

32/446(351) 2^e ex

De twee kanten van de snip

Over economische en ecologische duurzaamheid van natuur

F.R. Veeneklaas

W. van Eck

W.B. Harms

Rapport 351

DLO-Staring Centrum, Wageningen, 1994



18m 596 506⁹

REFERAAT

Veeneklaas, F.R., W. van Eck en W.B. Harms, 1994. *De twee kanten van de snip; Over economische en ecologische duurzaamheid van natuur*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 351. 86 blz.; 7 tab.; 104 ref.

In opdracht van de Nationale Raad voor Landbouwkundig Onderzoek (NRLO) is een verkennend onderzoek uitgevoerd naar de interactie tussen ecologische en economische duurzaamheid van natuur. Doel hiervan is het leveren van bouwstenen voor een door de NRLO op te stellen meerjarig onderzoeksprogramma. Centraal daarbij staat de vraag hoe beslissingen over 'welke soort natuur waar, wanneer, hoe en hoeveel' kunnen worden onderbouwd. Voor ecologische duurzaamheid gaat het hierbij onder meer om kansrijkdom; bij economische duurzaamheid gaat het onder meer om de afweging van kosten en baten. Vervolgens komt de interactie aan de orde: hoe is op grond van kennis over ecologische en economische kansrijkdom van ecosysteemttypen een afweging te maken tussen verschillende soorten natuur? Wat is de haalbaarheid van verschillende opties voor natuur? De studie beoogt (i) een begripsmatig raamwerk aan te reiken, (ii) bruikbare bestaande kennis en gegevens te signaleren en, als logische aanvulling daarop, leemtes in die kennis en gegevens, en (iii) perspectievolle methoden en wegen van onderzoek aan te reiken.

Trefwoorden: natuurontwikkeling; ecologische duurzaamheid; economische duurzaamheid; kansrijkdom natuur; kosten-baten.

ISSN 0927-4499

Tevens verschenen als NRLO-rapport 93/22.

©1994 DLO-Staring Centrum, Instituut voor Onderzoek van het Landelijk Gebied (SC-DLO)
Postbus 125, 6700 AC Wageningen.
Tel.: 08370-74200; telefax: 08370-24812.

DLO-Staring Centrum is een voortzetting van: het Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding (ICW), het Instituut voor Onderzoek van Bestrijdingsmiddelen, afd. Milieu (IOB), de Afd. Landschapsbouw van het Rijksinstituut voor Onderzoek in de Bos- en Landschapsbouw 'De Dorschkamp' (LB), en de Stichting voor Bodemkartering (STIBOKA).

DLO-Staring Centrum aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van DLO-Staring Centrum.

Inhoud

	blz.
Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	13
1.1 Achtergrond	13
1.2 Doel	13
1.3 Afbakening van de studie	14
1.4 Opbouw van het rapport	15
2 Overwegingen bij besluitvorming	17
2.1 De basisvragen	17
2.2 Natuur in Nederland: de geschiedenis	18
2.3 Bijzondere kenmerken van de besluitvorming	19
2.4 De drie basisvragen en de verschillende schaalniveaus	20
3 Duurzaamheid en risico's	23
3.1 Duurzaamheid	23
3.2 Risico's	25
3.3 Ecologische risico's	28
3.3.1 Algemeen	28
3.3.2 Mens-natuur	28
3.3.3 Begrenzungen in ruimte en tijd	31
3.3.4 Duurzaamheidsindicatoren	33
3.4 Economische risico's	35
3.4.1 Algemeen	35
3.4.2 Kosten	37
3.4.3 Baten	39
3.5 Andere duurzaamheidsaspecten	40
3.6 Interactie	41
4 Natuurbeleidsstrategieën	43
5 Ecologische kansen en bedreigingen	49
5.1 Groot & Wild	49
5.2 Divers & Zeldzaam	50
5.3 Natuur & Cultuur	52
6 Economische kosten en baten	55
6.1 Groot & Wild	55
6.2 Divers & Zeldzaam	57
6.3 Natuur & Cultuur	59
7 Afweging	63
7.1 Inleiding	63

7.2 Ecologische afweging	63
7.3 Het Laagveengebied	66
7.3.1 Uitwerking natuurbeleidsstrategieën	66
7.3.2 Kansen en bedreigingen	68
7.4 Informatie voor besluitvorming	71
8 Kennisbehoefte	75
Literatuur	79
Tabellen	
1 Schaalniveaus en soortbeleidsvragen met betrekking tot natuur	10
2 Constructie van natuurbeleidsstrategieën	11
3 Schaalniveaus en soortbeleidsvragen met betrekking tot natuur	21
4 Constructie van natuurbeleidsstrategieën	46
5 Overlevingsstrategieën en natuurbeleidsstrategieën	53
6 Functies van het natuurlijke milieu en natuurbeleidsstrategieën	53
7 Overzicht van de kansen en bedreigingen natuurbeleidsstrategieën in het Laagveengebied	70

Woord vooraf

Dit onderzoek komt voort uit een initiatief van de Nationale Raad voor Landbouwkundig Onderzoek (NRLO) die het project voor ongeveer de helft heeft gefinancierd. Het rapport is samengesteld door drie wetenschappelijk onderzoekers van DLO-Staring Centrum: dr F.R. Veeneklaas van de afdeling Economie, ir W. van Eck van de afdeling Verkaveling en Bedrijfseconomie en en drs W.B. Harms van de afdeling Landschapsecologie.

Het onderzoek is uitgevoerd tijdens het jaar 1993. Gedurende die tijd zijn waardevolle commentaren ontvangen van zowel collega onderzoekers als beleidsbetrokkenen. Bij deze laatste groep gaat het om medewerkers van de NRLO, het IKC-NBLF en het IKC-Veehouderij, de Landinrichtingsdienst en terreinbeherende instanties, met name Staatsbosbeheer, het Drents Landschap, de Vereniging tot Behoud van Natuurmonumenten en het Boschap. Bij de collega onderzoekers willen wij in het bijzonder noemen medewerkers van de sectie Economie van DLO-Instituut voor Bos en Natuur, de Vakgroep Algemene Agrarische Economie en de vakgroep Ruimtelijke Planvorming van de Landbouw Universiteit Wageningen. Intern, binnen DLO-Staring Centrum, is gedurende de loop van dit project een klankbordgroep actief geweest, die ideeën en teksten heeft aangedragen. In de klankbordgroep hadden collega's zitting met een uiteenlopende disciplinaire achtergrond: dr J.A. Klijn en drs J.M.J. Farjon (beiden fysisch geografen), ir H. Dijkstra (landschapsarchitectuur) en drs J. Vreke (econometrist). Ook door andere medewerkers van DLO-Staring Centrum zijn nuttige suggesties en verbeteringen aangedragen.

