* voor het Natuurplanbureau. De reeks is een intern communicatiemedium en wordt niet buiten de context van het Natuurplanbureau verspreid. De inhoud van dit document is vooral bedoeld als referentiemateriaal voor collega-onderzoekers die aan planbureauproducten werken. Citeren uit deze reeks is dan ook niet mogelijk. Zodra eindresultaten zijn bereikt, worden deze ook buiten deze reeks gepubliceerd. De reeks omvat zowel inhoudelijke documenten als beheersdocumenten.*

\* Uitvoerende instellingen: Rijksinstituut voor Kust en Zee (RIKZ), Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Rijksinstituut voor integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling (RIZA) en Wageningen Universiteit en Researchcentrum (WUR)

**Werkdocument 2003/35 is gekwalificeerd als status C. Dit document is geaccepteerd door Paul Hinssen, opdrachtgever namens het Milieu- en Natuurplanbureau.**

**Betekenis Kwaliteitsstatus**

**Status A:** inhoudelijke kwaliteit is beoordeeld door een adviseur uit een zogenoemde referentenpool. Deze pool bestaat uit onafhankelijke adviseurs die werkzaam zijn binnen het consortium RIKZ, RIVM, RIZA en WUR

**Status B:** inhoudelijke kwaliteit is beoordeeld door een collega die niet heeft meegewerkt in het desbetreffende projectteam

**Status C:** inhoudelijke kwaliteitsbeoordeling heeft (nog) niet plaatsgevonden

©2003 **Landbouw-Economisch Instituut**  
Postbus 29703, 2502 LS Den Haag  
Tel.: (070) 335 83 30; fax: (070) 361 56 24; e-mail: informatie.lei@wur.nl

**Natuurplanbureau, vestiging Wageningen**  
Postbus 47, 6700 AA Wageningen  
Tel.: (0317) 47 78 45; fax: (0317) 42 49 88; e-mail: info@npb-wageningen.nl

Project 394-230013.01

[NPB Werkdocument 2003/35 – april 2004]

*Werkdocumenten in de Reeks 'Planbureau - werk in uitvoering' worden uitgegeven door het Natuurplanbureau, vestiging Wageningen. Informatie: (0317) 47 78 45; e-mail: info@npb-wageningen.nl*

*Website: [www.natuurplanbureau.nl](http://www.natuurplanbureau.nl)*

# Inhoud

<b>Samenvatting</b>	<b>7</b>
<b>1 Inleiding</b>	<b>11</b>
1.1 Aanleiding	11
1.2 Doelen	11
1.3 Projectorganisatie en betrokkenen	12
<b>2 Gerelateerde studies</b>	<b>13</b>
2.1 Kosteneffectiviteitsanalyse (KEA)	13
2.2 Kosteneffectiviteit analyse voor milieu	14
2.2.1 Aggregatie stoffen voor één thema	15
2.2.2 Van emissie naar effect	15
2.2.3 Neveneffecten	16
2.3 Kosteneffectiviteit analyse voor natuur	17
2.4 Kosteneffectiviteit analyses voor natuur in de literatuur	19
2.4.1 Single large or several small (SLOSS) vraagstuk	20
2.4.2 Reserve site selection problem	20
2.4.3 Koppeling biologische en economische modellen	21
2.5 Conclusie	22
<b>3 Integrale methodiek</b>	<b>23</b>
3.1 De aanpak	23
3.2 Praktijktoets	26
3.3 Reflectie op de methodiek	27
<b>4 Gebiedsaanpak</b>	<b>28</b>
4.1 De aanpak	28
4.2 Praktijktoets	29
4.3 Reflectie op de gebiedsanalyse	33
<b>5 Operationalisering van Natuur voor Mensen</b>	<b>36</b>
<b>6 Conclusies: lessen uit het verleden voor toekomstige uitdagingen</b>	<b>38</b>
<b>Referenties</b>	<b>39</b>



## Samenvatting

In opdracht van het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit en het Ministerie van Financiën ontwikkelt het Natuurplanbureau methodieken voor het bepalen van de kosteneffectiviteit van beleid voor natuurkwaliteit.

De **centrale vraagstelling** van het onderzoek naar de kosteneffectiviteit van het natuurbeleid wordt door de opdrachtgever als volgt geformuleerd:

*“In welke mate dragen verschillende fysieke maatregelen (o.a. milieu, water, areaalvergroting, natuurbeheer) en beleidsinstrumenten (o.a. wet en regelgeving, subsidies) uit het beleid bij aan de beoogde doelen uit de nota Natuur voor Mensen, Mensen voor Natuur. Hierbij worden natuureffecten gekoppeld aan de inzet van financiële middelen. Het Natuurplanbureau wordt gevraagd een methodiek te ontwikkelen voor een toetsings- en monitoringsysteem ter bepaling van de kosteneffectiviteit van fysieke maatregelen en beleidsinstrumenten van het natuurbeleid.”*

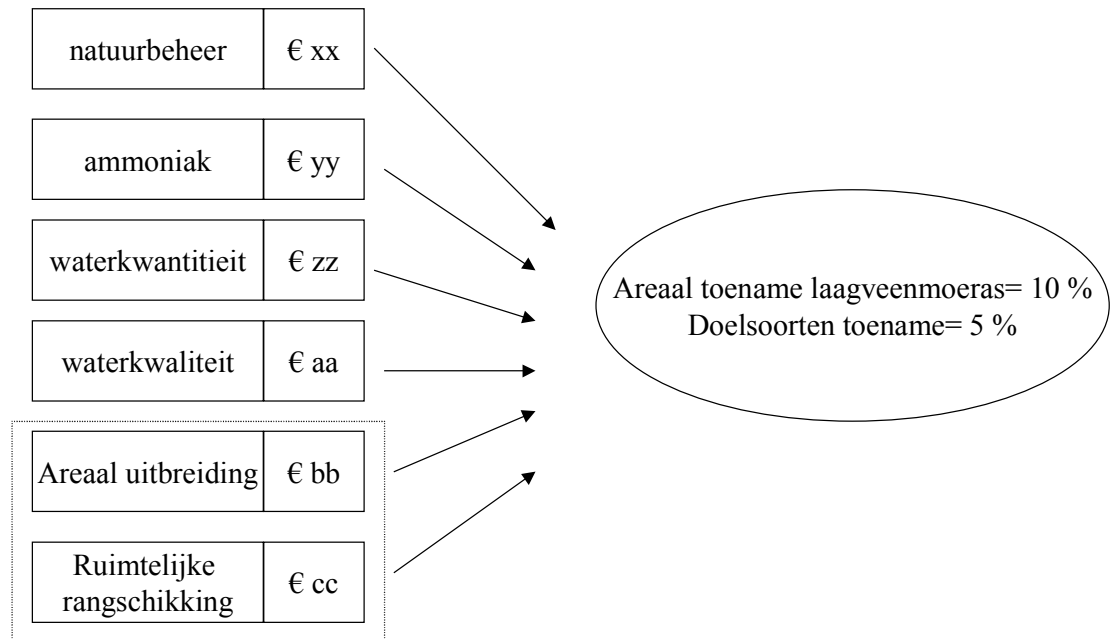
In 2003 zijn een drietal projecten uitgevoerd

1. **Project A: Gebiedsanalyse** is gedaan, m.a.w. wat kom je zoal tegen als je in de praktijk antwoord wil geven op de centrale vraagstelling.
2. **Project B: Methodiekontwikkeling** om de kosteneffectiviteit van het beleid te bepalen op nationaal niveau
3. **Project C: Operationaliseringsmogelijkheden** van doelen ‘natuur voor mensen’ voor een KE analyse.

Het belangrijkste resultaat is **een integrale methodiek** die 6 stappen beschrijft, waarmee tot een oordeel over de kosteneffectiviteit gekomen kan worden (zie tabel)

<b>Opzet methodiek</b>			
<b>Stap</b>	<b>Doel</b>	<b>Kernvraag</b>	<b>Aanpak</b>
Stap 1: Beleidsinzet	Afbakenen van het onderwerp in termen van instrumenten en maatregelen	Waar hebben we het over ?	Interactieve uitwerking format 1.
Stap 2: Bepalen kosten en uitgaven	Achterhalen van gemaakte kosten	Wat zijn de kosten die gemaakt zijn ?	Analyse begrotingen en jaarverslagen
Stap 3: Bepalen effecten	Bepalen welke natuurdoelen zijn gerealiseerd	Welke effecten zijn behaald ?	Uitvoer Netwerk Ecologische Monitoring en waar nodig andere databestanden
Stap 4 Beleidseffectketen	Bepalen relatie tussen instrumenten en maatregelen en effecten	Wat is de relatie tussen de inzet van middelen en de effecten ?	Inzet meta-modellen en groep decision aanpak / delphi method
Stap 5: Kosteneffectiviteit	Relateren gemaakte kosten aan effecten	Wat heeft het gekost om de effecten te bereiken ?	Berekening op basis van uitkomsten stap 2, 3 en 4
Stap 6: Presentatie	Weergeven resultaten	Hoe communiceren we de resultaten van de studie ?	KEA curve, weergave onzekerheden

De resultaten van de kosteneffectiviteitsanalyse kunnen op bekende wijze worden weergegeven zoals de (cumulatieve) kosteneffectiviteitscurve. Daarnaast kan ook een schematische weergave van de resultaten worden gegeven zoals in onderstaande figuur.



De **gebiedsanalyse** waarvoor de laagveenmoerassen de Nieuwkoopse Plassen en de Weerribben zijn geselecteerd als studiegebied, hebben inzicht opgeleverd in de gegevensbeschikbaarheid op gebiedsniveau; in de betekenis hiervan voor de mogelijkheid om op dat niveau ecologische effecten te bepalen en om kosten aan maatregelen per type natuur toe te rekenen.

De beschikbaarheid van ecologische data blijkt groot, maar beperkt zich voornamelijk tot de soortgroepen planten en broedvogels waarbij alleen voor broedvogels gegevens over aantallen individuen aanwezig zijn. Gegevens over maatregelen en kosten blijken erg versnipperd beschikbaar. Uiteindelijk is vooral gewerkt met gegevens van de terreinbeheerders Staatsbosbeheer en Natuurmonumenten. De kosten worden door deze terreinbeheerders op verschillende manieren geregistreerd.

Tenslotte is geprobeerd om ecologische effecten toe te rekenen aan maatregelen en kosten. Causale relaties tussen maatregelen/kosten en ecologische effecten zijn echter lastig te bepalen vanwege de aard van de maatregel en ook situatie-afhankelijke factoren als lokale depositie van verzurende en vermestende stoffen en grondwaterstanden. De beperkte gegevensbeschikbaarheid en als gevolg daarvan de onzekerheid over de betrouwbaarheid van de uitkomsten alsmede onduidelijkheid over het exacte moment waarop en de locatie waar maatregelen zijn genomen en vanaf wanneer en waar dus gekeken moet worden naar mogelijke natuurresultaten vormen een belemmering. Zowel Natuurmonumenten als



Staatsbosbeheer ontwikkelen momenteel echter een monitoringssysteem waarmee in de toekomst meer inzicht kan worden verkregen in de relatie tussen kosten/maatregelen en waargenomen effecten op de natuur.

Het werken met gegevens over werkelijke kosten en ecologische effecten in een gebied heeft inzicht opgeleverd in waar verbeterpunten liggen om op data analyseniveau te komen tot duidelijke uitspraken over de mate van doelbereiking en de kosteneffectiviteit van maatregelen.

De derde deelstudie naar **operationaliseringsmogelijkheden van doelen ‘ natuur voor mensen’ voor een KE analyse** heeft een achttal doelclusters opgeleverd die kunnen worden uitgewerkt in een set van 25 subdoelen. Voor deze subdoelen is vervolgens geïnventariseerd of er onderzoeken, methoden en modellen aanwezig zijn waarmee subdoelen kunnen worden gemeten. Met de nodige creativiteit blijken deze voor de meeste subdoelen aanwezig te zijn. Hiermee kan een soort nulmeting worden uitgevoerd, al zijn een aantal onderzoeken inmiddels tamelijk gedateerd. Tenslotte is onderzocht welke subsidieregelingen het Rijk op dit moment voorhanden heeft om de subdoelen te bereiken. Het blijkt dat er voor slechts drie subdoelen Rijks-subsidieregelingen voorhanden zijn.

Naast deze integrale samenvattende rapportage zijn er aparte werkdocumenten beschikbaar over de deelstudies (zie Nijhof et.al., 2003, Brink et.al., 2003 en Blok et.al. 2003).



# 1 Inleiding

## 1.1 Aanleiding

In opdracht van het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit en het Ministerie van Financiën, ontwikkelt het Natuurplanbureau methodieken voor het bepalen van de kosteneffectiviteit van beleid voor natuurkwaliteit. Het Natuurplanbureau zal in 2003 hiervoor een eerste aanzet doen. Daarbij wordt de methodiek al direct globaal getoetst met behulp van reële data. Op basis van de databeschikbaarheid wordt een idee gevormd over de opzet van de monitoring en de benodigde acties om leemten in de informatievoorziening op te lossen. De globale methodiek zal in 2004 vervolgens feitelijk ingevuld worden en via toepassing nader worden uitgewerkt.

Aan de methodiek worden de volgende eisen gesteld:

- Het toetsings- en monitorsysteem moet geschikt zijn voor:
  - Analyses op mesoniveau die kunnen leiden tot uitspraken op landelijk niveau.
  - Analyses van verschillende beleidsstrategieën, instrumenten, maatregelen.
  - Analyses voor diverse groepen van fysieke maatregelen: areaaluitbreiding, betere ruimtelijke rangschikking, milieu-, water- en natuurbeheer
- Uitkomsten hebben primair betrekking op bestaande ecologische doelen van het natuurbeleid mbt biodiversiteit en natuurlijkheid. Secundair is er ook aandacht voor doelen ten aanzien van natuur voor mensen zoals beleving en toegankelijkheid.
- De methodiek moet naast kosten voor maatregelen en subsidies ook kosten voor beleidsvorming en uitvoering meenemen

De methodiek moet geplaatst worden in een literatuuroverzicht op het gebied van kosteneffectiviteitsanalyses op het gebied van milieu- en natuurbeleid.

## 1.2 Doelen

Dit project zal meerdere jaren in beslag nemen en heeft de volgende doelen:

1. Het uittesten van kansrijke benaderingen om de kosteneffectiviteit van het natuurbeleid in beeld te brengen. Het betreft daarbij de volgende benaderingen:
  - a. Een methodiek gericht op kosteneffectiviteit op gebiedsniveau. Daarbij ligt de nadruk op de vraag *welke gegevens* beschikbaar zijn die voor de onderbouwing gebruikt kunnen worden.
  - b. *Een integrale methodiek op landelijk niveau*. Bij deze aanpak is het de bedoeling om zo dicht mogelijk bij de vraagarticulatie van de opdrachtgever te blijven zonder dat er primair van gegevensbeschikbaarheid wordt uitgegaan.
2. Het opstellen van een *overzicht van voor- en nadelen* van de mogelijke benaderingen.
3. Het doen van een *voorstel* voor de uiteindelijke methode.

### 1.3 Projectorganisatie en betrokkenen

Er zijn in 2003 drie deelprojecten uitgevoerd.

Ieder deelproject kent een eigen eindrapportage (zie Nijhof et.al, 2004, Brink et.al. 2004 en Blok et.al. 2003). De eindrapportage van deelproject B bevat tevens een literatuuroverzicht.

**Deelproject A** is onder verantwoordelijkheid van Saskia Ligthart tot juli 2003 (Natuurplanbureau) en Teunis van Rheenen (LEI) vanaf juli 2003, uitgevoerd door: Bianca Nijhof (Alterra, projectleider, landschapsecoloog), Anjo de Jong (Alterra, bedrijfseconoom natuur/bos), Nanny Gijsen (Alterra, fysisch geograaf), Hendrien Bredenoord (MNP-Bilthoven, generalist), Bart de Knegt (MNP-Bilthoven, veldbioloog), Mark van Veen (vanuit *Natuurbalans*, signalering biodiversiteit, ook daarna beschikbaar)

**Deelproject B** is uitgevoerd onder verantwoordelijkheid van Saskia Ligthart tot juli 2003 (Natuurplanbureau) en Teunis van Rheenen (LEI) vanaf juli 2003. De projectgroep bestond verder uit Eveliene Steingröver (Alterra); Corjan Brink (RIVM); Karel van Bommel (LEI) en Saskia Ligthart (NPB) en Joris Latour (Van Grunsven Latour).

**Deelproject C** is uitgevoerd onder verantwoordelijkheid van Saskia Ligthart tot juli 2003 (Natuurplanbureau) en Teunis van Rheenen (LEI) vanaf juli 2003. De projectgroep bestond uit: Sylvia Blok (Alterra, belevingsonderzoeker) en Martin Goossen (Alterra, recreatie onderzoeker/planoloog). Bijdrages zijn geleverd door Henk Kroon en Rosalinde van Kralingen.

## 2 Gerelateerde studies

Dit hoofdstuk geeft een overzicht van de literatuur op het gebied van kosteneffectiviteit. Dit overzicht is vervolgens gebruikt als input bij de methodiek ontwikkeling (hoofdstuk 3).