Voor al deze bijdragen geldt onze hartelijke dank. Voor het uiteindelijke resultaat, de interpretaties, de meningen en de fouten zijn uiteraard alleen de auteurs verantwoordelijk.

Samenvatting

Afweging van doelstellingen

De studie gaat over de interactie tussen ecologische en economische duurzaamheid met betrekking tot de natuur in Nederland, ongeacht of deze zich bevindt in specifieke natuurgebieden, in bossen of in cultuurlandschappen met een primair agrarische bestemming. Deze interactie kan zowel ondersteunend als conflicterend van aard zijn.

Komen ecologische en economische duurzaamheid elkaar ten goede, dan is sprake van wat in jargon wel 'meekoppeling' van natuur met andere functies wordt genoemd. Hier beperkt de onderzoeksvraag zich tot het op het spoor komen en identificeren van situaties waar mogelijkheden liggen voor 'meekoppeling'.

Is de wisselwerking tussen ecologische en economische doelstellingen conflicterend van aard, dan moet er een afweging plaatsvinden; een afweging tussen de kansrijkdom van natuur, gegeven de doelstellingen voor natuur, tegenover de economische repercussies die het nastreven van die natuurdoelen met zich meebrengt. De feitelijke afweging kan alleen plaatsvinden voor aangegeven of te kiezen lokaties waarvan de ecologische condities en het huidige grondgebruik bekend zijn. Lokatiespecifieke uitspraken worden in dit rapport slechts voorbeeldsgewijs gedaan; het gaat in deze studie primair om het aangeven van de terzake doende onderzoeksvragen, het aangeven van de elementen die in een afweging aan de orde moeten komen en het bieden van een conceptueel raamwerk. In verband met dit laatste is gekeken naar het begrip duurzaamheid en wordt een risico-benadering geïntroduceerd.

Duurzaamheid en risico's

De risico-benadering is een poging tot operationalisering van het begrip duurzaamheid dat al enige jaren met grote regelmaat in beleidsstukken en onderzoeksrapporten opduikt. Wanneer men in de besluitvorming over natuurbeleid zowel de ecologische duurzaamheid als de economische duurzaamheid wil laten meewegen, is het noodzakelijk een werkbare inhoud aan het begrip te geven. Veelal wordt de brede definitie die de commissie Brundtland in haar rapport 'Our Common Future' geeft, als uitgangspunt genomen: 'een ontwikkeling die voorziet in de behoefte van de huidige generatie zonder de mogelijkheden in gevaar te brengen voor toekomstige generaties om ook in hun behoefte te voorzien'. Er is echter een aantal principiële problemen bij de letterlijke overname van deze omschrijving. Het belangrijkste probleem ligt daar waar in de definitie sprake is van het zeker stellen van de voorziening in toekomstige behoeften. Het suggereert een volkomen (of tenminste voldoende) kennis van zowel toekomstige behoeften alsook van de transformaties die door ons huidige handelen tot stand worden gebracht. Zulk een kennis is onbereikbaar.

Wij concluderen dat het zinniger is duurzaamheid niet positief maar als complement van het niet-duurzame te definiëren (vergelijk de moeilijkheid om 'gezondheid' te definiëren, terwijl het een stuk eenvoudiger is ziekte en gebrek vast te stellen).

Uitgaande van een negatieve definitie van het begrip duurzaamheid, en rekening houdend met het voorlopige en deels subjectieve karakter van het huidige oordeel over onduurzaamheid, krijgen risico's en risicopercepties een centrale rol in de operationalisering van het begrip duurzaamheid. Het risicobegrip geeft ons bovendien de mogelijkheid doelstellingen op ecologisch en economisch gebied op een vergelijkbare, gelijkwaardige basis te brengen. Daarmee wordt de positie vermeden dat 'de ecologie' randvoorwaarde is van 'de economie' of andersom.

Het risicobegrip kan worden ingepast in een systeemanalytische benadering, waarbij de risico's betrekking kunnen hebben op de benodigde invoer van het systeem, de gewenste uitvoer of de optredende afwentelingen. De combinatie van een risico- en een systeembenadering leidt (theoretisch gezien) tot helderheid: onduurzaamheid is de hapering in de in- of uitvoer of een riskante afwenteling op termijn.

De basisvragen

Tot zover de theorie. De concrete afweging van risico's zal plaats moeten vinden op regionaal niveau. In de Nederlandse situatie lenen zich de in het Natuurbeleidsplan geïntroduceerde fysisch-geografische regio's daartoe het beste. Toch valt er in zijn algemeenheid wel iets te zeggen over de relatie natuurdoelen enerzijds en de ecologische en economische risico's anderzijds. Zo worden in hoofdstuk 5 de ecologische risico's in termen van kansen en bedreigingen behandeld, en komen in hoofdstuk 6 de economische risico's in termen van kosten en baten aan de orde. Daaraan voorafgaand is het echter eerst nodig een onderscheid te maken in enkele, duidelijk uiteenlopende richtingen die men met natuur op zou kunnen willen gaan, de verschillende natuurbeleidsstrategieën (hoofdstuk 4).

Bij de concrete besluitvorming over natuur gaat het om beslissingen die in essentie kunnen worden teruggebracht tot de vragen Wat?, Waar? en Hoe? De mate waarin deze verschillende vragen spelen, verschillen per schaalniveau.

Tabel 1 Schaalniveaus en soort beleidsvragen met betrekking tot natuur

	Wat?	Waar?	Hoe?
Niet-schaalgebonden & Nationaal	*		
Fysisch-geografische regio^{a)}	*	*	*
Gebieden^{a)} (projectniveau)			*

^{a)} zoals gedefiniëerd in de Afstemmingsnota van het IKC-NBLF (1993)

De *wat-vraag* naar uiteindelijke natuurdoeleinden (natuurlijkheid versus biodiversiteit) die men nastreeft en de ruimtelijke strategie, speelt op niet-schaalgebonden niveau in vakkringen, in internationale fora en bij de beleidsvoorbereiding. In hoofdstuk 4 wordt hier uitgebreid op ingegaan, leidend tot formulering van zogenaamde natuurbeleidsstrategieën.