### 2.1 Kosteneffectiviteitsanalyse (KEA)

Het doel van een kosteneffectiviteitsanalyse (KEA) is om te bepalen met welke opties (maatregel, instrument, maatregelpakket, etc.) een bepaalde concrete doelstelling tegen zo laag mogelijke kosten gerealiseerd kan worden<sup>1</sup>. Naast de vraag hoe (d.w.z. met welke maatregelen) een bepaalde doelstelling kan worden gerealiseerd, kunnen in een KEA ook vragen spelen als waar (allocatie), en wanneer en in welke volgorde (tijdsplan) acties daartoe het beste kunnen plaatsvinden.

Kosteneffectiviteit kan worden bepaald aan de hand van de vergelijking  $I_m = K_m/E_m$ , waarbij  $K_m$  staat voor de kosten van optie  $m$ ,  $E_m$  voor het effect van deze optie, en  $I_m$  voor de kosteneffectiviteitsindex van  $m$ , bijv. euro per eenheid gereduceerde emissie van een bepaalde stof (zie bijv. Van der Woerd et al., 2000).

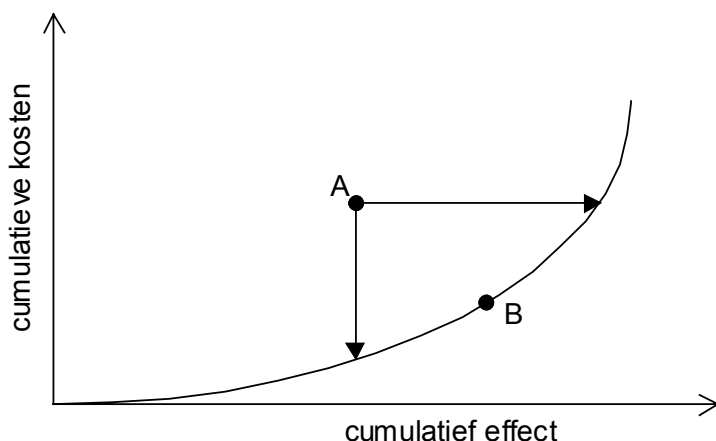
Zoals hierboven aangegeven, is een KEA bedoeld om, bij een gegeven doelstelling, vast te stellen hoe dit doel op de meest efficiënte wijze kan worden gerealiseerd. Een KEA kan echter niet worden toegepast om de doelstelling zelf te evalueren. Een geschikt instrument voor een beoordeling van de doelstelling is bijv. een kosten-baten analyse (KBA) (zie bijv. Ruijgrok, 2000).

Een KEA kan zowel worden uitgevoerd om de te verwachten (*ex ante*) als om de werkelijk gerealiseerde (*ex post*) kosteneffectiviteit van activiteiten te beoordelen. Bij een evaluatieonderzoek *ex ante* (wat zijn de te verwachten kosten en effecten van mogelijke alternatieven en welke alternatieven resulteren in het gewenste resultaat tegen zo laag mogelijke kosten?) dient de kosteneffectiviteitsindex als criterium bij het bepalen van de keuze voor één van de alternatieven. Bij een *ex ante* KEA kunnen de verschillende mogelijke alternatieven worden geordend naar hun kosteneffectiviteit (van meest kosteneffectief naar minst kosteneffectief alternatief). Deze kunnen grafisch worden weergegeven in een kosteneffectiviteitscurve. Door cumulatieve kosten en cumulatieve effecten van de geordende alternatieven tegen elkaar af te zetten kan een kostencurve worden getekend, waarvan eenvoudig is af te lezen wat de minimale kosten zijn die moeten worden gemaakt om een bepaald effect te realiseren (zie ook voorbeeld in paragraaf 2.2).

Bij een evaluatieonderzoek *ex post* wordt achteraf bepaald wat kosten en effecten (en daarmee de kosteneffectiviteit) zijn geweest van de gekozen optie. Doel van een *ex post* KEA is om te beoordelen of de doelstelling niet met de inzet van minder middelen bereikt had kunnen worden ofwel of er niet meer beoogde effecten gerealiseerd hadden kunnen worden met de ingezette middelen. Wanneer voldoende gegevens beschikbaar zijn over mogelijke alternatieven voor de gekozen optie kan ook hier een kostencurve worden gemaakt en bezien worden of de gekozen optie op of boven deze curve ligt (in het laatste geval is de gekozen

---

<sup>1</sup> Een KEA kan ook worden toegepast om te onderzoeken welke alternatieven resulteren in een zo groot mogelijk effect met een gegeven hoeveelheid middelen.



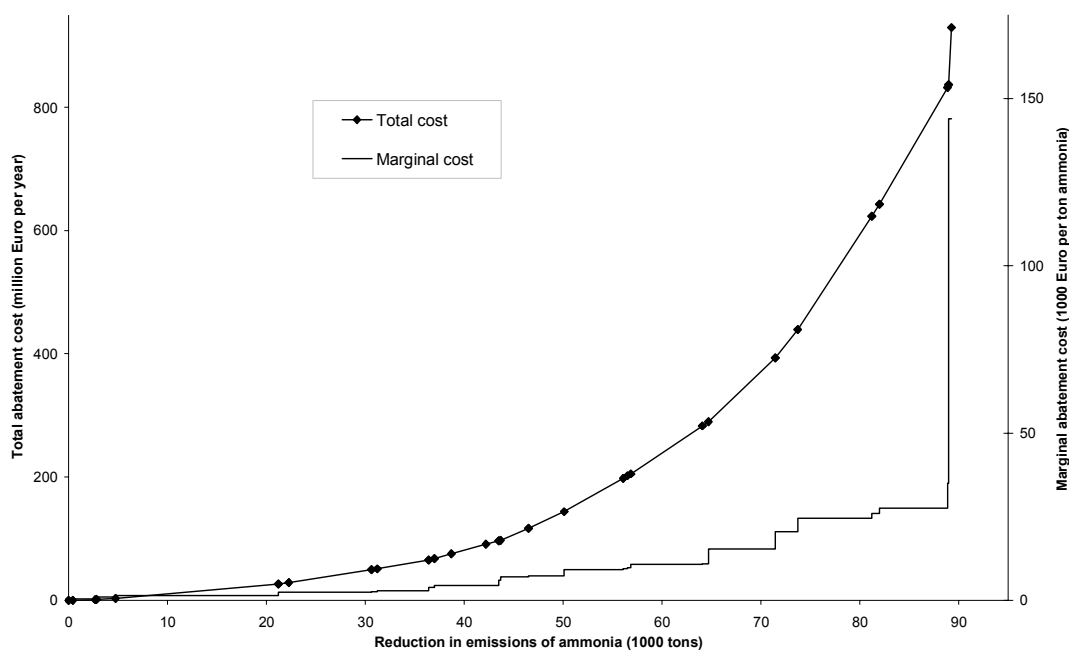
*Figuur 1. Voorbeeld kostencurve bij ex post beoordeling waarbij optie A niet kosteneffectief is gebleken en optie B wel*

optie niet de meest kosteneffectieve en had hetzelfde effect met minder middelen kunnen worden bereikt ofwel hadden meer beoogde effecten gerealiseerd kunnen worden met de ingezette middelen, zie ook Figuur 1.

## 2.2 Kosteneffectiviteit analyse voor milieu

Voor het toepassen van een KEA is het belangrijk om kosten van opties aan hun effecten te kunnen koppelen. Het relevante effect daarbij is de mate waarin de doelstelling wordt gerealiseerd. Daarbij moet duidelijk zijn hoe het effect wordt gemeten (welk effect, op welk aggregatieniveau, etc.). Dit is afhankelijk van hoe de doelstelling waarop de opties worden beoordeeld is geformuleerd.

In het milieubeleid zijn doelstellingen veelal geformuleerd in termen van te behalen emissiereducties of emissieplafonds. Bij KEA van milieumaatregelen en instrumenten van milieubeleid wordt het effect dan ook meestal uitgedrukt in reducties in emissies van de desbetreffende stoffen (zie bijvoorbeeld Dellink et al., 1997; Van der Woerd et al., 2000). Berekende kosteneffectiviteit geeft dan de kosten per kg reductie van een stof. Zoals hierboven aangegeven, kan door milieumaatregelen te rangschikken naar oplopende kosteneffectiviteit een kostencurve worden gegenereerd. Die geeft de relatie tussen het totale (cumulatieve) effect van milieumaatregelen en de totale jaarlijkse kosten die moeten worden gemaakt om dit effect te realiseren. Hoe groter de emissiereductie hoe hoger de kosten. Bovendien nemen de kosten per kg reductie (de kosteneffectiviteit) toe naarmate een grotere emissiereductie wordt gerealiseerd. Dat komt doordat de meest kosteneffectieve maatregelen (d.w.z. met de laagste kosteneffectiviteitsindex, dus de maatregelen met de laagste kosten per eenheid reductie) vooraan in de curve staan. Als de goedkope maatregelen om emissies te reduceren zijn benut blijven alleen steeds duurdere opties over om emissies verder te reduceren. Aan de hand van een kostencurve kan voor elk gewenst emissiereductie niveau worden bekeken wat de minimale kosten zijn om deze reductie te bereiken. Figuur 2 laat een voorbeeld van een kostencurve zien (Total cost), waarbij elk punt op de curve aangeeft wanneer een andere (duurdere) maatregel wordt ingezet. De kosteneffectiviteit curve (marginal cost) geeft de helling van de kostencurve weer. Duidelijk is dat de kostencurve steiler gaat verlopen naarmate de totale reductie toeneemt.



Figuur 2: Voorbeeld van een kostencurve (Total cost) en kosteneffectiviteit curve (Marginal cost) (reductie van  $\text{NH}_3$  in Nederland in 2010; Bron: RAINS model (Amann et al., 1998))

## 2.2.1 Aggregatie stoffen voor één thema

Wanneer meerdere stoffen aan een milieuprobleem bijdragen is het wenselijk om de verschillende stoffen te aggregeren naar één indicator die de totale bijdrage van deze stoffen aan het probleem weergeeft. Een voorbeeld is het optellen van verschillende broeikasgassen volgens hun Global Warming Potentials (GWPs) naar  $\text{CO}_2$ -equivalenten. Door een dergelijke aggregatie kan in een KEA een afweging worden gemaakt tussen het reduceren van verschillende stoffen om een bepaald milieueffect te bereiken (bijvoorbeeld om een bepaalde reductie in emissie van broeikasgassen te realiseren kan het tot zekere mate kosteneffectiever zijn om emissies van  $\text{N}_2\text{O}$  (lachgas) te reduceren in plaats van  $\text{CO}_2$ , ook al zijn de reductiekosten per kg  $\text{N}_2\text{O}$  hoger dan per kg  $\text{CO}_2$ , omdat de bijdrage van een kg  $\text{N}_2\text{O}$  aan het broeikas effect vele malen groter is dan die van een kg  $\text{CO}_2$  (weergegeven in een hogere GWP voor  $\text{N}_2\text{O}$ , nl. 310 tegenover 1 voor  $\text{CO}_2$ ).

## 2.2.2 Van emissie naar effect

Voor sommige stoffen c.q. milieuproblemen kan het interessant zijn om verder te kijken dan de emissies, richting het uiteindelijke milieueffect. Zo is het gebruikelijk om voor stoffen die bijdragen aan verzuring en vermisting een vertaling te maken van emissie naar depositie. Dit is vooral van belang omdat het voor het uiteindelijke milieueffect veel uitmaakt waar een emissie plaatsvindt. Transport door de atmosfeer kan er voor zorgen dat de stof op grote afstand van de plaats waar de uitstoot heeft plaatsgevonden weer op de bodem terecht komt en milieuschade veroorzaakt. Het RAINS (Regional Air pollution INformation and Simulation) model, ontwikkeld door het International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA) is een model dat rekening houdt met atmosferisch transport van verzurende stoffen om te bepalen

wat de depositie van deze stoffen is in gridcellen van 150\*150 km over heel Europa als gevolg van emissies in verschillende landen (zie bijv. (Alcamo et al., 1990; Amann et al., 1998)). Door verschillen in ecosystemen, bodemtypen e.d. verschillen ook de doelstellingen voor depositieniveaus per gridcel. In de Europese onderhandelingen zijn doelstellingen gebaseerd op 'critical loads' voor ecosystemen, d.w.z. depositieniveaus voor stikstof en zwavel die, ook wanneer ecosystemen daar langdurig aan blootgesteld worden, geen significante schadelijke effecten aanrichten aan specifieke gevoelige elementen in die ecosystemen (Nilsson en Grennfelt, 1988)<sup>2</sup> (gegevens over critical loads in Europa worden verzameld en verwerkt door het Coordination Center for Effects (CCE) (Posch et al., 2001)). Het RAINS model bevat een kosteneffectiviteit component, waarmee bepaald kan worden met welke emissiereducties in de verschillende landen depositiedoelstellingen tegen minimale kosten kunnen worden gerealiseerd. Het model is gebruikt in de onderhandelingen in de UNECE waarbij landen afspraken hebben gemaakt over nationale emissieplafonds voor verzurende stoffen (Gothenburg Protocol).

Overigens zijn niet voor alle milieuthema's de doelen geformuleerd in termen van emissieniveaus. Zo zijn er naast emissiedoelstellingen voor stikstof en zware metalen ook concentratiedoelstellingen voor deze stoffen. De vertaling van concentratiedoelstellingen in benodigde emissiereducties is niet altijd eenvoudig.

### 2.2.3 Neveneffecten

Effecten van maatregelen zijn niet altijd beperkt tot een stof of een type effect. Vaak kunnen er allerlei (positieve en negatieve) neveneffecten optreden. Het niet meenemen van deze neveneffecten in een KEA kan een verkeerd beeld geven. Zo kan het zijn dat maatregelen die zeer kosteneffectief zijn in het reduceren van NH<sub>3</sub> emissies (en daarmee aantrekkelijke maatregelen zijn om verzuring en vermesting terug te dringen) tegelijkertijd resulteren in een toename van N<sub>2</sub>O emissies en daardoor minder aantrekkelijk worden wanneer er ook gestreefd wordt naar een reductie in emissies van broeikasgassen (Brink, 2003). Er zijn verschillende mogelijkheden om hiermee om te gaan: (*i*) kosten toerekenen aan de stof waar de maatregel primair op is gericht (doelstof); (*ii*) kosten verdelen over de verschillende stoffen volgens een verdeelsleutel of verschillende effecten bij elkaar optellen middels weegfactoren (weegfactoren kunnen volgens verschillende methoden worden bepaald, zie bijv. Van Soest et al., 1997; Davidson en Wit, 2002); (*iii*) neveneffecten monetair waarderen en deze waarde verrekenen in de kosten van een maatregel; en (*iv*) het probleem te formuleren als een lineair programmering (LP) probleem met als doelstellingsfunctie minimalisatie van de totale emissiereductiekosten onder de randvoorwaarden van verschillende milieudoelstellingen (bijvoorbeeld toegepast door Brink (2003); de oplossing van een dergelijk LP probleem geeft aan welke maatregelen moeten worden ingezet om alle opgelegde doelstellingen te realiseren tegen zo laag mogelijke kosten. Deze benadering wordt ook gehanteerd in een Milieukostenmodel voor Vlaanderen (Meynaerts et al., 2003)).

Idealiter zouden ook effecten die buiten het terrein van het milieubeleid vallen moeten worden meegewogen in een KEA, omdat die ook van invloed zijn op de voorkeur voor maatregelen. Maatregelen kunnen bijvoorbeeld ook niet aan het milieu gerelateerde effecten hebben, zoals bijvoorbeeld effecten op de economie. Of maatregelen kunnen effecten met zich meebrengen

---

<sup>2</sup> NB: de critical load benadering is een statisch concept waarin dynamische aspecten van bodemkwaliteit niet worden meegenomen. Zo kan er geen directe relatie worden gelegd met de bodemkwaliteit en wordt er ook geen rekening gehouden met de tijd die een bodem nodig heeft om te herstellen na verzuring (zie bijvoorbeeld Schmieman, 2001).



die niet resulteren in een geldstroom, maar wel invloed hebben op het welvaartsniveau (zoals bijv. reistijdverlies bij het invoeren van een maximumsnelheid). Dergelijke effecten worden in kosteneffectiviteit analyses veelal buiten beschouwing gelaten vanwege de complexiteit en onzekerheid bij het bepalen van de grootte van deze effecten. Om een inschatting te kunnen maken van de grootte van deze effecten zijn vaak berekeningen met economische modellen nodig.

Soms komt het voor dat maatregelen niet onafhankelijk zijn. Afhankelijkheid van maatregelen kan worden veroorzaakt door exclusiviteit (2 maatregelen kunnen niet beide genomen worden), volgtijdelijkheid (maatregel *b* kan alleen worden genomen als maatregel *a* reeds is genomen) en interactie (het effect van twee maatregelen samen is niet gelijk aan de som van de effecten van de afzonderlijke maatregelen) (Dellink et al., 1997).