Tabel 2 Constructie van de natuurbeleidsstrategieën

Ruimtelijk strategie	Doeleinden voor natuur	
	Natuurlijkheid	Verscheidenheid
Scheiding	1. <i>Groot & Wild</i>	2. <i>Divers & Zeldzaam</i>
Verweving	<i>Klein & Gewoon</i> (i.h.a. geen object van beleid)	3. <i>Natuur & Cultuur</i>

Bij de beleidsformulering in de praktijk in Nederland speelt deze zelfde wat-vraag op het niveau van de fysisch-geografische regio's. Daarbij zou idealiter ook al een afweging van ecologische en economische aspecten moeten worden gemaakt.

Op datzelfde niveau van fysisch-geografische regio's speelt ook de *waar-vraag*: gegeven het type natuur dat men wil (de natuurbeleidsstrategie), komt de vraag naar de beste lokatie binnen de regio aan de orde. 'Beste' in termen van meest ecologisch kansrijk en met een meest gunstige verhouding van economische kosten en baten (of een compromis tussen deze wensen). Hoofdstuk 7 gaat hier onder meer over. Hierbij speelt ook al de *hoe-vraag*: bijvoorbeeld verwerving van gronden of restricties bij landbouwkundig gebruik, grote investeringen vooraf in inrichting die extensief beheer mogelijk maakt versus intensief beheer, recreatieve potentie exploiteren of juist afsluiten? Centraal voor de economische duurzaamheidsaspecten staat daarbij het begrip kosteneffectiviteit.

Tenslotte is er het niveau van het gebied waar een gebiedsvisie op natuur is ontwikkeld. Bij gekozen lokatie en natuurbeleidsstrategie blijft dan nog de hoe-vraag over. Hieraan wordt aandacht besteed in hoofdstuk 7, met als voorbeeld het laagveengebied.

Natuur in verleden en toekomst

Natuur kent geen zelfgekozen vertegenwoordigers of zelfbenoemde zaakwaarnemers. In die zin is de gebruiksfunctie natuur in het landelijk gebied structureel in een zwakke positie. Het was in het verleden veelal een restpost die bestond bij de gratie van andere activiteiten, als gevolg van te hoge kosten voor beteugeling, bij toeval of simpelweg uit onverschilligheid. Pas sinds betrekkelijk kort - ruwweg vanaf het eind van de vorige eeuw - is er sprake van *natuurbeleid*: grondbezit van particuliere natuurbeschermingsorganisaties en overheid uitdrukkelijk voor natuurbehoud en, recentelijk, natuurontwikkeling. Dit ontstaan van een natuurbeleid leidt tot nieuwe vragen. Deze vormen het hoofdbestanddeel van deze studie.

Dat in het verleden vele, thans hooggewaardeerde natuurwaarden zonder specifiek beleid zijn ontstaan, stemt echter tot nadenken. Interessant is na te gaan in hoeverre er ook in de toekomst mogelijkheden liggen om 'mee te rijden' op trends bij andere gebruiksfuncties, in te spelen op problemen die andere gebruiksfuncties kennen of te komen tot combinaties van natuur met andere gebruiksfuncties die in elkaars

voordeel werken. Dit biedt wellicht de sterkste economische basis voor het duurzaam voortbestaan van natuurwaarden.

Onderzoeksvragen

De studie, die bedoeld is bouwstenen te leveren voor een onderzoeksprogramma, besluit met een hoofdstuk waarin de kennisbehoeften die in de loop van het rapport zijn geconstateerd, op een rij worden gezet.

1 Inleiding

1.1 Achtergrond

Door de Algemene kamer van de NRLO is een programma van verkennende studies vastgesteld met betrekking tot de Nederlandse landbouw en het landelijk gebied in de eerste decennia van de 21^e eeuw. Bij deze studies is sprake van een aantal stappen:

- 1 verkenning van relevante scenario's/opties;
- 2 formuleren van kenmerken/voorwaarden voor duurzaamheid van systemen;
- 3 toepassing van duurzaamheidsprincipes op de ruimtelijke spreiding;
- 4 bestuurlijk/organisatorische aspecten; uitvoerbaarheid en consequenties voor inrichting en beheer.

Een van de deelstudies is 'Interactie tussen ecologische en economische duurzaamheid'. Aan DLO-Staring Centrum is de opdracht verleend deze studie uit te voeren. De studie omvat een verkenning van benodigd onderzoek voor de stappen 2, 3 en 4 met betrekking tot de functie natuur. Natuur betreft zowel natuurwaarden in natuurgebieden en bossen als die in cultuurlandschappen met een overwegend agrarische bestemming. De probleemstelling richt zich primair op de Nederlandse situatie.

1.2 Doel

De studie dient bouwstenen te leveren voor een onderzoeksprogramma. Centraal daarbij staat de vraag hoe beslissingen over 'welke soort natuur waar, wanneer, hoe en hoeveel' kunnen worden onderbouwd.

Voor ecologische duurzaamheid gaat het hierbij onder meer om kansrijkdom: welke soort natuur kan zich het beste handhaven of ontwikkelen onder welke omstandigheden? Bij economische duurzaamheid gaat het onder meer om de afweging van kosten en baten: welke kosten en baten hangen samen met de verschillende soorten natuur onder verschillende omstandigheden?

Vervolgens is de interactie tussen ecologische en economische duurzaamheid aan de orde: hoe is op grond van kennis over ecologische en economische duurzaamheid van ecosysteemtype een afweging te maken tussen verschillende soorten natuur. Wat is de haalbaarheid van verschillende opties voor natuur?

Samengevat beoogt de studie:

- Het aanreiken van een begripsmatig raamwerk, dat zich leent tot het stellen van de 'goede' vragen. Met de 'goede' vragen wordt bedoeld op die vragen die voor het onderwerp ter zake doen, waarvan beantwoording voor het beleid van belang is en die wetenschappelijk onderzoekbaar zijn.

- Het signaleren van bruikbare bestaande kennis en gegevens en, als logische aanvulling daarop, leemtes in die kennis en gegevens.
- Het aanreiken van perspectievolle methoden en wegen van onderzoek.

1.3 Afbakening van de studie

Milieukwaliteit

Een goede kwaliteit van het abiotische milieu is waarschijnlijk de belangrijkste voorwaarde voor natuurbehoud en -ontwikkeling. Toch wordt in deze studie aan de algemene milieukwaliteit geen speciale aandacht besteed. Voor zover ter zake doende, wordt er van uitgegaan dat een Algemene Milieukwaliteit en de doelstellingen van het Nationaal Milieubeleidsplan-plus (NMP+; Ministerie VROM, 1990) worden gerealiseerd. Er wordt geen aandacht besteed aan de kosten om dit te bereiken. Ook de eventuele bijdragen van natuur aan de Algemene Milieukwaliteit blijven buiten beschouwing. De realisering van bijzondere milieucondities voor een duurzame ecologische ontwikkeling komt in deze studie wel aan de orde (zie ook De Haas et al., 1994).