## 2.3 Kosteneffectiviteit analyse voor natuur

Ook voor doelstellingen die betrekking hebben op natuur kan een KEA worden uitgevoerd. Een KEA voor natuur verschilt niet principieel van een KEA voor milieu. Ook hier wordt gezocht naar een antwoord op de vraag hoe een gegeven doelstelling tegen minimale kosten kan worden gerealiseerd. Een KEA voor natuur is echter wel moeilijker dan voor milieu.

### 1. De onzekerheden zijn groter

Belangrijk verschil met milieu is het niveau waarop de doelstellingen zijn geformuleerd. Milieudoelstellingen zijn veelal geformuleerd in termen van emissiereducties of emissieplafonds (wat een tussenstap is in het realiseren van het einddoel: een betere milieukwaliteit). Natuurdoelstellingen zijn echter veelal geformuleerd in termen van natuurkwaliteit of soortenaantallen. Bezien vanuit de causaliteitsketen die de relatie tussen bron en effecten beschrijft zijn er bij de KEA voor natuur dus een aantal extra onzekere stappen tussen ingrepen/kosten en de effecten (zie overzicht hieronder).

Stappen in de causaliteitsketen	Onzekerheden	Aan de orde bij KEA milieu	Aan de orde bij KEA natuur
Planvorming – ingrepen	Gering	Ja	Ja
Ingrepen- emissies	Gering	Ja	Ja
Emissies – deposities	Matig	Soms	Ja
Deposities – bodem eigenschappen (abiotische randvoorwaarden)	Groot	Nee	Ja
Bodem eigenschappen – responsie vegetatie	Groot	Nee	Ja
Responsie vegetatie – responsie doelsoorten / natuurdoelen	Groot	Nee	Ja

Met name de relaties tussen deposities, bodem, vegetatie en doelsoorten kennen veel onzekerheden. Hierdoor is het moeilijker om exact aan te geven wat de relatie tussen kosten en effecten is.

### 2. Er zijn meer interacties

Een ander verschil is dat een KEA voor milieu betrekking heeft op de kosten en emissies voor een duidelijk afgebakend milieuthema. De doelstellingen zijn ook per milieuthema beschikbaar. Bij een KEA voor natuur is dat nooit het geval want de effecten op de doelsoorten / natuurdoelen worden door meerdere milieu en omgevingsthema's bepaald. Daarbij is bijna altijd sprake van niet-lineaire interacties, waarbij de effecten die veroorzaakt worden door de

afzonderlijke milieu en omgevingsthema's elkaar kunnen versterken of verzwakken. Deze niet-lineaire interactie is bovendien situatie gebonden en ruimtelijk specifiek waardoor ze moeilijk kan worden veralgemeniseerd.

### ***3. De effecten treden minder snel op***

Bij een KEA voor milieu zijn de effecten direct duidelijk als er kosten gemaakt zijn om technische maatregelen te nemen. Na de genomen maatregel nemen de emissies af. De schoorsteen heeft een filter gekregen en de emissies zijn een dag erna minder groot. De enige onzekerheid bij landelijke analyses bestaat dan nog uit de penetratiesnelheid van de maatregel (de periode waarin alle schoorstenen van een filter worden voorzien). Bij een KEA voor natuur duren de bodemchemische, hydrologische en ecologische processen zelf soms jaren. Hierdoor kan het jaren en soms decennia duren voordat de natuurdoelen zichtbare effecten tonen<sup>3</sup>. Bovendien kunnen onomkeerbare effecten optreden (uitsterven van soorten) en kunnen ecosystemen bij het overschrijden van drempelwaarden plotseling overgaan naar een nieuwe evenwichtssituatie, die moeilijk kan worden teruggedraaid.

Het is door bovengenoemde factoren veel lastiger om te bepalen in welke mate natuurmaatregelen bijdragen aan het realiseren van de natuurdoelstellingen dan in welke mate milieumaatregelen bijdragen aan het realiseren van milieudoelstellingen<sup>4</sup>. Om een KEA voor natuur te kunnen uitvoeren moet dus meer aandacht besteed worden aan het beschikbaar maken en toepassen van kennis om de causale relatie tussen natuurmaatregelen en natuurkwaliteit te kunnen bepalen.

Een praktische manier om met de extra onzekerheden, interacties en vertraagde responsies om te gaan is om voor alle milieu en ruimtelijke thema's op basis van de beschikbare kennis abiotische randvoorwaarden af te leiden waarbij de natuurdoelen met een gewenste (gelijke) kans kunnen voorkomen. Deze abiotische randvoorwaarden zouden vervolgens als doelstellingen gebruikt kunnen worden bij de KEA voor de natuur. De KEA gaat dan in op de gemaakte kosten om abiotische randvoorwaarden te realiseren, en lijkt dan op een KEA voor milieu<sup>5</sup>. Daarbij zou het uitgangspunt moeten zijn dat als de abiotische randvoorwaarden van natuurdoelen gerealiseerd zijn de doelstelling voor de natuur ook gehaald worden. Of het natuurdoel dan feitelijk ook voorkomt is daarbij niet meer onderdeel van de KEA. Deze aanpak is in dit rapport echter niet nader uitgewerkt omdat het uitgaat van andere doelstellingen dan de huidige doelen van het natuurbeleid. Dat valt buiten de reikwijdte (zie beslisdocument). Een dergelijke aanpak heeft bovendien ook geen grote beleidsmatige slaagkans. Eerdere pogingen om abiotische randvoorwaarden beleidsmatig als natuurdoelen te gaan gebruiken zijn mislukt (zoals het gebruik van de randvoorwaarden voor natuurdoeltypen uit het Handboek Natuurdoeltypen).

Hoe moet er dan met de extra onzekerheden bij een KEA natuur worden omgegaan. De manier waarop in kosteneffectiviteit analyses voor milieu wordt omgegaan met vertaling van emissies naar thema-indicatoren en effecten, zoals eerder beschreven, biedt mogelijk

---

<sup>3</sup> Bij verzuringsdoelstellingen speelt de tijdsdimensie impliciet wel een rol omdat de doelstellingen gebaseerd zijn op kritische depositieniveaus (critical loads), die gebaseerd zijn op effecten die op lange termijn optreden. De dynamische aspecten zijn echter vertaald naar kritische depositieniveaus die constant zijn in de tijd.

<sup>4</sup> NB: natuurdoelstellingen zijn in veel gevallen (naast gezondheidsaspecten) een legitimatie voor milieudoelstellingen. In milieubeleid is er echter voor gekozen om doelstellingen op een ander niveau in de bron-effect-keten (d.w.z. dichter bij de bron) neer te leggen dan in natuurbeleid.

<sup>5</sup> De benadering die is gekozen in het RAINS model voor zuurdepositieniveaus (zoals eerder beschreven) zou hierbij als voorbeeld kunnen dienen.

aanknopingspunten voor een manier waarop de bijdrage van direct meetbare effecten van natuurmaatregelen aan de natuurdoelstellingen kan worden vastgesteld.

Zoals bij KEA voor milieu effecten op emissies van verschillende stoffen geaggregeerd kunnen worden naar de bijdrage aan één thema, zouden bij natuur verschillende effecten kunnen worden geaggregeerd tot één of enkele indicatoren (bijv. natuurwaarde-eenheden, zie §3.1). Hiervoor bestaan niet, zoals bij milieu wel het geval is, algemeen geaccepteerde, gangbare, benaderingen. Bovendien zijn er op dit niveau ook geen beleidsdoelen voor de natuur beschikbaar. Natuurlijk is het natuurbeleid wel gericht op behoud van biodiversiteit en het behoud van doelsoorten en rode lijstsoorten maar het beleid is met name geoperationaliseerd in termen van diverse natuurdoelen.

Een vertaling van emissie naar effect, waarbij rekening wordt gehouden met ruimtelijke aspecten, zoals die bijvoorbeeld wordt toegepast in kosteneffectiviteit analyses voor verzuring (RAINS model) biedt wellicht aanknopingspunten voor een vertaling van directe effecten van natuurmaatregelen naar uiteindelijke ecologische effecten. Dit zou, evenals in het RAINS model, kunnen worden gedaan op basis van modelberekeningen, vertaald naar een indicator waar effecten van maatregelen in te vertalen zijn. Om met name de relaties van deposities naar effecten te beschrijven is ook veel modelinstrumentarium beschikbaar zoals bijvoorbeeld de natuurplanner. Dit zou nader uitgewerkt kunnen worden.

Ook bij maatregelen voor natuur zal het voorkomen dat er meerdere effecten tegelijkertijd optreden die bijdragen aan het realiseren van één of meerdere natuurdoelstellingen. Zoals in de vorige paragraaf aangegeven zijn er verschillende benaderingen mogelijk hoe hier mee om te gaan in een kosteneffectiviteit analyse (nl. waar worden de kosten aan gerelateerd). Hier zal dus een keuze gemaakt moeten worden voor één van de vier benaderingen zoals die hiervoor zijn beschreven: (i) kosten toerekenen aan primair bedoeld effect en andere effecten buiten beschouwing laten of als 'gratis' neveneffect meenemen; (ii) kosten verdelen over verschillende effecten volgens verdeelsleutel; (iii) kosten toerekenen aan primair bedoeld effect en andere effecten monetair waarderen en verrekenen in kosten; of (iv) door middel van optimalisatie optimale oplossing van probleem bepalen.

Verder zijn er neveneffecten die niet direct een bijdrage leveren aan het realiseren van natuurdoelstellingen, maar op een ander terrein liggen (recreatie, werkgelegenheid, etc.). Voor een deel kunnen dit effecten zijn die gerelateerd zijn aan doelstellingen zoals opgenomen in de nota Natuur voor Mensen (zie deelproject C). Wanneer die dienen als uitgangspunt in de analyse moet rekening gehouden worden met deze effecten. Vanwege de complexiteit en onzekerheid rond de omvang van secundaire effecten wordt vooralsnog besloten om alle overige effecten (d.w.z. effecten die geen relatie hebben met natuur of Natuur voor Mensen) niet mee te nemen in kosteneffectiviteit analyse voor natuur. Deze aspecten komen overigens ook uitvoerig aan de orde in de Methodiek Natuurkosten waar momenteel in opdracht van het Milieu- en Natuurplanbureau aan wordt gewerkt.

## **2.4 Kosteneffectiviteit analyses voor natuur in de literatuur**

Bestaand kosteneffectiviteitsonderzoek voor natuur richt zich met name op de optimale allocatie van land aan natuur, waarbij naast ecologische doelen ook economische overwegingen een rol spelen (bijvoorbeeld de winst die uit land- en bosbouwactiviteiten is te behalen). Het gaat in de meeste gevallen om een zgn. *ex ante* kosteneffectiviteit analyse, waarbij wordt gezocht naar de optimale omvang en allocatie van natuurgebieden om een gegeven doelstelling tegen minimale kosten te realiseren. Economische kosten betreffen

vooral het welvaartsverlies door verminderde productie uit agrarische activiteiten op deze gebieden. Hieronder wordt een beknopt overzicht gegeven van enkele relevante studies op dit terrein waarin economische overwegingen een rol spelen.

#### **2.4.1 Single large or several small (SLOSS) vraagstuk**

Een aantal kosteneffectiviteit studies voor natuur sluiten aan bij literatuur rond het zogenaamde SLOSS (single large or several small) vraagstuk, waar het gaat om de vraag wat beter is voor het behoud van soorten, één groot gebied of meerdere kleine gebieden (voor een kort overzicht van studies op dit terrein, zie Kingsland, 2002). Deze discussie beperkte zich aanvankelijk tot ecologische overwegingen, maar er zijn enkele recente studies waarin ook economische aspecten een rol spelen in de afweging (bijv. Drechsler en Wätzold, 2001; Groeneveld, 2003). Groeneveld (2003) analyseert de trade-off tussen behoud van soorten door agrarisch natuurbeheer en winst in de agrarische sector, waarbij vragen aan de orde komen als 'wat is de optimale omvang van gebieden waar agrarisch natuurbeheer wordt toegepast?' en 'wat is beter, een groot aantal kleine of een kleiner aantal grote beheersgebieden?' zowel vanuit ecologisch (voorkomen doelsoort) als economisch perspectief (winst agrarische bedrijven in desbetreffende gebied).

Drechsler en Wätzold (2001) kijken naar een efficiënte verdeling van middelen over verschillende regio's wanneer zowel het ecologische effect als de marginale kosten afhangen van de omvang van de natuurgebieden. Ze laten zien dat rekening gehouden moet worden met zowel de relatie tussen areaal en ecologische effecten als met de relatie tussen areaal en kosten om te komen tot een optimale allocatie van middelen.

Een studie die verwant is aan studies rond het SLOSS vraagstuk is Wu en Bogess (1999). Zij kijken naar de optimale allocatie van middelen over gebieden wanneer onder andere rekening wordt gehouden met het feit dat een gebied een bepaalde omvang moet hebben om er een bepaald gewenst ecologisch effect te kunnen realiseren.

#### **2.4.2 Reserve site selection problem**

Een deel van de bestaande kosteneffectiviteit studies richt zich op het zgn. reserve site selection problem (RSSP). Aanvankelijk richtten studies op dit terrein zich op de vraag welke gebieden als natuurgebieden zouden moeten worden aangewezen om zoveel mogelijk soorten te kunnen beschermen, gegeven een maximaal aantal gebieden. Het natuureffect wordt in deze studies gemeten in het aantal verschillende soorten dat in de geselecteerde gebieden voorkomt. Impliciete veronderstelling achter deze analyse is dat er geen kostenverschillen zijn tussen de verschillende gebieden, wat in werkelijkheid niet het geval is (zie bijv. Polasky et al., 2001). Ando et al. (1998) laten zien dat de kosten om gebieden aan te kopen waarin een bepaald aantal soorten voorkomt veel lager uitkomen wanneer rekening wordt gehouden met verschillen in de kosten van gebieden in plaats van wanneer gestuurd wordt op aantal aan te kopen gebieden. Polasky et al. (2001) laten voor een andere case hetzelfde resultaat zien. Beide studies presenteren een marginale kostencurve die aangeeft wat de extra kosten zijn voor elke extra soort die voorkomt in beschermde gebieden.

In de bovengenoemde RSSP studies wordt biodiversiteit gemeten door simpel het aantal soorten te tellen dat voorkomt binnen de natuurgebieden. Polasky et al. (2001) geven al aan dat het realistischer is te veronderstellen dat de ene soort zwaarder mee zou moeten wegen dan de andere in een RSSP, maar dat onderzoek nodig is naar de juiste gewichten van

verschillende soorten. Een andere optie zou zijn om niet naar (gewogen of ongewogen) aantallen soorten te kijken maar naar een biodiversiteit indicator, waarbij de waarde van een soort in een bepaald gebied afhangt van andere soorten die in dat gebied voorkomen (zie bijvoorbeeld Solow et al., 1993)<sup>6</sup>. Beide benaderingen zijn mogelijk in een RSSP benadering.

### 2.4.3 Koppeling biologische en economische modellen

Andere studies proberen door een koppeling van biologische simulatiemodellen met economische analyses om de ecologische en economische gevolgen van alternatieve vormen van beheer van (natuur-)gebieden voor verschillende soorten te analyseren. Er zijn verschillende studies waarin voor een specifieke soort gedetailleerde biologische simulatiemodellen worden gekoppeld aan economische modellen voor bosbouw om te bepalen waar die soort het meest efficiënt zou moeten worden beschermd. Voorbeelden hiervan zijn Montgomery et al. (1994) en Montgomery (1995), die kijken naar de marginale kosten van het vergroten van de overlevingskans van een bepaalde diersoort en leiden daarmee een marginale kostencurve af voor de kans op voortbestaan van deze diersoort op een bepaald tijdstip in de toekomst. De kosten die in deze studies zijn meegenomen betreffen het welvaartsverlies in de bosbouwsector door beheerspraktijken aan te passen aan de eisen van de te beschermen soort (leidt tot lagere inkomsten uit houtkap). Er wordt aangegeven dat de biologische modellen die zijn gebruikt tekort schieten door onvoldoende databeschikbaarheid (Montgomery, 1995). Andere voorbeelden van gelijksoortige studies zijn Haight (1995) en Calkin et al. (2002). Door het effect uit te drukken in kans op overleven dan wel kans op uitsterven wordt rekening gehouden met allerlei onzekerheden in populatie-dynamiek. Al deze studies modelleren in meer of minder detail de relatie tussen landgebruikpraktijken, verschillende karakteristieken van gebieden en eigenschappen van soorten met de overlevingskans van een bepaalde soort.

Montgomery et al. (1999) en Lichtenstein en Montgomery (2003) breiden deze analyses verder uit door de overlevingskansen voor een groot aantal soorten te aggregeren naar een biodiversiteitindex. Montgomery et al. (1999) geven voor verschillende waarden van de biodiversiteitindex aan welke prijs betaald zou moeten aan landgebruikers om die waarde te realiseren. Lichtenstein en Montgomery (2003) laten een productiemogelijkheden curve zien, die aangeeft wat de waarde van de houtproductie in een bepaald gebied is voor verschillende waarden van de biodiversiteitindex. Ook Faith en Walker (2002) maken gebruik van een productiemogelijkheden curve om de uitruil te laten zien tussen biodiversiteit en opbrengsten uit andere vormen van landgebruik (m.n. land- en bosbouw). Door gebieden te vergelijken op de potentiële bijdrage aan biodiversiteit en de derving van inkomsten uit land- of bosbouw activiteiten kunnen die gebieden worden geselecteerd waar biodiversiteit op de meest kosteneffectieve wijze kan worden gerealiseerd (zie ook Faith et al., 1996).