Ruimtelijke schaal

De studie richt zich in eerste aanleg op de Nederlandse situatie. Deze kan echter niet los worden gezien van de internationale context. In de NRLO-opdracht wordt verwezen naar de Europese omgeving. Terecht: Nederland heeft een open economie, die in hoge mate afhankelijk is van internationale goederen-, diensten- en kapitaalstromen. Dit heeft zijn weerslag op de grondgebruiksfuncties. Meer specifiek geldt dit voor de landbouw die is ingebed in de Europese landbouwpolitiek. In het, in opdracht van de NRLO, door de Landbouw Universiteit Wageningen recent uitgevoerde onderzoek naar 'Toekomstverkenning ruraal grondgebruik' wordt hieraan aandacht gegeven (Kamminga et al., 1993).

Ook vanuit de ecologie geredeneerd, komt er langzaamaan meer besef van de internationale context. Hier zijn soms bijna mondiale schalen in het geding zoals bij de betekenis van Nederland voor migrerende vogels, of meer Noordwest-Europese schalen zoals de verbinding van biotopen langs Rijn en Maas en de grensoverschrijdende kustmilieus (het waddengebied van Nederland, Duitsland en Denemarken). Dus waar het gaat om het internationale belang van bepaalde natuur of om grensoverschrijdende relaties, zal over de grenzen van Nederland heen gekeken moeten worden.

Gebiedsbegrenzingsen zullen in de studie vooral worden bepaald op basis van ecologische kenmerken. Dit betekent in concreto dat Nederland wordt opgedeeld in een aantal fysisch-geografische (rurale) regio's (Heuvelland, Laagveen, Duinen, enz.) die elk specifieke potenties met betrekking tot natuur kennen. In sommige gevallen vallen zij samen met kenmerkende vormen van economisch grondgebruik. Waar binnen een fysisch-geografische regio, zeer uiteenlopende vormen van grondgebruik zijn te constateren, zal een verder onderscheid gemaakt worden naar gebieden binnen die regio's.

Tijdshorizon

De NRLO-opdracht heeft de intentie om de verkenningen een doorkijk tot in de 21^e eeuw te geven. We spreken dus over vooruitzichten voor de komende 10 tot 100 jaar. Er zijn argumenten om de tijdshorizon niet te ver weg te kiezen. De perioden waarop ter zake doende beleidsnota's (bijvoorbeeld het Natuurbeleidsplan (NBP; Ministerie LNV, 1990) betrekking hebben, beslaan meestal niet meer dan 25 à 30 jaar. Op economisch en technologisch terrein is bovendien vooruitblikken over lange periodes behept met grote onzekerheden. Daar staat tegenover dat duurzaamheid per definitie een lange termijn doel dient en dat bij ontwikkelingen van ecosystemen tijdschalen spelen die veel langer zijn dan enkele decennia.

Evenals met de keuze voor de ruimtelijke schaal zal in deze studie de keuze voor de tijdshorizon primair worden bepaald op basis van ecologische overwegingen. De beleidsrelevantie zal daarbij echter wel in het oog worden gehouden.

1.4 Opbouw van het rapport

In de loop van het rapport wordt, tot aan het slothoofdstuk, stapgewijs afgedaald naar een steeds lager abstractie- en schaalniveau. In hoofdstuk 2 wordt het raamwerk van de studie gegeven, waarbij de besluitvorming die moet plaatsvinden op het gebied van natuurbescherming als leidraad dient. Hoofdstuk 3 behandelt in zijn algemeenheid de problemen met operationalisering van het begrip 'duurzaamheid', introduceert de risicobenadering en spitst dit toe op ecologische en economische risico's die elk menselijk handelen, of het nalaten daarvan, met zich meebrengt. De vraag wat men met natuurbeleid voor kan hebben en de ruimtelijke strategieën die men daarbij kan volgen, worden, nog steeds in algemene termen, in hoofdstuk 4 behandeld. Dit leidt tot een onderscheid in drie natuurbeleidsstrategieën. De kansen en bedreigingen in Nederland voor die beleidsstrategieën in ecologisch opzicht en vervolgens de kosten en baten worden besproken in de hoofdstukken 5 en 6. Echter, een afweging van ecologische en economische doelstellingen kan pas zinnig gebeuren op een lager niveau dan het nationale. Een beschrijving van de elementen die in zo'n afweging een rol spelen, worden daarom in hoofdstuk 7 behandeld op het niveau van de fysisch-geografische regio's en, in sommige gevallen, gebieden daarbinnen. Voor één fysisch-geografische regio - het laagveengebied - is dit als voorbeeld verder uitgewerkt. Het rapport eindigt met groepering van de in de voorgaande hoofdstukken gesignaleerde kennishiaten en mogelijke onderzoeksvragen. Aan het eind van elk hoofdstuk is die kennisbehoefte samengevat.

2 Overwegingen bij besluitvorming

2.1 De basisvragen

Zoals in de inleiding is gesteld, staat in dit onderzoek de vraag centraal hoe beslissingen over 'welke soort natuur waar, wanneer, hoe en hoeveel' kunnen worden onderbouwd. In essentie kan dit worden teruggebracht tot drie beslissingen: *wat?*, *waar?* en *hoe?*. De volgorde waarin deze vragen moeten worden beantwoord, is mede sturend voor de gewenste informatie.

Zo zal bij de beantwoording van de beleidsvraag welke natuur op een *gegeven lokatie* zal worden gerealiseerd, de vereiste informatie vooral betrekking hebben op de omstandigheden op de betreffende lokatie en op de voorwaarden voor de relevante ecosystemen om op de betreffende lokatie te kunnen functioneren. Nagegaan zal worden of de omstandigheden op de betreffende lokatie (eventueel na aanpassing) voldoen aan de voorwaarden die de betreffende ecosystemen stellen.

Een andere mogelijke beleidsvraag is op welke lokatie een *gegeven soort natuur* zal worden gerealiseerd. Hierbij betreft de gewenste informatie onder meer de door het betreffende ecosysteem gestelde voorwaarden en de omstandigheden op de verschillende lokaties.

Na keuze van lokatie en soort natuur, speelt in beide gevallen bovendien de vraag naar de wijze waarop natuurbehoud en -ontwikkeling het beste kan geschieden. Soms is dit slechts de enige beleidsvraag: bij een bestaand natuurterrein en een vastgelegde doelstelling voor natuur, gaat het om de meest aantrekkelijke vorm van beheer.