Baumgärtner (2003) laat in een theoretische analyse zien hoe bij de allocatie van een budget voor natuurbeleid rekening gehouden kan worden met interacties tussen soorten. Hij analyseert hoe een vastgesteld budget optimaal kan worden ingezet, d.w.z. hoe het budget kan worden verdeeld over inspanningen om verschillende soorten te behouden om de overlevingskans voor één bepaalde soort zo groot mogelijk te laten zijn. Door het bestaan van interacties kan het zijn dat beleid zich moet richten op soorten die niet direct belangrijk zijn, maar wel een belangrijke functie hebben voor de gezondheid van een ecosysteem en daarmee

---

<sup>6</sup> De keuze voor een biodiversiteit indicator is echter bepalend voor de resultaten van een analyse en daarom is het belangrijk om bij de keuze voor een indicator zo goed mogelijk aan te sluiten bij de doelstellingen zoals die zijn vastgesteld (Eiswerth en Haney, 2001).

voor het voortbestaan van andere soorten. Wu en Bogess (1999) laten ook de invloed van interacties zien op de optimale allocatie van middelen. Zij kijken vooral naar interacties tussen verschillende milieucondities (bijv. door het realiseren van een randvoorwaarde voor een bepaalde soort komen ook andere randvoorwaarden binnen bereik). De kennis over interacties is vaak beperkt. Baumgärtner (2003) geeft aan dat het met de benadering die hij beschrijft mogelijk is om met beperkte data in een kosteneffectiviteit analyse rekening te houden met de belangrijkste interacties.

## 2.5 Conclusie

Uit de voorgaande beschrijving worden de volgende conclusies getrokken:

- Er moet bij een KEA natuur extra aandacht besteed worden aan het beschikbaar maken en toepassen van kennis om de causale relatie tussen natuurmaatregelen en natuurkwaliteit te bepalen. Dit zou kunnen door middel van het bepalen van een beleidseffectketen voor de verschillende beleidsdoelstellingen, waarin inzichtelijk wordt gemaakt welke instrumenten en maatregelen worden ingezet om een bepaald doel te realiseren. Het vaststellen van de relatie tussen de directe effecten van maatregelen (bijv. aanpassing grondwaterpeil) en de mate waarin die bijdragen aan het realiseren van het uiteindelijke doel (voorkomen van bepaalde soorten) verdient bijzondere aandacht alvorens een kosteneffectiviteit analyse voor natuur kan worden uitgevoerd. Mogelijke oplossingen liggen in systeem-analytische modellen zoals de natuurplanner of de inzet van de expertise van deskundigen via delphi-methode.
- Het is van belang dat effecten van maatregelen die beogen natuurdoelen te realiseren op een eenduidige wijze worden omschreven in termen van kwaliteit en kwantiteit die aansluit op de relevante natuurdoelstellingen (bijv. areaal en mate van realisatie van de beoogde soorten en ecosystemen).
- Deze effect-parameters moeten aansluiten bij bestaande monitoringsystemen voor natuur.
- Verwacht kan worden dat men een KEA voor natuur niet met een zelfde wetenschappelijke hardheid kan uitvoeren als een KEA voor milieu. Dit zou impliceren dat men ook een aangepast standpunt moet nemen over het omgaan met onzekerheden bij KEA.
- Uit de literatuur op het gebied van kosteneffectiviteit analyses voor natuur blijkt dat kostenbesparingen kunnen worden gerealiseerd door de uitruil tussen economische en ecologische belangen mee te nemen bij het bepalen waar natuurgebieden moeten komen. Kosten zijn in de meeste studies gebaseerd op verloren gegane productieopbrengsten uit bosbouw of landbouw. De maatregelen voor natuur die in de analyses worden meegenomen betreffen met name areaaluitbreiding, waarbij locatie, omvang en aantal belangrijke factoren zijn.
- De beschreven studies laten zien dat het effect voor natuur op verschillende manieren kan worden gekwantificeerd: van totaal aantal voorkomende soorten tot biodiversiteit index gebaseerd op de kans dat verschillende soorten voorkomen. Een goede indicator moet aansluiten bij de wijze waarop doelstellingen zijn geformuleerd.

### 3 Integrale methodiek

In dit hoofdstuk wordt een beschrijving op hoofdlijnen gegeven van de integrale methodiek die in het kader van dit project in 2003 is ontwikkeld. Deze methodiek is in meer detail in het eindrapport van Project B beschreven (zie Brink et.al. 2004).

#### 3.1 De aanpak

De integrale aanpak bestaat uit 6 stappen (tabel 1).

<b>Stap</b>	<b>Doel</b>	<b>Kernvraag</b>	<b>Aanpak</b>
Stap 1: <b>Beleidsinzet</b>	Afbakenen van het onderwerp in termen van instrumenten en maatregelen	Waar hebben we het over ?	Interactieve uitwerking format 1.
Stap 2: <b>Bepalen kosten</b>	Achterhalen van gemaakte kosten	Wat zijn de kosten die gemaakt zijn ?	Analyse begrotingen en jaarverslagen
Stap 3: <b>Bepalen effecten</b>	Bepalen welke natuurdoelen zijn gerealiseerd	Welke effecten zijn behaald ?	Uitvoer Netwerk Ecologische Monitoring
Stap 4 <b>Beleideffectketen</b>	Bepalen relatie tussen instrumenten en maatregelen en effecten	Wat is de relatie tussen de inzet van middelen en de effecten ?	Inzet meta-modellen en groep decision aanpak (delphi-rooms)
Stap 5: <b>Kosteneffectiviteit</b>	Relateren gemaakte kosten aan effecten	Wat heeft het gekost om de effecten te bereiken ?	Berekening op basis van uitkomsten stap 2, 3 en 4
Stap 6: <b>Presentatie</b>	Weergeven resultaten	Hoe communiceren we de resultaten van de studie ?	KEA curve, weergave onzekerheden

De stappen worden hier kort toegelicht.

##### ***Stap 1: Beleidsinzet***

Per beleidsonderwerp wordt de beleidsinzet beschreven. De volgende beleidsonderwerpen worden onderscheiden: natuurbeheer (gebieden met hoofdfunctie natuur), ammoniak reductie, waterkwantiteit, waterkwaliteit, en areaaluitbreiding.

De beleidsinzet beschrijft het beleid per actor (rijk, provincie, gemeenten en de doelgroepen). Per onderwerp en per actor wordt ingegaan op de instrumenten (overheid) en de fysieke te nemen / genomen maatregelen. De beleidsinzet wordt met tabel 2 per instrument/ maatregel en per actor in beeld gebracht.

Tabel 2: Format beleidsinzet per actor

Gekozen instrument/ fysieke maatregel	Inzet rijk	Inzet provincie	Inzet gemeenten	Inzet doelgroep
Instrument 1				
Instrument 2				
Etc				

### Stap 2: Bepalen van kosten

Per kostensoort en per actor worden de kosten van instrumenten en fysieke maatregelen bepaald op basis van beschikbare gegevens. Afspraken over de mee te nemen kosten worden in het project 'natuurkosten' gemaakt. De kosten worden per cel van tabel 2 verzameld en ingevoerd in tabel 3.

Tabel 3: Format Kosten beleidsinzet

Gekozen instrument/ fysieke maatregel	Inzet rijk	Inzet provincie	Inzet gemeenten	Inzet doelgroep	TOTAAL
Instrument 1	€ xxx	€ xxx	€ xxx	€ xxx	€ xxx
Instrument 2	€ xxx	€ xxx	€ xxx	€ xxx	€ xxx
Etc	€ xxx	€ xxx	€ xxx	€ xxx	€ xxx
<b>TOTAAL</b>	<b>€ xxx</b>	<b>€ xxx</b>	<b>€ xxx</b>	<b>€ xxx</b>	<b>€ xxx</b>

### Stap 3: Bepalen van effecten (mate van doelrealisatie)

De doelrealisatie van natuurdoelen wordt uitgedrukt in termen van de 27 natuurwaarde-eenheden waarvoor het natuurplanbureau op landelijke schaal trends kan geven. Daarbij wordt er vanuit gegaan dat de 27 natuurwaarde-eenheden te zien zijn als meetbare en modelleerbare operationalisaties van de 27 natuurdoelen van SGR II. Hierover is overleg gaande. De uiteindelijke keuzen van dit overleg zullen worden verwerkt zodra deze bekend zijn. De format voor doelrealisatie is gegeven in Tabel 4.

Tabel 4: Format doelrealisatie

	1990	2003	Relatieve verandering	Beoogde doelstelling
Natuurwaarde eenheid 1	600	660	+ 10%	+15%
Natuurwaarde eenheid 2				

### Stap 4: Beleids-effectketen en causale relaties

Een beleidseffectketen wordt gebruikt om de kosten te relateren aan effecten. Een beleidseffectketen beschrijft de relatie tussen de beleidsinzet (instrumenten en maatregelen) en de einddoelen. Voor ieder onderwerp wordt een beleidseffectketen opgesteld waarin de volgende tussenniveaus worden onderscheiden.

- Bestuurlijke doorwerking/beleidsprestatie: alle resultaten van bestuurlijke procesactiviteiten (per overheidsinstantie: rijk, provincie, gemeente, etc).



- Maatschappelijke doorwerking: Feitelijke fysieke maatregelen (per actor: landbouw, recreatiesector etc).
- Maatschappelijke doelrealisatie (de verminderde emissies etc).
- Omgevingskwaliteit in termen van milieu, ruimte.
- Einddoel: effecten op de natuurkwaliteit.

Nadat de beleidseffectketen opgesteld is wordt de mate waarin natuurdoelen zijn bereikt door de verschillende instrumenten en/of clusters van fysieke maatregelen ingeschat. De inschatting gebeurt op basis van bestaande modellering en/of expert-meetings. Het natuurplanbureau is bezig hiervoor een globaal modelinstrumentarium te ontwikkelen. Hierop wordt in het kader van dit project aangesloten.

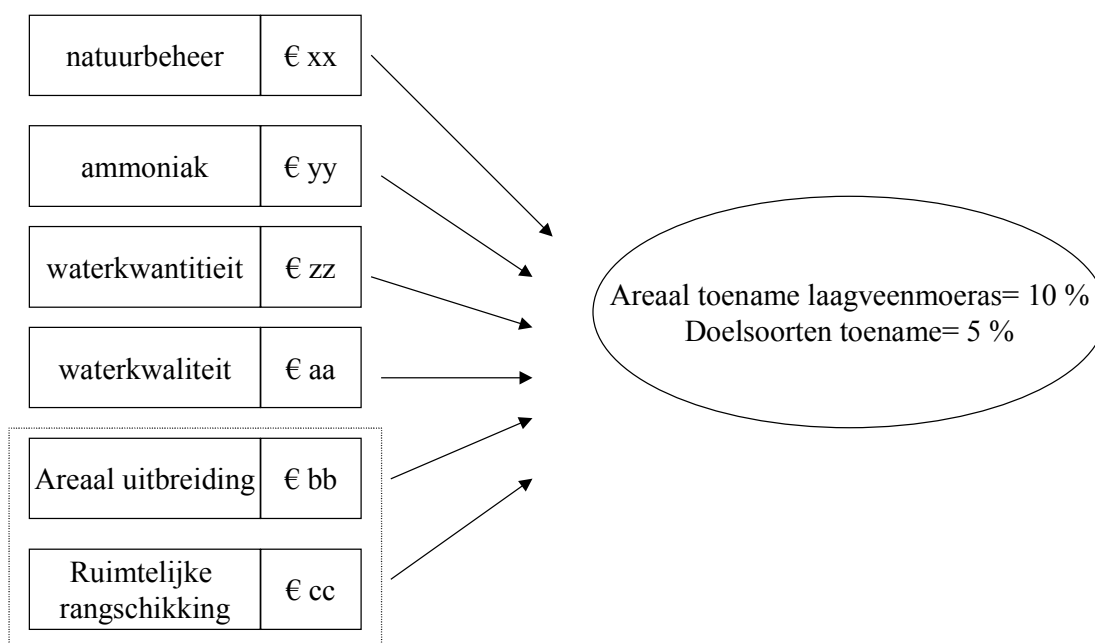
### ***Stap 5: Kosteneffectiviteit per beleidsonderwerp en per natuurdoel***

Op basis van de beleidseffectketens worden de kosten (stap 2, tabel 3) voor de realisatie van de natuurdoelen (stap 3, tabel 4) in beeld gebracht. Op grond hiervan kunnen centrale conclusies inzake de kosteneffectiviteit worden getrokken. Tabel 5 geeft daarvoor een format.

<i>Tabel 5 Format conclusies</i>	
<b>Type</b>	<b>Conclusie=</b>
Per beleidsonderwerp	De totaalkosten voor het beleidsonderwerp bedragen € XXXXXX en in de periode 1990-2003 zijn de volgende natuurdoelen gerealiseerd <ul style="list-style-type: none"> <li>• In x hectare bos zijn doelsoorten toegenomen van y % naar z%.</li> <li>• In x hectare heide zijn doelsoorten toegenomen van y % naar z%.</li> <li>• In x hectare graslanden zijn doelsoorten toegenomen van y naar z%</li> <li>• Etc</li> </ul>
Per natuurtype	De totaalkosten voor de realisatie van x hectare bos met een toename van doelsoorten van y naar z % bedraagt € xx. Deze kosten bestaan uit: <ul style="list-style-type: none"> <li>• € xx voor natuurbeheer beleid</li> <li>• € xx voor ammoniakreductie beleid.</li> <li>• € xx voor water kwantiteit beleid.</li> <li>• € xx voor water kwaliteit beleid</li> <li>• € xx voor arealuitbreiding en beleid</li> </ul>

### ***Stap 6: Presentatie (Figuur)***

De resultaten van deze analyse worden tevens op bekende wijze worden weergegeven zoals de (cumulatieve) kosteneffectiviteitscurven. Daarnaast kan ook een schematische weergave van de resultaten worden gegeven zoals in figuur 3.



*Figuur 3: Mogelijke presentatiewijze KEA natuur*

## 3.2 Praktijkttoets

Voor het uittesten van de voorgestelde methodiek is de beleidsinzet (stap 1) voor de volgende onderwerpen nader uitgewerkt.

- Natuurbeheer (gebieden met hoofdfunctie natuur),
- Ammoniakreductie,
- Waterkwantiteit (verdroging),
- Waterkwaliteit,
- Areaaluitbreiding.

Op basis van de voorbeelduitwerkingen bleek het goed mogelijk om de relevante beleidsinstrumenten en fysieke maatregelen te benoemen met het ontwikkelde format.

Voor het onderwerp areaaluitbreiding is bepaald of de kosten te kwantificeren zijn (stap 2). De kosten voor areaaluitbreiding omvatten de volgende 'instrumenten': ruimtelijke planvorming, verwerving en inrichting. De geraadpleegde bronnen daarbij zijn begrotingen en CBS gegevens. De conclusie is gematigd positief: het kan maar is niet makkelijk. Met name planvorming door het rijk en in mindere mate door provincies kan moeilijk worden becijferd.

Deskundigen schatten in dat het voor alle natuurdoelen mogelijk moet zijn om eens in de 4 jaar de doelrealisatie (stap 3) op nationale schaal te kunnen weergegeven. Daarbij wordt gebruik gemaakt van het Netwerk Ecologische Monitoring. Hierbij zal het wel nodig zijn dat het NEM en de natuurdoelen van de overheid overeenkomen.

Voor drie onderwerpen zijn beleidseffectketens (stap 4) bepaald. Het aangeven van causale relaties is niet gemakkelijk. Hiervoor bestaan eigenlijk maar twee kansrijke benaderingen: de

'meta"modellen die het natuurplanbureau op dit moment aan het opstellen is op basis van gevoeligheidsanalyses van het gehele modelinstrumentarium en expert panelling. In beide gevallen is het echter onvermijdelijk dat de causale relaties louter een indicatief karakter hebben.

Er is vastgesteld dat het nader uitwerken van de kosteneffectiviteit (stap 5) en het presenteren van de resultaten (stap 6) pas kan plaatsvinden als het modelinstrumentarium beschikbaar is om de causale relaties af te leiden.

### **3.3 Reflectie op de methodiek**

De methode kent de volgende sterke punten:

- De methode is transparant en goed gestructureerd zodat kenniswerkers gemakkelijk bijdragen kunnen leveren aan de aanpak.
- De methode maakt het – door de eenduidige structurering - mogelijk om meerdere beleidsonderwerpen en meer natuurdoelen in de kosteneffectiviteitsanalyse te betrekken.
- De methode sluit goed aan op de integrale landelijke afweging die LNV in de centrale vraagstelling heeft verwoord.
- De methode is naar verwachting op globaal meso niveau uitvoerbaar voor alle beleidsonderwerpen en natuurwaarde eenheden.
- Indien het niet lukt om stap 4 (de beleidseffectketen) goed in te vullen blijft het nog altijd mogelijk om met de invulling van stappen 1, 2 en 3 aan te geven wat de gemaakte kosten van de beleidsinzet zijn en wat de realisatie van natuurdoelen is, zonder dat er getracht wordt aan te geven in hoeverre de realisatie van natuurdoelen wordt veroorzaakt door de beleidsinzet.

De volgende punten behoeven nog enige extra aandacht:

- Het onderbouwen van causale relaties tussen beleidsinzet en effecten in de beleidseffectketen (stap 4) bleek zelfs met inzet van expert panelling en modellen moeilijk. De conclusies die hieraan verbonden kunnen worden zijn hooguit indicatief.
- Op landelijke schaal zijn natuurdoelen van SGRII met bestaande meetnetten niet meetbaar (stap3) . Omwille van meetbaarheid gaat de methode nu uit van natuurwaarde-eenheden uit de Natuurwaardegraadmeter in plaats van natuurdoelen van het natuurbeleid. Het verdient hoge prioriteit om binnen de al lopende werkprocessen tot een duidelijke inhoudelijke relatie te komen tussen natuurdoelen en meetbare eenheden zoals de natuurwaarde eenheden.

Conclusie is dus ook dat het natuurbeleid nu niet op haar effectiviteit beoordeeld kan worden omdat er geen meetlat is.

De methodiek kan gebruikt worden voor de volgende toepassingen:

- Bij ex ante evaluatie nagaan welke inzet van middelen tussen beleidsonderwerpen het meeste rendement oplevert in termen van natuurwaarde-eenheden. De ontwikkelde methodiek maakt het mogelijk om op landelijk schaal indicatief na te gaan of middelen voor de realisatie van een natuurdoel effectiever aan het ene of het andere milieu- of ruimtelijke thema kan worden ingezet; en of de middelen ingezet per milieuthema meer of minder effect hebben op alle relevante natuurdoelen;
- Bij ex post evaluatie indicatief aangeven welke inzet van middelen tot welk natuureffect heeft geleid. Globale afwegingen van beleidsinzet
- Bij invulling van stappen 1, 2 en 3 aangegeven wat de kosten van de beleidsinzet zijn en wat de realisatie van natuurdoelen is zonder dat er getracht wordt getracht aan te geven in hoeverre de realisatie van natuurdoelen wordt veroorzaakt door de beleidsinzet.

## 4 Gebiedsaanpak

Om na te gaan waar je tegen aanloopt wanneer je in de praktijk probeert te bepalen wat de kosteneffectiviteit van het natuurbeleid is, is gekozen om een analyse te doen van een gebied. Deze exercitie liep parallel met de ontwikkeling van een methodiek. Hoewel er veel overeenkomsten zijn, is het niet zo dat alle stappen – hierboven beschreven – ook voorkomen in de gebiedsanalyse.

Getracht is inzicht te verkrijgen in:

- (1) de gegevensbeschikbaarheid;
- (2) de wijze van bepaling van ecologische effecten;
- (3) de wijze van toerekening van kosten aan maatregelen per type natuur;
- (4) de wijze van toerekening van ecologische effecten aan maatregelen en kosten.

In dit hoofdstuk wordt een beschrijving gegeven op hoofdlijnen van de gebiedsaanpak die in 2003 is gedaan. Deze aanpak is in meer detail beschreven in het eindrapport van Project A (zie Nijhof et al., 2003).

### 4.1 De aanpak

De gevolgde methode tracht een antwoord te vinden op de volgende drie hoofdvragen:

1. Wat is er bereikt, c.q. wat is de mate van doelrealisatie?
2. Wat zijn de maatregelen en kosten?
3. Wat is de relatie tussen resultaat (doelrealisatie) en de inzet van (fysieke) maatregelen.

#### ***Doelrealisatie***

Bij de mate van doelrealisatie zijn verschillende beoordelingskaders vergeleken die gebruikt kunnen worden om doelen te onderscheiden en te meten. Het betreft de Handboek Natuurdoeltypen (Bal et al., 2001), de natuurdoelen uit SGR2 (LNV, 2002) de systematiek van het Programma Beheer (Migchels et al., 2000), de Staatsbosbeheer subdoeltypen, Natuurmonumenten natuurtypen en de Natuurwaarde graadmeter van het Milieu- en Natuurplanbureau (Ten Brink et al., 2001).

Op basis van ecologische databeschikbaarheid, de landelijke toepasbaarheid en de beschikbaarheid van kostengegevens is gekozen om de natuurdoelen van SGR2 te gebruiken. De systematieken van de beheerders zijn hiernaartoe omgezet. De aggregatie tot de natuurdoelen van SGR2 was noodzakelijk omdat op het niveau van natuurdoeltypen geen gegevens over kosten beschikbaar waren. De aggregatie bleek lastig te zijn voor terreintypen die uit meerdere natuurdoelen bestonden.

De analyse naar de waarde van natuur is uitgevoerd op zowel gebiedsniveau (het onderzoeksgebied in zijn geheel; voor het project Natuurwinst EHS) als natuurdoelenniveau (de beide casusgebieden kennen een aantal SGR-natuurdoelen; voor het project Gebiedsanalyse Kosteneffectiviteit). De waarde van de natuur in dit onderzoek wordt voor een specifiek jaar of periode bepaald door:

$$\frac{\text{aantal aanwezige Handboek Natuurdoeltypen doelsoorten voor de  
soortsgroepen planten & broedvogels in natuurdoel SGR}}{\text{landelijk aanwezige aantal Handboek Natuurdoeltypen doelsoorten  
voor alle soortsgroepen voor het gestelde natuurdoel SGR}} * 100\%$$

*waarin met doelsoorten de doelsoorten van het Handboek Natuurdoeltypen worden bedoeld.*

Dit levert een percentage op dat verschillende jaren onderling vergelijkbaar maakt en inzicht geeft in veranderingen. Doordat het aantal aanwezige doelsoorten gedeeld wordt door het totaal aantal doelsoorten kan gesproken worden van een globale indicatie van de mate van doelbereiking. In het Handboek Natuurdoeltypen wordt per natuurdoeltype een percentage gegeven dat minimaal bereikt moet worden wil het doel gehaald zijn. Voor de in de onderzoeksgebieden voorkomende natuurdoeltypen ligt dat percentage tussen de 20 en 30%. Normaal gesproken wordt bij de beoordeling volgens het Handboek Natuurdoeltypen een doelsoort pas meegenomen als deze een bepaalde minimum aanwezigheid overschrijdt. In dit onderzoek zijn er echter geen aantalsgegevens bekend en worden alle doelsoorten die waargenomen zijn meegenomen. De getoonde resultaten zijn dus een globale indicatie van de maximale mate van doelbereiking.

### ***Maatregelen en kosten***

Dit onderzoek heeft zich gericht op de fysieke maatregelen die uitgevoerd zijn door Staatsbosbeheer, Natuurmonumenten en het waterschap/hoogheemraadschap. Onderscheid is gemaakt in reguliere maatregelen en incidentele maatregelen. Reguliere maatregelen vinden jaarlijks of tweejaarlijks plaats en zijn gericht op het handhaven van de bestaande situatie. Incidentele maatregelen zijn eenmalige omvormings- of herstelmaatregelen die projectmatig worden uitgevoerd en waarvoor doorgaans aanvullende subsidie is verkregen, zoals het graven van petgaten en kappen van moerasbossen of het plaatsen van een defosfatiseringsinstallatie.

Informatie over de genomen maatregelen is verkregen van de beheerders (m.n. opzichters) en uit diverse beheersplannen en -visies. Daarnaast verschaft de financiële administratie informatie over de genomen maatregelen.

## **4.2 Praktijktoets**

Als studieobject zijn de laagveenmoerassen geselecteerd, waarbij afstemming heeft plaatsgevonden met het project "Natuurwinst EHS", dat in het kader van de Natuurbalans 2003 is uitgevoerd. Laagveenmoerassen is een natuurtype waarvoor Nederland internationaal gezien grote verantwoordelijkheid draagt. Binnen de laagveenmoerassen is sprake van een complex aan maatregelen uitgevoerd door verschillende actoren, die ingezet worden om de natuurdoelen te realiseren. Binnen de laagveenmoerassen zijn twee gebieden gekozen, te weten de Nieuwkoopse Plassen en de Weerribben. Samen vormen deze gebieden een kwart van de Nederlandse laagveenmoerassen.

In eerste instantie was het streven van dit onderzoek een overzicht te krijgen van de ecologische effecten en alle kosten die gemaakt worden door de verschillende actoren. Het verkrijgen van gegevens bleek zeer tijdrovend te zijn. Uiteindelijk is vooral gewerkt met de gegevens die beschikbaar zijn gekomen bij de terreinbeherende instanties van het desbetreffende gebied. Aanvullend is getracht gegevens van waterschappen/hoogheemraadschappen te verkrijgen.

### **Ecologische effecten / Doelrealisatie**

Bij de analyse van de ecologische gegevens voor de bepaling van de mate doelrealisatie kwamen de volgende knelpunten naar voren:

- ecologische meetgegevens op gebiedsniveau zijn beperkt aanwezig;
- ecologische inventarisaties zijn niet op een eenduidige manier uitgevoerd.

Alleen voor planten en broedvogels zijn er voldoende meetgegevens. Om te bepalen hoe representatief de twee soortgroepen planten en broedvogels zijn is onderzocht hoe groot het aandeel van deze twee onderzochte soortgroepen is binnen het totaal aantal doelsoorten. Planten en broedvogels samen maken 64-73% van het totaal aantal doelsoorten uit. Verdere uitspraken over de globale indicatie van de mate van doelbereiking en veranderingen in natuurwaarde berusten dus op een aanzienlijk deel van het totaal aantal doelsoorten.

- Meetgegevens waren slechts voor een beperkt aantal jaren beschikbaar. Voor planten was alleen de aan- en afwezigheid van soorten voorhanden, voor broedvogels zijn aanvullende gegevens over abundantie (aantallen) aanwezig.
- Niet alle doelsoorten die op de Natuurdoeltypen-lijst voorkomen worden door de terreinbeherende instanties gemonitord. Zoals hierboven reeds is aangegeven gebruiken zij een eigen systematiek met soms andere doelsoorten.

Zoals aangegeven in Tabel 6 moet de globale mate van doelbereiking per SGR natuurdoel met de nodige voorzichtigheid bekeken worden.

*Tabel 6. Globale indicatie van de mate van doelbereiking per natuurdoel voor de Weerribben. Gezien de beperkingen die de onderliggende data met zich meebrengt moeten de resultaten vooral relatief gezien worden en de getallen met de nodige zorgvuldigheid worden bekeken.*

<b>Natuurdoelen SGR Weerribben</b>		<b>Vóór 1990</b>		<b>Vanaf 1990</b>	
		%	Indicatieve mate van doelbereiking	%	Indicatieve mate van doelbereiking
8	Moeras	16	–	20	+/-
9	Natte graslanden	17	–	20	–
12	Bloemrijk grasland	11	–	11	–
18	Bos van laagveen en klei	17	–	17	–
23	Overig stromend en stilstaand water	9	–	6	–
25	Overige natuur	5	–	5	–

<b>Natuurdoelen SGR Nieuwkoopse Plassen</b>		<b>1974/1975</b>		<b>1984</b>		<b>1997</b>	
		%	Indicatieve mate van doelbereiking	%	Indicatieve mate van doelbereiking	%	Indicatieve mate van doelbereiking
8	Moeras	17	–	15	–	22	+/-
9	Natte graslanden	15	–	13	–	21	–
12	Bloemrijk grasland	10	–	10	–	16	–
18	Bos van laagveen en klei	13	–	10	–	20	–
23	Overig stromend en stilstaand water	10	–	9	–	11	–
25	Overige natuur	6	–	4	–	7	–

De percentages per natuurdoel SGR zijn als volgt bepaald:

Aantal aanwezige Handboek Natuurdoeltype doelsoorten voor de soortsgroepen planten & broedvogels in natuurdoel SGR

\* 100%

Landelijk aanwezige aantal Handboek Natuurdoeltype doelsoorten voor alle soortsgroepen voor het gestelde natuurdoel SGR

Als tenminste 20 tot 30% (percentage is afhankelijk van het natuurdoeltype) van de doelsoorten aanwezig zijn in een terrein, is het doel in principe bereikt.

### ***Kosten***

De kosten voor regulier beheer en kosten voor incidentele maatregelen (projecten) zijn bij zowel Staatsbosbeheer als bij Natuurmonumenten goed afzonderlijk te bepalen. Ook is geadmineistreerd welke opbrengsten zijn verkregen uit (mede-)financieringen (o.a. subsidies van overheden). Daarmee is voor een deel aan te geven welke instrumenten van de overheid hebben geleid tot het uitvoeren van maatregelen.

Uit de studie is gebleken dat er slechts globaal inzicht kan worden gegeven in de kosten van de genomen maatregelen. Opvallend gegeven daarbij is dat voor eenzelfde natuurdoel in verschillende gebieden de kosten aanzienlijk kunnen verschillen. De kosten voor maatregelen in verschillende gebieden - en daarmee de kosteneffectiviteit - worden slechts voor een deel bepaald door de aard van de fysieke maatregelen die zijn uitgevoerd. De kosten worden eveneens bepaald door de manier waarop en de omstandigheden waaronder ze worden uitgevoerd. Drie voorbeelden:

- (1) de kosten voor bepaalde maatregelen kunnen in een bepaalde gebied laag zijn doordat ze (deels) uitgevoerd worden door vrijwilligers;
- (2) kosten voor bepaalde maatregelen in een ontoegankelijk gebied zijn vele malen hoger dan in een gebied dat goed toegankelijk is; en
- (3) aankoop van grond is in het noorden van het land goedkoper dan in de randstad.

In de voorbeelden gaat het om dezelfde maatregelen, die dezelfde effecten kunnen hebben. Toch leidt het tot een andere kosteneffectiviteit die meer bepaald is door de omstandigheden waarin de maatregelen uitgevoerd moeten worden dan door de aard van de maatregelen.

Bij het bepalen van kosten zijn de volgende ervaringen opgedaan:

- Verschillen in de wijze van boeken. Staatsbosbeheer boekt kosten op doeltypen of hulpkostenplaatsen en op maatregelen. Natuurmonumenten hanteert een andere indeling, Zij boeken ook een deel van de kosten op terreinen en een deel op hulpkostenplaatsen. Natuurmonumenten boekt kosten niet op maatregelen. De kosten voor regulier beheer en incidentele maatregelen zijn bij Staatsbosbeheer in één systeem geadmineistreerd. Er kunnen met het boekhoudsysteem wel afzonderlijke overzichten worden gemaakt van beide typen kosten. Bij Natuurmonumenten worden beide type kosten in verschillende systemen bijgehouden. Staatsbosbeheer en Natuurmonumenten hebben in respectievelijk 1998 en 2002 wijzigingen in de administraties doorgevoerd. Daarom zijn bij Staatsbosbeheer voor het bepalen van de kosten voor het reguliere beheer en de incidentele maatregelen gegevens van 1998 - 2002 gebruikt. Voor de reguliere kosten van Natuurmonumenten is gebruik gemaakt van de gegevens van 2002. Voor de kosten van incidentele maatregelen is gebruik gemaakt van apart geadmineistreerde gegevens vanaf 1990.

- Administratieve eenheden (beheerseenheden) komen niet overeen met grenzen van de gebieden (objecten). Doorgaans vallen er meerdere objecten onder een beheerseenheid. Dit betekent dat de kosten voor een bepaald terreintype (doeltype of natuurtipe) in de administratie soms betrekking hebben op terreinen die verdeeld zijn over meerdere gebieden. Ook de kosten die zijn geboekt op algemene kostenplaatsen hebben betrekking op meerdere gebieden. Daarom zijn de kosten van de beheerseenheden toegerekend aan gebieden. Dit is naar rato van de verdeling van de terreintypen over de verschillende objecten en de kosten per terreintype. De kosten op de algemene kostenplaatsen zijn toegerekend naar rato van de oppervlakte per gebied.
- Op de hulpkostenplaatsen zijn diverse apparaatkosten geboekt. Er zijn echter verschillen tussen beide organisaties en ook binnen de organisaties kunnen verschillen zijn.
- Natuurmonumenten schrijft (vooralsnog) niet af op gebouwen, Staatsbosbeheer doet dit wel. In het algemeen worden de kosten voor gebouwen bij Staatsbosbeheer geboekt op hulpkostenplaatsen. Enkele beheerseenheden wijken hier echter vanaf. Bij hen wordt gebruik gemaakt van een mobiele ploeg. Deze mobiele ploeg is een aparte administratieve eenheid die door de Weerribben wordt ingehuurd. De mobiele ploeg berekent de kosten voor gebouwen door in de tarieven voor arbeid, waarmee de kosten voor gebouwen direct op doeltypen drukken en niet op hulpkostenplaatsen.
- Een deel van de apparaatkosten worden bij Staatsbosbeheer op doeltypen geboekt, terwijl ze bij Natuurmonumenten op algemene kostenplaatsen worden geboekt. Deze kostenposten zijn bij Staatsbosbeheer eenvoudig overgeboekt naar hulpkostenplaatsen. Voor beide gebieden geldt dat de apparaatkosten boven het organisatieniveau van de beheerseenheid niet zijn meegenomen.