In het voorgaande is gesproken over de voorwaarden waaraan moet worden voldaan om een ecosysteem te laten functioneren. Deze voorwaarden betreffen onder meer de ecologische en de economische volhoudbaarheid van het ecosysteem.

De ecologische voorwaarden hebben betrekking op de biotische en abiotische omstandigheden waarmee het betreffende ecosysteem, bij een gekozen vorm van beheer, kan blijven bestaan. Dit zijn min of meer objectieve voorwaarden voor bijvoorbeeld de vereiste omvang van het gebied, de toegestane schommelingen in de grondwaterstand en de kwaliteit van het in het gebied ingevoerde water. Eenmaal gekozen voor een bepaald type natuur en beheervorm liggen deze voorwaarden voor een belangrijk deel vast. Zij hangen samen met het ontwikkelingsstadium van het ecosysteem of zijn constant. Bij het bepalen van de duurzaamheid moet rekening worden gehouden met mogelijke verstoringen van invoer in het systeem en van processen binnen het systeem. In beginsel zijn deze in termen van risico's te beschrijven, bijvoorbeeld voor vereiste water- of luchtkwaliteit.

De economische voorwaarden hebben betrekking op de aan de werking van het systeem verbonden kosten en opbrengsten. Om het systeem te kunnen laten voort-

bestaan, mogen de opbrengsten niet lager zijn dan de kosten. De opbrengsten betreffen de door het systeem geproduceerde goederen en diensten (in de meest ruime betekenis, dus bijvoorbeeld inclusief de informatiefunctie van natuur, zie par. 3.3.2). De kosten omvatten ook negatief gewaardeerde uitvoer (afwentelingen) en eventueel kosten van bufferzones e.d. Bij bepaling van de economische duurzaamheid moet dus deze kosten-baten-verhouding in acht worden genomen en eventuele veranderingen daarin. Ook deze zijn in termen van risico's te beschrijven. Een complicerende factor is hierbij het vaststellen van de waarde van niet op geld herleidbare kosten en opbrengsten. Vooral de waardering van natuur kan (zoals het verleden aantoonde) nogal eens wisselen en vormt daarmee een risico voor de economische duurzaamheid van ecosystemen.

Ecologische en economische duurzaamheid kunnen onderling gerelateerd zijn. Het vervullen van ecologische voorwaarden kan dermate kostbaar zijn dat de economische duurzaamheid in gevaar komt. Voorbeelden zijn de aanleg van kunstwerken, het aanhouden van bufferzones of een zeer intensief beheer. Anderzijds kunnen de economische voorwaarden zo scherp zijn, bijvoorbeeld ten aanzien van de flexibiliteit, dat zij aan de ecologische duurzaamheid afbreuk doen.

Als we de vragen naar het wat, waar en hoe van toekomstige natuur centraal stellen en daarbij het duurzaamheidsaspect willen betrekken, is het nuttig terug te kijken naar het ontstaan van wat nu natuur en natuurwaarden worden genoemd in Nederland. Hoewel dit uiteraard geen pasklaar recept biedt voor wat in de toekomst op termijn volhoudbaar is, geeft het toch wel aanwijzingen en daarnaast enig inzicht in autonome (dat wil zeggen niet voortkomend uit natuurbeleid) bepalende factoren.

2.2 Natuur in Nederland: de geschiedenis

Natuur kent geen zelfgekozen vertegenwoordigers of zelfbenoemde zaakwaarnemers. In die zin is de gebruiksfunctie natuur in het landelijk gebied structureel in een zwakke positie. Het was veelal een restpost die bestond bij de gratie van andere activiteiten, als gevolg van te hoge kosten voor beteugeling, bij toeval of simpelweg uit onverschilligheid. Zo is veel van de thans aanwezige natuur in Nederland ook tot stand gekomen (naar J.A. Klijn):

- De te-sterke-natuur. De grote wateren, waar beteugeling door de mens te veel inspanning vergde: de Noordzee, de Waddenzee, de Zeeuwse en Zuid-Hollandse stromen.
- De armoede-natuur. Bosaanplant op arme en stuifgevoelige gronden zoals op de Veluwe en de Utrechtse Heuvelrug; hoogveenresten.
- De risico-natuur. Frequent-overstroomde gebieden zoals kwelders en uiterwaarden of anderszins riskante natuur vanwege erosiegevaar.
- De wingewest-natuur. Heide-systemen; veenontginningen in laag- en hoogveen; het plassen gebied; zand-, grind- en kleiwinningen.
- De bijproduct-natuur. Bijvoorbeeld weidevogelgebieden op extensief gebruikte graslanden. Enigszins vergelijkbaar met de wingewest-natuur.

- De feodale-natuur. De landgoederen en parken in zones waar de elite zich bij voorkeur vestigde dan wel jaagde.
- De bij-toeval-natuur. Onvermoede en onbedoelde natuurontwikkeling zoals de Oostvaardersplassen (en ongebruikte industrieterreinen in het algemeen), de Voor-delta, de Razende Bol.

Pas sinds betrekkelijk kort - ruwweg vanaf het eind van de vorige eeuw - is er sprake van

- De 'new-wave'-natuur: grondbezit van particuliere natuurbeschermingsorganisaties en overheid uitdrukkelijk ten behoeve van natuurbehoud en, recentelijk, natuurontwikkeling (overigens zijn de aangekochte natuurterreinen veelal gelokaliseerd nabij de bestaande bij-toeval-natuur).

Dit ontstaan van de 'new-wave' natuur, anders gezegd van een natuurbeleid, leidt tot nieuwe vragen. Deze vormen het hoofdbestanddeel van deze studie.

Dat in het verleden vele, thans hooggewaardeerde natuurwaarden zonder specifiek beleid zijn ontstaan, stemt echter tot nadenken. Interessant is na te gaan in hoeverre er ook in de toekomst mogelijkheden liggen om 'mee te rijden' op trends bij andere gebruiksfuncties, in te spelen op problemen die andere gebruiksfuncties kennen, of te komen tot combinaties met natuur met andere gebruiksfuncties die in elkaars voordeel werken. Dit biedt wellicht de sterkste economische basis voor het duurzaam voortbestaan van natuur.

2.3 Bijzondere kenmerken van de besluitvorming

Besluitvorming over natuur kent een aantal bijzondere kenmerken die deze besluitvorming compliceren. Zij hebben te maken met plaats en met tijd.