### ***Kosteneffectiviteit***

De uitvoering van dit gedeelte van de studie was enigszins complex omdat:

- Staatsbosbeheer onderscheidt een voor deze studie te groot aantal maatregelen. Daarom zijn de kosten van verschillende maatregelen samengevoegd tot clusters van maatregelen.
- Natuurmonumenten boekt kosten niet op maatregelen, maar op basis van de boekingen van kosten was wel te zien welke maatregelen het betrof en de kosten zijn alsnog aan maatregelen (clusters) toegedeeld.
- De kosten voor personeel en machines konden bij Staatsbosbeheer makkelijk per maatregel en doeltype worden bepaald omdat Staatsbosbeheer in het tijdregistratiesysteem ook onderscheid maakt naar doeltypen en maatregelen. Bij Natuurmonumenten wordt geen tijdregistratiesysteem gehanteerd. De kosten voor personeel en machines worden dan ook op een hulpkostenplaats geboekt. Op basis van informatie van de beheerder (in dit rapport is gebruik gemaakt van de werkplanning) kan wel een toerekening naar maatregelen en natuurtypen plaatsvinden.
- Kosten die op hulpkostenplaatsen zijn geboekt zijn moeilijk toe te delen aan maatregelen of terreintypen. Het toerekenen van deze kosten kan gebeuren op basis van de direct op maatregelen en terreintypen geboekte kosten, maar deze geven niet altijd een goede maat voor indirecte kosten. Als voorbeeld kan gedacht worden aan gronden die worden verpacht of 'om niet' in gebruik worden gegeven. Doordat de kosten hiervan zeer laag zijn of leiden tot opbrengsten, zal ook de hoeveelheid toegerekende indirecte kosten laag zijn. In werkelijkheid kunnen de kosten voor monitoring, controle, overleg, opstellen van contracten aanzienlijk zijn. Een andere mogelijkheid is om een deel van de indirecte kosten gelijk over iedere hectare terrein te verdelen en het overige deel op basis van de directe kosten te verdelen (naar voorbeeld van de budgettering van Staatsbosbeheer). In dit onderzoek zijn de kosten op hulpkostenplaatsen niet aan terreintypen of maatregelen toegedeeld.



- Het is nog onduidelijk hoe de kosten voor aankopen van grond voor natuur dienen te worden berekend. Een mogelijkheid is om uit te gaan van jaarlijkse rentekosten voor het uitgegeven kapitaal. Echter, als op jaarbasis de kosten van grond dienen te worden bepaald, dan geven de rentekosten van alleen de in dat jaar verworven gronden geen goed beeld van de kosten. Er zou dan uitgegaan moeten worden van de totale uitgaven aan verwerving van gronden in een gebied, wat betekent dat van alle percelen de aanschafwaarde bekend moet zijn. Dit lijkt weinig haalbaar.
- Ook is niet duidelijk hoe omgegaan dient te worden met het toerekenen van kosten voor incidentele maatregelen aan verschillende perioden. Vooralsnog zijn de totale kosten voor incidentele maatregelen door Staatsbosbeheer en Natuurmonumenten gedeeld door het aantal jaren waarover de data verzameld zijn om te komen tot een jaarlijks gemiddeld kosten. Veel maatregelen werken echter veel langer door en zouden dan ook over een langere periode afgeschreven moeten worden. Aan de andere kan zijn er voor de beschouwde periode ook incidentele maatregelen uitgevoerd die nog effect hebben op de natuurkwaliteit in de gebieden, en waarvoor dus geen kosten van zijn weergegeven.

Causale relaties tussen maatregelen en ecologische effecten bleken lastig te bepalen (zie ook werksessie met experts die door deelproject B is gedaan). Hierbij zijn een aantal factoren die een rol spelen:

- de effecten van verschillende maatregelen die tegelijkertijd inwerken op een natuurdoel zijn lastig te scheiden;
- er bestaat onduidelijkheid over de effecten van maatregelen die niet direct inwerken op een bepaald natuurdoel;
- ecologische systemen hebben de neiging om langzaam te reageren, waardoor onduidelijk is of een uitgevoerde maatregel volledig zijn effect heeft gehad.
- het is onduidelijk wat het effect zou zijn geweest als de maatregel niet genomen zou zijn.

Ook worden effecten niet alleen bepaald door de aard van de maatregelen, maar ook door factoren die situatieafhankelijk zijn. Hierbij kan worden gedacht aan het lokale depositieniveau van verzurende en vermestende stoffen, grondwaterstanden, waterkwaliteit, aanwezigheid van soorten in de omgeving en dispersiemogelijkheden van soorten. Om uitspraken te doen over de effectiviteit van een groep van fysieke maatregelen dient men inzicht te hebben in de locatiespecifieke uitgangssituatie die van invloed is geweest op het behaalde resultaat.

Gegevensbeschikbaarheid met betrekking tot de mate van doelrealisatie en de onzekerheid over de betrouwbaarheid van de uitkomsten was nogal een probleem. De gegevens gaven te weinig inzicht in het exacte moment en locatie waar bepaalde maatregelen genomen zijn. Hierdoor was het niet duidelijk waar bepaalde maatregelen zijn uitgevoerd en waar natuurresultaten werden gerealiseerd.

Zowel Staatsbosbeheer als Natuurmonumenten ontwikkelen echter momenteel een monitoringssysteem waarmee in de toekomst meer inzicht kan worden verkregen in de relatie tussen kosten/maatregelen en waargenomen effecten op de natuur.

### **4.3 Reflectie op de gebiedsanalyse**

Zoals aangegeven is dit onderzoek gedaan om inzicht te krijgen in een aantal aspecten die kunnen bijdragen aan een beoordeling van de kosteneffectiviteit van het natuurbeleid:

### **1. De gegevensbeschikbaarheid**

Over het algemeen is de beschikbaarheid van data voor zoogdieren, reptielen, amfibieën, vlinders en libellen beperkt en wordt vaak pas vanaf het laatste decennium gemonitord. Voor planten en broedvogels gold dat er veel data aanwezig was voor meerdere soorten en verspreid over meerdere jaren. De data zijn echter onderling lang niet altijd vergelijkbaar door de verschillende inventarisatiemethoden die gebruikt zijn.

Gegevens die betrekking hadden op kosten bleken versnipperd te zijn over meerdere organisaties en binnen één organisatie over verschillende personen, waardoor het verkrijgen van gegevens zeer tijdrovend bleek. Daarom is vooral gewerkt met de gegevens die beschikbaar zijn gekomen bij de terreinbeherende organisaties van het desbetreffende gebied. Aanvullend is getracht gegevens van waterschappen/hoogheemraadschappen te verkrijgen.

### **2. De wijze van bepaling van ecologische effecten**

Alleen de gegevens van broedvogels en planten zijn meegenomen bij het bepalen van de ecologische effecten. Hierbij is enkel gekeken naar aanwezigheid van een bewuste soort en niet naar het aantal individuen van een soort dat aanwezig is (abundantie). Een inventarisatie van deze aanwezigheid, uitgesplitst naar een periode vóór en een periode na 1990, gaf een indicatie of er een toe- of afname van het aanwezige aantal doelsoorten te zien was.

### **3. De wijze van toerekening van kosten aan maatregelen per type natuur**

Voor zover mogelijk is getracht om zowel reguliere als incidentele kosten die gepaard zijn gegaan met maatregelen te koppelen aan de natuurdoelen (zie bijvoorbeeld tabel 7).

*Tabel 7. Belangrijkste reguliere beheersmaatregelen in de Nieuwkoopse Plassen en de Weerribben, in de periode 1990 - 2002.*

<b>Natuurdoel</b>		<b>Belangrijkste reguliere maatregelen</b>	
Nr	Naam	Nieuwkoopse Plassen	Weerribben
8	Moeras	Wintermaaien rietland	Wintermaaien rietland Zomermaaien Bevloeien Vroege beëindiging oogst
9	Natte graslanden	Maaien en afvoeren	Maaien en afvoeren
12	Bloemrijk grasland	Maaien en afvoeren, begrazen	Maaien en afvoeren, begrazen
18	Bos van laagveen en klei	Geen actief beheer	Geen actief beheer
19	Bos van arme gronden	n.v.t.	Geen actief beheer
23	Overig stromend en stilstaand water	-	Peilbeheer
25	Overige natuur	n.v.t.	Maaien en afvoeren, begrazen
26	Middenbos, Hakhout en Griend	n.v.t.	Afzetten/oogsten
27	Multifunctioneel bos	n.v.t.	
	Recreatie	Surveillance Onderhoud voorzieningen	Surveillance Onderhoud voorzieningen
	Algemeen	Onderhoud infrastructuur	Onderhoud infrastructuur

### **4. De wijze van toerekening van ecologische effecten aan maatregelen en kosten**

Vooralsnog bleek het erg lastig om maatregelen en kosten te koppelen aan ecologische effecten. Met andere woorden het was lastig om causale relaties te bepalen (zie einde paragraaf 4.2).

**Dus:** Een duidelijk antwoord op de vraag omtrent de kosteneffectiviteit van maatregelen inzake het natuurbeleid, geformuleerd door de Directie Natuurbeheer en het Ministerie van Financiën, blijkt op gebiedsniveau op basis van een ex-post analyse niet te geven. Beperkingen in de beschikbare data en het ontbreken van een éénduidige beoordelingssystematiek maken dat onmogelijk.

De gebiedsanalyse kent de volgende sterke punten:

- Er wordt uitgegaan van werkelijke kosten en werkelijke effecten in een gebied;
- KE analyse kan helpen om tot een meer eenduidige aanpak bij de betrokken organisaties te komen ten aanzien van het bepalen van ecologische effecten en het boeken van kosten.

De volgende punten behoeven nog enige extra aandacht:

- Gezien de moeilijkheden die er waren wat betreft de aanwezigheid van ecologische gegevens en gegevens inzake kosten, zou het goed zijn om in de toekomst extra aandacht te besteden aan het soort data dat verzameld moet worden
- Er is weinig of geen ecologische basis om landelijk (voor alle gebieden) op gebiedsniveau kosten aan effecten te kunnen toeschrijven. Daarvoor ontbreekt het aan voldoende regionale ecologische modellering. Deze zou per gebied opgezet moeten worden.
- De kosten zijn niet consistent in tijd en ruimte en niet op een eenduidige manier gedefinieerd door verschillende organisaties. Voor het bepalen van de ecologische effecten is een langdurige consistente verzameling van gegevens nodig. Deze meetgegevens moeten bovendien aansluiten bij de systematiek die gekozen wordt om de effectiviteit te bepalen.
- Werkelijke kosten en werkelijke effecten in een gebied kunnen door specifieke omstandigheden sterk verschillen. Om in z'n algemeenheid iets te zeggen over kosteneffectiviteit van groepen van maatregelen is het gewenst ten minste zichtbaar te maken in hoeverre deze omstandigheden een rol spelen. Het lijkt daarom gewenst om - eventueel naast de werkelijke kosten - de kosten onder "gemiddelde omstandigheden" aan te geven, op basis van kostennormen. Dat heeft alleen zin als je inzicht hebt in de causale relatie tussen maatregelen en effecten. Als je dat niet hebt, is een gemiddelde situatie moeilijk te bepalen.

In conclusie, de gebiedsanalyse is zeer nuttig geweest, omdat deze duidelijk heeft gemaakt dat het nodig zal zijn om in de toekomst tot eenduidige afspraken te komen wat betreft het type gegevens dat gemeten moet worden. Ook de manier waarop boekhoudingen bijgehouden worden behoeft extra aandacht. Zoals op p. 29 al gemeld werken zowel Staatsbosbeheer als Natuurmonumenten aan verbeteringen van hun monitoringssystemen zodat in de toekomst kosteneffectiviteitanalyses op basis van hun gegevens gemakkelijker uitgevoerd kunnen worden.

## 5 Operationalisering van Natuur voor Mensen

De probleemstelling van dit project luidt:

*“Is het mogelijk de doelen die in het natuurbeleid beschreven staan voor “natuur voor mensen” zodanig te operationaliseren dat ze bruikbaar kunnen zijn voor een kosteneffectiviteitsstudie?”*

De volgende clusters van doelen uit de nota Natuur voor mensen, mensen voor Natuur van het ministerie van LNV zijn geïnventariseerd:

- i. Landschappelijke identiteit
- ii. Groen om de stad
- iii. Meervoudig ruimtegebruik
- iv. Ontwikkelingsgerichte landschapsaanpak
- v. Natuurbewustzijn in de samenleving
- vi. Samenleving eigen verantwoordelijkheid voor natuur en landschap
- vii. Samenwerking met anderen
- viii. Inspelen op belevings- en gebruikswaarden van natuur

Deze clusters van doelen zijn uitgewerkt in een set van 25 subdoelen

1. Versterking van de (cultuurhistorische) identiteit en kwaliteit van landschap
2. Sterk inzetten op meervoudig ruimtegebruik en ontwikkelingsgerichte landschapsaanpak
3. Vergroten natuurbewustzijn in de samenleving
4. Samenleving aanspreken op eigen verantwoordelijkheid voor natuur en landschap
5. Verbreding natuurbeleid door samenwerking met bestuurlijke partners, bedrijfsleven en burgers
6. Robuuste verbindingen dragen bij aan versterking landschappelijke en cultuurhistorische identiteit, de groene kwaliteit bij de stad en recreatie
7. Versterking educatieve, recreatieve en belevingswaarde nationale Parken
8. Vermindering verstoring van stilte en duisternis van natuur
9. 90% openstelling EHS voor extensieve recreatie
10. Versterken identiteit Nederland-Waterland en beekdallandschappen
11. Realisering 3000 ha goed toegankelijke nieuwe natte natuur langs IJsselmeer
12. Realisering 3000 ha nieuwe natte natuur met recreatief medegebruik
13. Bescherming van bossen, wetlands, zeeën en kusten van internationale betekenis, van een voldoende omvang en kwaliteit
14. Bewerkstelligen van duurzaam gebruik van biodiversiteit in toerisme
15. Handhaven van de mogelijkheden voor het ervaren van de dynamiek van de natuurkrachten wind, water, zand en zout op de overgang van open water naar droge kustzone.
16. Handhaven van de openheid, weidsheid, stilte en duisternis van de gehele kustlijn
17. Handhaven en waar mogelijk bevorderen van de mogelijkheden om de aanwezigheid van bijvoorbeeld vogels, vissen en zeezoogdieren te ervaren.
18. Ecologische en recreatieve kwaliteitsverbetering van 400.000 ha landelijk gebied door 40.000 ha aanleg, herstel en beheer van kenmerkende landschapselementen
19. Groei van de openstelling van het agrarisch cultuurlandschap via vrijliggende fiets- en wandelpaden substantieel
20. Versterking recreatief medegebruik landschap

21. Stimulering openstelling agrarische cultuurlandschappen
22. Vergroting recreatieve ontsluiting door onder meer openstellen schouwpaden
23. Verbetering oppervlakte van hoogwaardig groen om de stad ten behoeve van de stedelijke gebruikers.
24. Herinrichting bestaand stedelijk gebied wordt benut voor verbetering toegankelijkheid en bruikbaarheid groen in de stad (inclusief de verbinding met groen om de stad).
25. Verbetering recreatieve bereikbaarheid, de beleefbaarheid en de bruikbaarheid van het groen in en om de stad

Er is onderzocht welke bestaande onderzoeken, methoden en modellen gebruikt kunnen worden om deze set van subdoelen te operationaliseren zodat ze gebruikt kunnen worden bij een kosteneffectiviteitsstudie. Daarbij wordt de nadruk gelegd op de volgende bestaande onderzoeken, methoden en modellen:

1. onderzoek naar groen in en om de stad
2. methode van recreatieve kwaliteit
3. onderzoek naar natuurbeelden van mensen
4. onderzoek naar toegankelijkheid van bos-, natuur en agrarische gebieden
5. model AVANAR
6. model FORVISITS
7. BelevingsGIS
8. LEAF

Van de 25 subdoelen zijn van 5 subdoelen niet direct onderzoeken of methoden voorradig om op enige wijze het doel te kunnen operationaliseren. Dit zijn de subdoelen 2, 3, 17, 21 en 24. Van de andere subdoelen zijn wel onderzoeken, methoden en modellen aanwezig, die met de nodige creativiteit kunnen worden ingezet om een subdoel te meten of inzicht te verschaffen. Deze onderzoeken zijn namelijk niet specifiek opgezet om het subdoel te operationaliseren. De probleemstellingen van deze onderzoeken hebben echter soms wel een relatie met het subdoel. Per subdoel is beschreven welk onderzoek, methode of model gebruikt zou kunnen worden. In het algemeen geven de onderzoeken vaak het percentage Nederlanders met een bepaalde opvatting weer of via GIS-analyse wordt een bepaalde waarde van een ruimtelijk eenheid berekend. Deze onderzoeken en modellen kunnen als een soort "nulmeting" worden beschouwd. Daarbij moet wel een zekere mate van goedkeuring van beleidsmakers gekregen worden om een dergelijk onderzoek te mogen gebruiken voor het meten van een subdoel. In sommige gevallen zal waarschijnlijk toch besloten moeten worden om een nieuw onderzoek op te zetten, specifiek gericht op het operationaliseren van het subdoel. Ook zal het voor kunnen komen dat het onderzoek inmiddels "gedateerd" is, waardoor ook een nieuw onderzoek te prefereren valt. Een voorbeeld hiervan is het onderzoek naar de recreatieve kwaliteit van het landelijk gebied. Dit onderzoek is in 1996 gehouden onder een populatie van de Nederlandse bevolking. Dat is inmiddels 8 jaar oud en de opvattingen kunnen in deze periode veranderd zijn. Na inzet van middelen, kan na een aantal jaren hetzelfde onderzoek of dezelfde GIS-analyse opnieuw worden uitgevoerd, zodat gemeten kan worden of er sprake is verbetering, versterking, vergroting of andere "ing-woorden" die in de subdoelen staan.

Tenslotte is onderzocht welke subsidieregeling het Rijk op dit moment voorhanden heeft om de subdoelen te kunnen bereiken. Het blijkt dat er voor slechts 3 subdoelen geen Rijkssubsidieregelingen aanwezig zijn.

## 6 Conclusies: lessen uit het verleden voor toekomstige uitdagingen

De studie die we hier hebben samengevat had als doel om een methodiek te ontwikkelen waarmee we kunnen nagaan hoe kosteneffectief het natuurbeleid is geweest. In alle drie de projecten zijn grote vorderingen gemaakt bij de beantwoording van deze vraag. Nu al kunnen we een aantal voorlopige conclusies formuleren, namelijk:

- Het is mogelijk om een integrale methode uit te werken waarmee de kosteneffectiviteit van natuurtypen van de natuurwaardegraadmeter voor de gekozen beleidsonderwerpen in beeld kan worden gebracht.
- Ook als de methode volledig is uitgewerkt blijft de kosteneffectiviteitsaanpak een tentatief karakter houden omdat het moeilijk blijft om de causale relatie tussen uitgevoerde maatregelen en ecologische effecten hard te maken.
- Gezien het tentatieve karakter van de integrale aanpak blijft het nodig om zorgvuldig na te gaan op welke manier onze nationale meetnetten aangepast moeten worden ten einde een adequate kosteneffectiviteitsstudie te kunnen doen.

De uitgangspunten van het project zijn en zullen centraal blijven staan in het vervolg. In de fase die we nu afronden zijn alle bouwstenen aangedragen voor het effectief in gang zetten van de volgende stappen, namelijk de nadere uitwerking van de methodiek via de toepassing ervan.

### ***Tot slot***

1. Er is een raamwerk opgezet dat uitgewerkt kan worden tot een systeem dat uitspraken kan doen over de KE van het Natuurbeleid. Voor de verdere invulling van dit raamwerk dienen een aantal randvoorwaarden te worden vervuld, deze vormen mogelijke activiteiten in het volgende jaar.
2. Kennis en/of modellering van de relatie tussen maatregelen en effecten is essentieel voor het functioneren van het raamwerk. Voor de relaties tussen verschillende typen maatregelen en natuurdoelen moet duidelijk zijn waarover wel en waarover geen kennis aanwezig is, en wat dat voor de kwaliteit van de KE uitspraken betekent.
3. Er wordt nu weinig systematisch gemonitord; zowel op ecologisch als economisch terrein, waardoor vergelijkingen moeilijk zijn. Bij het vergroten van kennis kan systematisch monitoren helpen.
4. Mogelijk is een uitgebreide ex-ante analyse van de reeds beschikbare ecologische gegevens op zijn plaats, voordat nieuwe inspanningen worden afgesproken. Ontsluiten van lopende inventarisaties is nodig.
5. Het project Natuurkosten levert ook materiaal voor de verandering/verbetering van de economische poot van het geheel. Hiervan wil ook het CBS profiteren bij de monitoring.

## Referenties

- Alcamo, J., R.W. Shaw, L. Hordijk, 1990. The RAINS model of acidification; science and strategies in Europe. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands.
- Amann, M., I. Bertok, J. Cofala, F. Gyarmas, C. Heyes, Z. Klimont, M. Makowski, W. Schöpp, S. Syri, 1998. Cost-effective control of acidification and ground-level ozone: 6th Interim Report to the European Commission, DG-XI. Interim Report. International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA), Laxenburg, Austria. <http://www.iiasa.ac.at/~rains/>.
- Baumgärtner, S., 2003. Optimal investment in multi-species protection: interacting species and ecosystem health. forthcoming in: *Ecosystem Health*.
- Blok, S., C.M.Goossen, H.J.J.Kroon, R.B.A.S., van Kralingen, 2003. Verkenning kosteneffectiviteit natuur voor mensen, Alterra-rapport 885, Wageningen, 2003
- Brink, C.J. et.al. Kosteneffectiviteit natuurbeleid-Methodiekontwikkeling-Tussenrapportage 2003, Planbureau-werk in uitvoering, werkdocument X, Wageningen (in voorbereiding)
- Brink, C., 2003. Modelling cost-effectiveness of interrelated emission reduction strategies - the case of agriculture in Europe. PhD thesis, Environmental Economics and Natural Resources Group, Wageningen University, Wageningen, the Netherlands.
- Boone, J.A., K.H.M. Van Bommel, E.J. Bos, M.N. Van Wijk, 2003. Natuurkostenmethodologie. Inventarisatie van discussiepunten. Rapport 3.03.01. LEI, Den Haag.
- Calkin, D.E., C.A. Montgomery, N.H. Schumaker, S. Polasky, J.L. Arthur, D.J. Nalle, 2002. Developing a production possibility set of wildlife species persistence and timber harvest value. *Canadian Journal of Forest Research* 32(8): 1329-1342.
- Davidson, M.D., R.C.N. Wit, 2002. Weging van emissiereducties; Is explicitering en uniformering zinvol voor de rijksoverheid? Rapport 02.7976.14. CE, Delft.
- Dellink, R., F. Van der Woerd, B. De Boer, 1997. Kosteneffectiviteit van milieuthema's. R-97/10. Institute for Environmental Studies (IVM), Amsterdam.
- Groeneveld, R.A., F. Van Langevelde, 2002. Land trade, transaction costs, and the optimal configuration of nature conservation. unpublished paper.
- Groeneveld, R.A., 2003. Spatially cost-effective species conservation in agricultural landscapes: an ecological-economic modeling synthesis. unpublished paper.
- Meynaerts, E., S. Ochelen, P. Vercaemst, 2003. Milieukostenmodel voor Vlaanderen - achtergronddocument. Vlaamse Instelling voor Technologische Onderzoek (VITO), Mol, België.
- Montgomery, C.A., G.M. Brown, D.M. Adams, 1994. The marginal cost of species preservation: the northern spotted owl. *Journal of Environmental Economics and Management* 26(2): 111-128.
- Montgomery, C.A., 1995. Economic analysis of the spatial dimensions of species preservation: the distribution of northern spotted owl habitat. *Forest Science* 41(1): 67-83.
- Montgomery, C.A., R.A. Pollak, K. Freemark, D. White, 1999. Pricing biodiversity. *Journal of Environmental Economics and Management* 38(1): 1-19.

- Nijhof, B. et.al., 2003/2004. Kosteneffectiviteit natuurbeleid-buikbaarheid gebiedsanalyse, Planbureau-werk in uitvoering, werkdocument, Wageningen (in voorbereiding)
- Nilsson, J., P. Grennfelt, 1988. Critical loads for sulphur and nitrogen. *NORD 1988:97*. Nordic Council of Ministers, Copenhagen, Denmark.
- Posch, M., P.A.M. De Smet, J.-P. Hettelingh, R.J. Downing, 2001. Modelling and mapping of critical thresholds in Europe: Status Report 2001. RIVM Report 259101010. Coordination Center for Effects, National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven, The Netherlands. <http://www.rivm.nl/cce>.
- Ruijgrok, E.C.M., 2000. Valuation of nature in coastal zones. PhD thesis, Vrije Universiteit Amsterdam
- Schmieman, E.C., 2001. Acidification and tropospheric ozone in Europe: towards a dynamic economic analysis. PhD thesis, Environmental Economics and Natural Resources Group, Wageningen University
- Solow, A., S. Polasky, J. Broadus, 1993. On the measurement of biological diversity. *Journal of Environmental Economics and Management* 24(1): 60-68.
- Van der Woerd, F., E.C.M. Ruijgrok, R. Dellink, 2000. Kosteneffectiviteit van verspreiding naar water. Rapport E-00/01. Institute for Environmental Studies (IVM), Amsterdam.
- Van Soest, J.P., H. Sas, G. De Wit, 1997. Appels, peren en milieumaatregelen - Afweging van milieumaatregelen op basis van kosteneffectiviteit. Centrum voor Energiebesparing en schone technologie (CE), Delft.
- VROM, 1998. Kosten en baten in het milieubeleid - definities en berekeningsmethoden. Publicatiereeks milieustrategie 1998/6. Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieu (VROM), Den Haag.
- Wu, J., W.G. Bogess, 1999. The optimal allocation of conservation funds. *Journal of Environmental Economics and Management* 38(3): 302-321.



# Natuurplanbureau-onderzoek



## Verschenen werkdocumenten in de reeks 'Planbureau - werk in uitvoering (per 28 april 2004)

---

Werkdocumenten zijn verkrijgbaar bij het secretariaat van het Natuurplanbureau, vestiging Wageningen – gebouw Alterra-oost, kamer 1.422; tel: (0317) 47 78 45; e-mail: [info@npb-wageningen.nl](mailto:info@npb-wageningen.nl))

Werkdocumenten vanaf nummer 2001/01 zijn ook te downloaden via de NPB-website [www.natuurplanbureau.nl](http://www.natuurplanbureau.nl)

### 1998

- 98/01 *Querner, E.P., Th.G.C. v.d. Heijden & J.W.J. v.d. Gaast.* Beschikbaarheid grond- en oppervlaktewater voor natuur. Nadere uitwerking en toepassing in Oost-Gelderland.
- 98/02 *Reijnen, R.* (samenstelling) Graadmeters biodiversiteit terrestrisch. Graadmeters bijzondere natuurkwaliteit terrestrisch t.b.v. de Natuurplanbureaufunctie en graadmeter ruimtelijke kwaliteit natuur voor Monitoring Kwaliteit Groene Ruimte (MKGR).
- 98/03 *Higler, L.W.G.* Graadmeters biodiversiteit aquatisch.
- 98/04 *Dijkstra, H.* Graadmeters voor landschapskwaliteit. Raamwerk en bouwstenen voor een kwaliteitsindex 2000+.
- 98/05 *Sprangers, J.T.C.M.* (red.) Graadmeters voor algemene natuurkwaliteit: een eerste verkenning.
- 98/06 *Nabuurs, G.J. & M.N. van Wijk.* Graadmeters voor de fysieke producten van bos.
- 98/07 *Buijs, A.E., J.F. Coeterier, P. Filius & M.B. Schöne.* Graadmeters sociaal draagvlak en beleving
- 98/08 *Neven, M.G.G. & E.E.M. Verbij.* Laten we wel zijn! Studie naar conceptualisering van natuurgerelateerd welzijn.
- 98/09 *Kuindersma, W.* (red.), *P Kersten & M. Pleijte.* Bestuurlijke graadmeters. Een inventarisatie van bestuurlijke graadmeters voor de Natuurverkenning 2001.
- 98/10 *Mulder, M., M. Klaassen & J. Vreke.* Economische graadmeters voor Natuur. Ontwikkeling raamwerk en aanzet tot invulling verdelingsgraadmeters.
- 98/11 *Smaalen, J.W.M., C. Schuiling, G.J. Carlier, J.D. Bulens & A.K. Bregt.* Handboek Generalisatie. Generaliseren ten behoeve van graadmeteronderzoek in het kader van Natuurplanbureaufunctie.
- 98/12 *Dammers, E. & H. Farjon.* Naar een nieuwe benadering voor de scenario's van de Natuurverkenningen 2001.
- 98/13 vervallen
- 98/14 *Hinssen, P.J.W.* Activiteiten in 1999 in toeleverende onderzoeksprogramma's. Inventarisatie van projecten en de betekenis van de resultaten daaruit voor producten van het Natuurplanbureau.
- 98/15 *Hinssen, P.J.W.* (samenstelling). Voorstudies Natuurbalans 99. Een inventarisatie van de haalbaarheid van een aantal onderwerpen.

### 1999

- 99/01 *Kuindersma, W.* (red). Realisatie EHS. Intern achtergronddocument bij de Natuurbalans 1999 voor de onderdelen Begrenzing en realisatie EHS, Strategische Groenprojecten, Landinrichting, Compensatiebeginsel en Bufferbeleid.

- 99/02 *Prins, A.H., T. van der Sluis en R.M.A. Wegman.* Begrenzing van beekdalen in de Ecologische hoofdstructuur.; De relatie met biodiversiteit van planten.
- 99/03 *Dijkstra, H.* Landschap in de natuurbalans 1999.
- 99/04 *Ligthart, S.* Bescherming van natuurgebieden, nationale en internationale instrumenten.; Intern achtergronddocument bij de Natuurbalans 1999.
- 99/05 *Higler, B & S. Semmekrot.* Verkennende studie graadmeter natuurwaarde laagveenwateren
- 99/06 *Neven, I. K. Volker & B. van de Ploeg.* Tussenrapportage van een exploratief onderzoek naar de indicering van het concept maatschappelijk draagvlak voor de natuur.
- 99/07 *Wijk, H. van & H. van Blitterswijk.* Achtergronddocument bij de Natuurbalans 1999.
- 99/08 *Kuindersma, W.* Beleidsvaluatie voor de Natuurbalans; Een handleiding voor medewerkers aan de Natuurbalans.
- 99/09 *Hinssen, P. J. Luijt & L. de Savornin Lohman.* Het meten van effectiviteit door het Natuurplanbureau; Enkele overwegingen.
- 99/10 *Koolstra, B.J.H., G.W.W. Wameling & V. Joosten.* Modelkoppeling en –aanpassing SMART/SUMO – LARCH; Modelkoppeling en aanpassing ten behoeve van integratie in de natuurplanner in het kader van het project Graadmeters Natuurwaarde Terrestrisch.
- 99/11 *Koolstra, B.J.H., R.J.F. Bugter, J.P. Chardon, C.J. Grashof, J.D. van Kuijk, R.M.G. Kwak, A.A. Mabelis, R. Pouwels & P.A.Slim.* Graadmeter natuurwaarde terrestrisch; Verslaglegging van de uitgevoerde werkzaamheden.
- 99/12 *Wijk, M.N. van, J.G.de Molenaar & J.J. de Jong.* Beheer als strategie; Een eerste aanzet tot ontwikkelen van een graadmeter beheer (tussenrapportage).
- 99/13 *Kuindersma, W. & M.Pleijte.* Naar nieuwe vormen van beleidsevaluatie voor het Natuurplanbureau?; Een overzicht van evaluatiemethoden en de toepasbaarheid daarvan.
- 99/14 *Kuindersma, W, M. Pleijte & M.L.A. Prüst.* Leemtes in de beleidsevaluatie natuurbalansen ingevuld?; Een verkenning van de mogelijkheden om enkele leemtes in het evaluatiedeel van de Natuurbalans op te vullen.
- 99/15 *Hinssen, P.J.W. & H. Dijkstra.* Onderbouwende programma's; de resultaten van 1999 en de plannen voor 2000. Inventarisatie van projecten en de betekenis van de resultaten daaruit voor producten van het Natuurplanbureau
- 99/16 *Mulder, M. Wijnen & E.Bos.* Uitgaven, kosten en baten van natuur; Inventarisatie van de rijksuitgave aan natuur, bos en landschap en toepassing van maatschappelijke kosten-batenanalyses bij natuurbeleidsverkenning.
- 99/17 *Kalkhoven, J.T.R., H.A.M. Meeuwssen & S.A.M. van Rooij.* Omzetting typologie Basiskaart Natuur 2020 naar typologie Begroeiingstypenkaart
- 99/18 *Schmidt, A.M., M. van Heusden & C.J. de Zeeuw.* Tussenresultaten project Informatielogistiek Natuurplanbureau
- 99/19 *Buijs, A.E., M.H. Jacobs, P.J.F.M. Verweij & S. de Vries.* Graadmeters beleving; theoretische uitwerking en validatie van het begrip 'afwisseling'
- 99/20 *Farjon, H. J.D. Bulens, M. van Eupen, K.Schotten & C. de Zeeuw.* Plangenerator voor natuur-scenario's; ontwerp en verkenning van de technische mogelijkheden van de Ruimtescanner
- 99/21 *Berg, A.E. van den.* Graadmeters beleving: Horizonvervuiling (*vervallen*)