De baten van natuurbehoud en -ontwikkeling vallen in het algemeen een veel grotere groep toe dan de eigenaren of bewoners van het gebied in kwestie. Bij bescherming van internationaal belangrijke natuurwaarden heeft de gehele mensheid baat, nationaal belangrijke natuur is in beginsel voor de gehele Nederlandse bevolking van waarde. Van het recreatief-toeristisch gebruik, de informatie- en educatiefunctie en de esthetische waarde van natuur kan ook, en vooral, door bezoekers worden genoten. De lasten daarentegen, met name waar het restricties op andere activiteiten en negatieve externe effecten betreft, worden voor een belangrijk deel gedragen door de beheerders, eigenaren en direct omwonenden. Met andere woorden: de kosten-baten-verhouding kan nogal verschillend liggen tussen hen die in de nabijheid van natuur wonen en werken en de anderen. Decentralisatie van de besluitvorming lijkt in zo'n situatie niet de verstandigste weg, ook met het oog op de eerder gememoreerde structureel zwakke positie van natuur als gebruiksfunctie. Decentralisatie van de uitvoering van natuurbeleid blijft uiteraard wel mogelijk (en zelfs wenselijk), mits de beslissingen zich op dat decentrale niveau beperken tot de technische realisatie van uitgezet beleid.

worden
nabij

Een tweede probleem dat met de ruimtelijke kant heeft te maken, betreft het uiteenlopen van natuurlijke en bestuurlijke grenzen. Het ligt het meest voor de hand om, gegeven de natuurbeleidsstrategie, afwegingen tussen economische kosten/baten en ecologische kansen/bedreigingen te maken op het niveau van de fysisch-geografische regio's zoals het NBP die onderscheidt. Deze fysisch geografische regio's volgen uiteraard zelfs bij benadering niet de bestuurlijke begrenzingen (provinciale of gemeentelijke). Toch moet er een democratisch gelegitimeerd forum zijn waarop deze afweging met zijn vele niet-meetbare en normatieve aspecten plaats vindt. Men lijkt nu voor de onaantrekkelijke keus te worden gesteld ofwel een nieuwe bestuurslaag te creëren (vergelijkbaar met de waterschappen) die op fysisch-geografische gronden is begrensd, ofwel krampachtig een lager dan nationaal niveau voor besluitvorming te kiezen, in casu het provinciale niveau. Ook hier lijkt centrale besluitvorming, dat wil zeggen op rijksniveau, de aangewezen weg, hetgeen lokale uitvoering uiteraard niet uitsluit.

Een derde probleem waarmee besluitvorming met betrekking tot natuur wordt geconfronteerd, betreft de vaak zeer uiteenlopende tijdsschalen bij politieke besluitvorming, economische beslissingen en natuurlijke processen. Een onderdeel van deze problematiek is de noodzaak om, ter ontwikkeling van (interessante) natuur, zich veelal voor langere tijd te moeten vastleggen wat betreft bestemming en in mindere mate beheer. Een voorbeeld zijn bossen waar natuurwaarden vaak pas na een lange tijd (vaak wordt gesproken over meer dan 80 jaar) tot hun volle recht komen. Bij het verwezenlijken van dergelijke natuurdoelstellingen wordt de toekomstige manoeuvreerruimte sterk beperkt, hetgeen kosten met zich mee kan brengen. Deze laten zich moeilijk taxeren en worden daarom vaak veronachtzaamd. Daar komt nog bij dat de effecten van natuurbeleid (de 'baten') vaak pas op langere termijn zichtbaar worden, hetgeen het handhaven van een maatschappelijk draagvlak voor de gevraagde offers bemoeilijkt.

2.4 De drie basisvragen en de verschillende schaalniveaus

De hiervoor genoemde ruimtelijke en tijdsaspecten compliceren de besluitvorming met betrekking tot natuurbescherming. Dit geldt zowel voor het overheidsbeleid op de diverse bestuursniveaus als voor strategische beleidsbeslissingen van natuurbeherende instanties. Toch zijn er op de verschillende schaalniveaus wel type beslissingen te onderscheiden. Onderstaand schema geeft weer welke basisvragen - in analytische zin - spelen op de verschillende *schaalniveaus*; dit is wat anders dan beslissingen op de verschillende *bestuursniveaus*. Hierin schuilt juist een zekere spanning, zoals in de voorgaande paragraaf is aangegeven.

De *wat-vraag* naar uiteindelijke natuurdoeleinden (natuurlijkheid versus biodiversiteit) die men nastreeft en de ruimtelijke strategie, speelt op niet-schaalgebonden niveau in vakkringen, in internationale fora en bij de beleidsvoorbereiding. In hoofdstuk 4 wordt hier uitgebreid op ingegaan, leidend tot formulering van drie natuurbeleidsstrategieën. Bij de beleidsformulering in de praktijk in Nederland speelt deze zelfde vraag op het niveau van de fysisch-geografische regio's. Daarbij zou idealiter ook al een afweging

van ecologische en economische aspecten moeten worden gemaakt. Welke aspecten dat zijn, worden in de hoofdstukken 5 en 6 toegelicht.

Tabel 3 Schaalniveaus en soort beleidsvragen met betrekking tot natuur

	Wat?	Waar?	Hoe?
Niet-schaalgebonden & Nationaal	*		
Fysisch-geografische regio^{a)}	*	*	*
Gebieden^{a)} (projectniveau)			*

^{a)} zoals gedefinieerd in de Afstemmingsnota van het IKC-NBLF (1993)

Op datzelfde niveau van fysisch-geografische regio's speelt ook de *waar-vraag*: gegeven het type natuur dat men wil (de natuurbeleidsstrategie), komt de vraag naar de beste lokatie binnen de regio aan de orde. 'Beste' wordt hier opgevat in termen van ecologisch meest kansrijk en met een meest gunstige verhouding van economische kosten en baten (of een compromis tussen deze wensen). Hoofdstuk 7 gaat hier onder meer over. Hierbij speelt ook al de *hoe-vraag*: bijvoorbeeld verwerving van gronden of restricties bij landbouwkundig gebruik, grote investeringen vooraf in inrichting die extensief beheer mogelijk maakt versus intensief beheer, recreatieve potentie exploiteren of juist afsluiten? Centraal wat betreft de economische duurzaamheidsaspecten staat daarbij het begrip kosteneffectiviteit.

Tenslotte is er het niveau van het gebied waar een gebiedsvisie op natuur is geformuleerd. Bij gekozen lokatie en natuurbeleidsstrategie blijft dan nog de *hoe-vraag* over. Vrij summier zal hieraan aandacht worden besteed in het voorbeeld van het laagveengebied in hoofdstuk 7.

Allereerst zal echter in het volgende hoofdstuk een poging gedaan worden om aan het begrip 'duurzaamheid' een werkbare inhoud te geven.

KENNISBEHOEFTE

- * In het verleden zijn vele, thans hooggewaardeerde natuurwaarden zonder specifiek beleid ontstaan. Interessant is na te gaan in hoeverre er ook in de toekomst mogelijkheden liggen om 'mee te rijden' op trends bij andere gebruiksfuncties, in te spelen op problemen die andere gebruiksfuncties kennen of te komen tot combinaties met natuur die in elkaars voordeel werken.
- * Er kunnen belangrijke verschillen in kosten-baten verhouding optreden tussen direct omwonenden en de wereld daarbuiten. Hier liggen sociaal-economisch vragen: in hoeverre treden deze verschillen op in de diverse gebieden en bij de verschillende soorten natuur? Hoe worden zij ervaren door de direct betrokkenen? Ook spelen meer bestuurskundige vragen hierbij een rol: wanneer komen meer algemene belangen met betrekking tot natuur in conflict met de wens tot decentralisatie? Hoe kan het 'Not-In-My-Backyard'-syndroom doorbroken worden?
- * Natuur volgt niet netjes de bestuurlijk indeling die wij in Nederland kennen. Voor een verantwoorde afweging is desalniettemin een democratisch gelegitimeerd besluitvormingscollege vereist. Hoe kunnen deze bestuurlijke en natuurlijke begrenzingen worden verzoend om te komen tot een effectief en verantwoord besluitvormingsmechanisme? Evaluatie van opgedane praktijkervaringen kunnen hierbij nuttig zijn.
- * Natuurontwikkeling is vaak een kwestie van lange adem. Politiek en economie opereren veelal op veel kortere termijn. Hoe zijn de eisen (en kosten) van inflexibiliteit die natuurontwikkeling vaak stelt, inpasbaar? Hoe is het maatschappelijk draagvlak te handhaven als de natuureffecten generaties op zich laten wachten?

3 Duurzaamheid en risico's

3.1 Duurzaamheid

Nu het begrip 'duurzaamheid' al enige jaren met grote regelmaat in beleidsstukken en onderzoeksrapporten opduikt, wordt allengs duidelijk dat het met de operationalisering ervan moeilijk is gesteld. Dit betekent een probleem wanneer men in de besluitvorming over natuurbeleid zowel de ecologische duurzaamheid als de economische duurzaamheid wil laten meewegen. Het is dan noodzakelijk een werkbare inhoud aan het begrip te geven, ofwel zelf bedacht ofwel puttend uit de langzamerhand omvangrijke literatuur ter zake (ons beperkend tot recente publikaties van Nederlandse herkomst, onder meer: NRLO, 1992; de Vries, 1989; Musters & de Graaf, 1992; Heijman, 1991; CLTM, 1990; Van Lier (eds.), 1994; RMNO, 1988a, 1988b, 1988c, 1990, 1992a en 1992b; Kuik & Verbruggen, 1991; Kruseman et al., 1993; SER, 1989; Opschoor, 1987; Klein Tank & Cuperus, 1992; Hueting et al., 1992; Fresco & Kroonenberg, 1992; van den Bergh & Nijkamp, 1990).

Veelal wordt de brede definitie die de commissie Brundtland in haar rapport 'Our Common Future' geeft, als uitgangspunt genomen (WCED, 1987). Schoonenboom en Rabbinge (zie kader) wijzen echter op een aantal principiële problemen bij de letterlijke overname van de Brundtland-definitie, zoals in het Nationale Milieubeleidsplan wordt gedaan (VROM, 1990). Tevens komen zij met een beperktere omschrijving die bruikbaar lijkt zonder de essentie van het begrip te verliezen.

De commissie Brundtland definieert een duurzame ontwikkeling als een ontwikkeling 'die voorziet in de behoefte van de huidige generatie zonder de mogelijkheden in gevaar te brengen voor toekomstige generaties om ook in hun behoefte te voorzien' (vertaling van het NMP). Er zijn drie principiële problemen ('valkuilen') bij de operationalisering van deze definitie.

1. Welke zijn 'de' behoeften van de huidige generatie? Hier dreigt een heilloze discussie over 'echte' en 'valse' behoeften; een discussie die in de jaren zeventig heeft gewoed en niets heeft opgeleverd. Willekeur van de onderzoeker dreigt nu te gaan bepalen welke de behoeften zijn of zouden moeten zijn.
2. Elk handelen, maar ook het nalaten ervan, kan de ontwikkeling in de toekomst beïnvloeden. Omdat de toekomst maar zeer ten dele kan worden gekend, is een beoordeling of een ontwikkeling op een bepaald tijdstip voldoet aan het criterium van duurzaamheid altijd gebrekkig en voorlopig.
3. Daar waar in de definitie sprake is van het zeker stellen van de voorziening in *toekomstige* behoeften, culminerende beide bovengenoemde problemen. Het suggereert een volkomen (of tenminste voldoende) kennis van zowel toekomstige behoeften alsook van de transformaties die door ons huidig handelen tot stand worden gebracht. Zulk een kennis is onbereikbaar. Het is bovendien onvermijdelijk dat de maatschappelijke structuren die een generatie opbouwt, de opties van een toekomstige generatie beperken: de culturele erfenis is nooit een blanco cheque.

Citaat uit 'Concepties voor duurzaamheid' van I.J. Schoonenboom en R. Rabbinge
(voorbereidende notitie voor project over duurzaamheid, WRR, augustus 1991):

'De geboorte van het begrip duurzaamheid is een reactie op een algemeen gevoelen van een verdergaande aftakeling van de omgeving van de mens. De vrees is dat voortgaan op de oude voet leidt tot onhoudbaarheid, dat de mens via zijn handelen niet alleen het milieu onder de voet loopt, maar ook zichzelf wanneer daarmee zijn bestaansvoorwaarden in het geding komen. Deze onhoudbaarheid uit zich in het verspillend omgaan met de voorraad onvervangbare grondstoffen, een groter beroep op natuurlijke hulpbronnen dan hun regeneratievermogen toelaat, het door menselijk handelen aantasten van de levensvoorwaarden van soorten, ook andere dan de menselijke soort. Dit laatste wordt op zichzelf al laakbaar gevonden, maar zeker ook wanneer zo voor het menselijk voortbestaan mogelijk vitale informatie verloren gaat. De onhoudbare relatie moet worden omgebogen naar een houdbare, duurzame relatie.