## 2000

- 00/01 *Sluis, Th. Van der.* Natuur over de grens; functionele relaties tussen natuur in Nederland en natuurgebieden in grensregio's
- 00/02 *Goossen, C.M., F. Langers & S. de Vries.* Recreatie en geluidbelasting in 1995 en 2030; onderzoek voor Milieuverkenning 5
- 00/03 *Kelholt, H.J & B. Koole.* N-footprint 1980 – 1997, doorkijk 2030
- 00/04 *Broekmeyer, M.E.A., R.P.B. Foppen, L.W.G. Higler, F.J.J. Niewold, A.T.C. Bosveld, R.P.H. Snep, R.J.F. Bugter & C.C. Vos.* Semi-kwantitatieve beoordeling van effecten van milieu op natuur

- 00/05 *Broekmeyer, M.E.A. (samenstelling)*. Stroom- en rekenschema's 1<sup>e</sup> fase VijNo thema natuur. Bijlagerapport voor de bouwsteen natuur en de indicatoren natuurkwaliteit, landschapskwaliteit en confrontatie recreatievraag en –aanbod
- 00/06 *Vegte, J.W. van de & E. Turnhout*. De maat van de natuur; een onderzoek naar waarderingsgrondslagen in graadmeters voor natuur
- 00/07 *Kuindersma, W., M.A. Hoogstra & E.E.M. Verbij*. Realisatie Ecologische Hoofdstructuur 2000. Achtergronddocument bij hoofdstuk 4 van de Natuurbalans 2000
- 00/08 *Kuindersma, W. & E.E.M. Verbij*. Realisatie van groen in de Randstad. Achtergronddocument bij hoofdstuk 9 van de Natuurbalans 2000
- 00/09 *Van Wijk, M.N., M.A. Hoogstra & E.E.M. Verbij*. Signalen over natuur en landschap. Achtergronddocument bij hoofdstuk 2 van de Natuurbalans 2000
- 00/10 *Van Wijk, M.N. & H. van Blitterswijk*. Evaluatie van het bosbeleid. Achtergronddocument bij hoofdstuk 5 van de Natuurbalans 2000
- 00/11 *Veeneklaas, F.R. & B. van der Ploeg*. Trendbreuken in de landbouw. Achtergrondrapport project VIJNO-toets van het Milieu- en Natuurplanbureau voor de Vijfde Nota Ruimtelijke Ordening
- 00/12 *Schaminée, J.H.J. & N.A.C. Smits*. Kwantitatieve veranderingen in de vegetatie van drie biotopen (laagveenwateren, heide en schraalgraslanden) voor zeldzaamheid en voedselrijkdom over de periodes 1930-1950 (referentie), 1980-1990 en 1990-2000. Achtergronddocument bij de Natuurbalans 2000
- 00/13 *Willemen, J.P.M. & A.M. Schmidt*. Datacatalogus. Eerste inventarisatie van geo-data beschikbaar voor het Natuurplanbureau
- 00/14 *Klijn, J.A.* Landbouw, natuur en landschap in Nederland; een voorverkenning voor de Natuurverkenning 2
- 00/15 *Klijn, J.A.* Landschap in Natuurplanbureau-producten: een mental map en onderzoeksaanbevelingen
- 00/16 *Elbersen, B., R. Jongman, S. Mûcher, B. Pedrolì & P. Smeets*. Internationale ruimtelijke strategie
- 00/17 *Berends, H, E den Belder, N. Dankers & M.J. Schelhaas*. Een multidisciplinaire benadering van de gebruikswaarde van natuur; verkenning van een methode om ontwikkelingsopties voor (stukken) natuur te beoordelen

## 2001

- 01/01 *Jansen, S. m.m.v. R. P.H. Snep, Y.R. Hoogeveen & C. M. Goossen*. Natuur in en om de stad
- 01/02 *Baveco, H., J.C.A.M. Bervaes & J. Vreke*. Advies over de ontwikkeling van modellen voor het Natuurplanbureau
- 01/03 *Zouwen, M. van der & J. van Tatenhove*. Implementatie van Europees natuurbeleid in Nederland
- 01/04 *Sanders, M.E. & A.H. Prins*. Provinciaal natuurbeleid: kwaliteitsdoelen voor de Ecologische Hoofdstructuur
- 01/05 *Reijnen, M.J.S.M.. & R. van Oostenbrugge*. Wetenschappelijke review van SMART-MOVE. Onderdeel van het kern-instrumentarium van het Natuurplanbureau
- 01/06 *Bruchem, C. van*. Stuwende schaarste. Over de drijvende kracht achter de ontwikkeling van de agrarische sector
- 01/07 *Berkhout, P., G. Migchels & A.K. van der Werf*. Te hooi en te gras. Verkenning naar ontwikkelingen in de grondgebonden veehouderij en gevolgen hiervan voor natuur en landschap
- 01/08 *Backus, G.B.C.* Parels in de Peel. Intensieve veehouderij en natuur in Nederland Plattelandstad
- 01/09 *Salz, P.* Requiem voor de visserij in Vis Mineur
- 01/10 *Smit, A.B.* Ruimte voor akkers en tuinen, bomen en bollen. Verkenning naar ontwikkelingen in de akkerbouw en opengrondstuinbouw en effecten hiervan op natuur en landschap
- 01/11 *Bouwma, I.M., J.A. Klijn & G.B.M. Pedrolì*. Voorstudies Natuurverkenningen 2002 – onderdeel internationaal. Deel A: Europees beleid, wetgeving en financiële middelen, nu en in de toekomst; Deel B: Verkenning internationale waarden Nederlandse natuur en landschap
- 01/12 *Oerlemans, N., J.A. Guldemon & E van Well*. Agrarische natuurverenigingen in opkomst. Een eerste verkenning naar natuurbeheeractiviteiten van agrarische natuurverenigingen
- 01/13 *Koster, A., A. Oosterbaan & J.H. Spijker*. Ontwikkeling van natuur in de Nederlandse steden

- 01/14 *Bos, E.J. & J.M. Vleugel (eindred).* Uitgaven aan natuur door Rijk, provincies, lagere overheden, particulieren en de EU
- 01/15 *Oostenbrugge, R., F.J.P. van den Bosch & K.M. Sollart.* Natuurbalans 2001: enquête resultaten provincies
- 01/16 *Bouwma, I.M.* Programma Internationaal Natuurbeheer 1996 – 2000. Doelen & besteding
- 01/17 *Jonkhof, J.F. & M.P. Wijermans.* De Deltametropool: een grenzeloos parklandschap!
- 01/18 *Jonkhof, J.F. & W. Timmermans m.m.v. J. Borsboom-van Beurden & L. Crommentuijn.* Groen wonen tussen stad en land
- 01/19 *Keuren, A, H. Houweling & J.G. Nienhuis.* EHS 2000. Technische achtergronden bij de bestanden van de Ecologische Hoofdstructuur
- 01/20 *Veldkamp, B., A. Keuren, J.G. Nienhuis & H. Houweling.* EHS 2001. Technische achtergronden bij de bestanden van de Ecologische Hoofdstructuur
- 01/21 *Koole, B., J. Luijt & M.J. Voskuilen.* Grondmarkt en grondgebruik. Een scenariostudie voor Natuurverkenning 2

## 2002

- 02/01 *Berg, A.E. van den, M.H.I. Bloemmen, T.A. de Boer & J. Roos-Klein Lankhorst.* De beleving van watertypen. Literatuuroverzicht en validatie van de indicator 'water' uit het BelevingsGIS
- 02/02 *Geertsema, W.* Het belang van groenblauwe dooradering voor natuur en landschap. Achtergronddocument Natuurbalans 2002
- 02/03 *Sanders, M.E.* Beleidsevaluatie Agrarisch Natuurbeheer. Voortgang, knelpunten en effectiviteit
- 02/04 *Opdam, P.F.M.* Natuurbeleid, biodiversiteit en EHS: doen we het wel goed?
- 02/05 *Veer, M. & M. van Middelkoop.* Mensen en de natuur; recreatief gebruik van natuur en landschap
- 02/06 *Kuindersma, W., H.M.P. Capelle, R.C. van Apeldoorn & W.W. Buunk.* Bescherming natuurgebieden en soorten in Nederland vanaf 2002
- 02/07 *Sival, F.P., A. van Hinsberg, P.C. Jansen, D.J. van de Hoek & M. Esbroek.* Overlevingsplan Bos en Natuur. Achtergronddocument bij Natuurbalans 2001
- 02/08 *Roos-Klein Lankhorst, J., A.E. Buijs, A.E. van den Berg, M.H.I. Bloemmen, S. de Vries, C. Schuiling & A.J. Griffioen.* BelevingsGIS versie februari 2002. Hoofdttekst (met bijlagen op CD-rom)
- 02/09 *Oostenbrugge, R. van, E.A. van der Grift, B.S.J. Nijhof, P.F.M. Opdam & M.J.S.M. Reijnen (red).* Levensvatbaarheid populaties. Achtergronddocument bij de Natuurbalans 2002
- 02/10 *Koomen, A.J.M. & T. Weijsschede.* Evaluatie landschapsbeleid voor de Natuurbalans 2002. De betekenis van SGR2 voor de bescherming van landschappen en de stand van zaken in de WCL-gebieden, Belvedere/Unesco-gebieden en bij de Proeftuinen
- 02/11 *Balduik, C.A., H. Leneman & E. Gerritsen.* Natuurbeleid en verbreding. Achtergrond en opgaven
- 02/12 *Bloemmen, M.H.I., A.E. Buijs & S. de Vries.* De beleving van reliëf; Literatuuroverzicht en validatie van de indicator 'reliëf' uit het belevingsGIS
- 02/13 *Beintema, A.J.* De rol van Nederlands beleid in de internationale bescherming van trekkende watervogels
- 02/14 *Reijnen, M.J.S.M., J.T.R. Kalkhoven & J. Dirksen.* Graadmeter doelrealisatie EHS. Verkenning van praktisch toepasbare opties.
- 02/15 *Willemen, J.P.M. & A.M. Schmidt.* Kernbestanden Natuurplanbureau. Overzicht van ruimtelijke gegevensbestanden geïnventariseerd voor het Natuurplanbureau
- 02/16 *Koomen, A.J.M.* Verkenning van de samenhang tussen aardkunde en historische geografie. Een verkenning op basis van de landelijke digitale bestanden AKIS en HISTLAND

## 2003

- 03/01 *Winsum-Westra, M. van, m.m.v. A.E. van den Berg, A.E. Buijs & en J. Vreke* Meetproblematiek natuurhouding. Problemen bij en suggesties voor het meten van de natuurhouding van actoren
- 03/02 *Balduik, C.* Bestuurlijke trends. Beleidsdocumentanalyse naar veranderingen in percepties over sturing bij het Ministerie van LNV

- 03/03 *Klostermann, J.E.M.* Bestuurlijke evaluatie van beleid voor zoet-zout overgangen. Achtergronddocument Natuurbalans 2003
- 03/04 *Leneman, H.* Natuurkosten; Verslag van werkzaamheden maart tot juli 2003
- 03/05 *Schmidt, A.M., L. Kooistra, J.G. Nienhuis en O. Knol.* Duurzame Informatievoorziening Natuurplanbureau; Stand van zaken januari 2003
- 03/06 *Spijker, J.J., M.J. Strookman, E.A. de Vries & H.C.J. Vrolijk.* Stedelijk groen onder de loep. Verkenning naar de mogelijkheden van de Databank Gemeentelijk Groenbeheer als informatiebron voor het Milieu- en Natuurplanbureau
- 03/07 *Balduk, C.* 'De Betrouwbare Overheid'; Maatschappelijk vertrouwen in de overheid
- 03/08 *Luttik, J., B. van der Ploeg, J. van den Berg, M.J.S.M. Reijnen & M.E. Sanders.* Landbouw Natuurlijk; over het meten van natuurkwaliteit in agrarisch gebied
- 03/09 *Beek, A.J.C.M. van, J.T. Kalkhoven, G. Mighels, A.J. Visser & C. Wierda.* Koppelingen tussen landbouw & natuur; een scenariostudie naar de interacties tussen landbouw en natuur bij ontwikkelingen op basis van Business as Usual in 2030
- 03/10 *Kirsten, U., M.J.S.M. Reijnen, J. Vreke & R.J.H.G. Henkens* Mobiliteit en effecten op natuur
- 03/11 *Vreke, J. (red), R.C. van Apeldoorn, T.C. Klok, C.D.M. Steuten, F.R. Veeneklaas* Economische KoSTen en Ecologisch Resultaat (EKSTER); Verslag van werkzaamheden juni 2002 – juni 2003
- 03/12 *Jókövi, E.M. & J. Luttik* Rood en groen; Het combineren van verstedelijking en natuur in de praktijk
- 03/13 *Gijzen, J.J.C., R.I. van Dam & A.H. Prins.* Natuurcompensatie; Hoe werkt het in de praktijk?
- 03/14 *Broekmeyer, M.E.A., F.G.W.A. Ottburg & F.H. Kistenkas.* Flora- en faunawet; Toepassing van artikel 75 in de praktijk
- 03/15 *Luijt, J., J.W. Kuhlman & J. Pilkes.* Agrarische grondprijzen onder stedelijke druk; stedelijke optiewaarde en agrarische gebruikswaarde afhankelijk van ligging
- 03/16 *Sanders, M.E., H. van Blitterswijk, H.F. Huiskes, M.N. van Wijk & A. Blankena.* Beleidsevaluatie agrarisch en particulier natuurbeheer voor de Natuurbalans 2003; waarin: particulareren in samenwerkingsverbanden met terreinbeherende organisaties
- 03/17 *Jellema, A & S. de Vries* Towards an indicator for recreational use of nature: modelling car-born visits to forests and nature areas (FORVISITS)
- 03/18 *Vries, S. de, M. Hoogerwerf & W.J. de Regt.* Beschrijving van en gevoeligheidsanalyses voor het recreatiemodel AVANAR; de bruikbaarheid van het model Afstemming Vraag Aanbod Natuur Als Recreatieruimte (AVANAR) als instrument voor MNP-doeleinden
- 03/19 *Sollart, K.M. m.m.v. M.A.G. Hinssen* Draaiboek Natuurbalans
- 03/20 *Verweij, P.J.F.M. & L. Kooistra.* Advies vervanging EIONet door webfolders
- 03/21 *Reijnen, M.J.S.M., A. van Hinsberg, R.Pouwels, S. van Tol, J.Dirksen & E.A. van der Grift.* Evaluatie doelrealisatie EHS met de graadmeter Natuurwaarde. Voortgangsrapportage 2003
- 03/22 *Koomen, A. & T. Weijsschede.* Landschap en landschapsbeleid voor de Natuurbalans 2003
- 03/23 *Leneman, H., A. Gaaff & J.A. Boone.* Natuurkosten; Verslag van werkzaamheden juli tot december 2003
- 03/24 *Geertsema, W., I.M. Bouwma, W.P. Daamen & H.A.M. Meeuwssen.* Evaluatie beleid EHS en VHR-gebieden. Achtergrondrapportage bij de Natuurbalans 2003
- 03/25 *Oostenbrugge, R. van, W. Geertsema & M.J.S.M. Reijnen.* Beleidswijzigingen EHS. Achtergrondrapportage bij de Natuurbalans 2003
- 03/26 *Langers, F & J. Vreke.* Het meten van natuurbesef. Ontwikkeling van een natuurbesefschaal voor de Nederlandse bevolking
- 03/27 *Willemsen, J.P.M. & L. Kooistra.* Kernbestanden Natuurplanbureau. Overzicht van ruimtelijke gegevens geïnventariseerd in 2003
- 03/28 *Gies, E.* Bouwen op het platteland. Ontwikkeling bebouwing stedendriehoek Apeldoorn – Deventer – Zutphen 1970 – 2000
- 03/29 *Henkens, R.J.H.G., R. Jochem, D.A. Jonkers, J.G. de Molenaar, R. Pouwels, M.J.S.M. Reijnen, P.A.M. Visschedijk, S. de Vries.* Verkenning van het effect van recreatie op broedvogels; literatuurstudie en koppeling modellen FORVISITS en LARCH

- 03/30 *Gaaff, A., E.J. Bos, L. Jans, J.J. de Jong & B.Koole.* Kosteneffectiviteit; case-studies voor de Natuurbalans 2003
- 03/31 *Brink, J.C., K.H.M. van Bommel, J.B. Latour, S.S.H. Ligthart, T. van Rheenen & E. G. Steingröver* Kosteneffectiviteit natuurbeleid: Methodiekontwikkeling; Tussenrapportage 2003
- 03/32 *Turnhout, E.* Een brug over de kloof. Het Natuurplanbureau en de relatie tussen kennis en beleid
- 03/33 *Baveco, H.* Ecologische netwerkanalyse; een verkenning gericht op toepassingen voor het Natuurplanbureau
- 03/34 *Nijhof, B.S.J., J.J. de Jong, H.W.B. Bredenoord, B. de Knecht, J.J.C. Gijzen, M. P. van Veen, T. van Rheenen & S.S.H. Ligthart.* Kosteneffectiviteit natuurbeleid: Bruikbaarheid van gebiedsanalyses
- 03/35 *Ligthart, S.S.H. & T. van Rheenen.* *Kosteneffectiviteit natuurbeleid: Integrale tussenrapportage 2003*