Wat een houdbare, duurzame relatie tussen mens en milieu is, is daarmee echter nog niet beantwoord. Hooguit drukt het begrip uit dat langdurig voortbestaan verzekerd moet worden. Het begrip duurzaamheid als kwaliteit van de relatie tussen mens en milieu heeft daarmee een status zoals het begrip sociale rechtvaardigheid. Het is een symbool voor iets waar niemand tegen kan zijn, maar waar tegelijk zeer uiteenlopende invullingen aan kunnen worden gegeven. Het is duidelijk dat het begrip dus weliswaar niet leeg is - er wordt immers een intentie mee uitgedrukt - maar daar is dan ook vrijwel alles mee gezegd. De vraag 'wat is duurzaamheid eigenlijk' is niet ondubbelzinnig te beantwoorden. Eerder moet de vraag zijn: 'wat willen wij er onder verstaan'. Evenmin als bij sociale rechtvaardigheid is er een voor ieder identieke en voor alle in de tijd geldende omstandigheden operationele definitie te geven: de inhoudsbepaling vormt een doorlopend proces en zal op een bepaald moment niet voor ieder hetzelfde zijn. De inhoud die aan een duurzaamheid moet worden toegekend, wordt dus bepaald door de nu geldende omstandigheden. En deze laten zich weer verschillend beoordelen (...).

Het tweede element in de definitie van de commissie Brundtland suggereert een volkomen kennis van de behoeften van toekomstige generaties, alsook van de transformaties die door ons handelen tot stand wordt gebracht. Deze kennis is dus onbereikbaar. Bovendien is de suggestie dat de maatschappelijke structuren die onze generatie opbouwt niet de opties voor komende generaties behoeven te beperken. Dit is een contradictio in terminis. Alle handelen nu is bepalend voor de beperkingen en mogelijkheden later: de culturele erfenis van een generatie kan nooit een blanco cheque zijn. Dit betekent niet dat we onverschillig moeten zijn voor deze erfenis. Wel, dat onze keuzen nu nooit kunnen worden afgeleid uit wat later gewenst wordt, maar uitsluitend door wat we via ons handelen nu willen achterlaten voor latere generaties. De verantwoordelijkheid voor latere generaties moet door de huidige generatie worden genomen en kan nooit op die latere generaties worden afgeschoven. De vraag is dus niet: 'stellen latere generaties een bosrijk Nederland op prijs?', maar 'willen wij een bosrijk Nederland achterlaten?'

In concreto trekken Schoonenboom en Rabbinge de volgende conclusies uit hun beschouwing.

- a. Het is zinniger duurzaamheid niet positief maar als complement van het niet-duurzame te definiëren (vergelijk de moeilijkheid om 'gezondheid' te definiëren, terwijl het een stuk eenvoudiger is ziekte en gebrek vast te stellen).
- b. Wat onduurzaam lijkt, kunnen we slechts voorlopig definiëren. Door meer theoretische kennis en waarnemingen kan de beoordeling veranderen.

- c. Door dit voorlopig karakter en de afhankelijkheid van kennis en inzicht, kan ook over dit - gemakkelijker te hanteren - begrip 'niet-duurzaam' verschillend worden gedacht. Het is niet voor eens en voor al objectief vaststelbaar.
- d. Door de onmogelijkheid de toekomst integraal te kennen, wordt de beoordeling van de mate van onduurzaamheid van een bepaalde ontwikkeling ingegeven door de taxatie van de betrokkenen van de risico's die zo'n ontwikkeling met zich meebrengt voor noodzakelijk geachte randvoorwaarden in de toekomst.

Uitgaande van een negatieve definitie van het begrip duurzaamheid, en rekening houdend met het voorlopige en deels subjectieve karakter van het huidige oordeel over onduurzaamheid, krijgen risico's en risicopercepties een centrale rol in de operationalisering van het begrip duurzaamheid. In de woorden van Schoonenboom en Rabbinge:

'Het risico-begrip is selectief voor wat als niet-duurzaam moet worden beschouwd, voor waar over de schreef wordt gegaan. Het is niet bruikbaar voor het definiëren van 'het goede leven'. Het drukt ook het voorlopige karakter uit van een oordeel over onduurzaamheid. Nieuwe kennis kan leiden tot een wijziging van het oordeel. Dit in tegenstelling tot de positieve definitie van de commissie-Brundtland die een absolute kennis veronderstelt die in staat stelt te discrimineren tussen 'goed' en 'slecht' gedrag.'

3.2 Risico's

Het risicobegrip geeft ons de mogelijkheid een aantal zeer ter zake doende aspecten te onderscheiden:

- denkbare *gevolgen* van handelen (of het nalaten ervan);
- de *ernst* van zulke gevolgen;
- de *kansen* op die gevolgen;
- de *onzekerheid* van die kansen.

Het biedt ons bovendien de mogelijkheid doelstellingen op ecologisch en economisch gebied op een vergelijkbare, gelijkwaardige basis te brengen. Daarmee wordt de positie vermeden dat 'de ecologie' randvoorwaarde is van 'de economie' of andersom.

Het risicobegrip bij de operationalisering van duurzaamheid kan worden ingepast in een systeemanalytische benadering, waarbij de risico's betrekking kunnen hebben op de benodigde invoer van het systeem, de gewenste uitvoer of de optredende afwentelingen (zie kader). De combinatie van een risico- en een systeembenadering leidt (theoretisch gezien) tot helderheid: onduurzaamheid is de hapering in de in- of uitvoer of een riskante afwenteling op termijn.

Risico wordt hier opgevat als de verwachte schade die optreedt voor een gegeven toekomstige periode. Een risico bestaat dus uit twee componenten: de kans dat iets ongewenst gebeurt en de ernst van die ongewenste gebeurtenis (Rescher, 1983). Het risico is te definiëren als de kans maal de ernst van het gevolg. In sommige gevallen kunnen verschillende risico's daardoor rekenkundig aan elkaar gelijk zijn, maar dat hoeft niet te betekenen dat zij gelijkelijk worden gewaardeerd. Vooral bij vergelijking van zeer ernstige gevolgen met een kleine kans enerzijds en waarschijnlijke gebeurtenissen met slechts beperkte nadelige gevolgen anderzijds, blijkt uit psychologisch en economisch onderzoek dat rekenkundig gelijke risico's zeer verschillend worden gewaardeerd.

Bij een vergelijking van risico's waarbij de gevolgen niet onder één noemer zijn te brengen, is zo'n rekenkundige vergelijking uiteraard niet meer mogelijk. In de regel zal dit gelden bij de vergelijking van economische en ecologische risico's. Hier moeten de risico's in hun eigen termen tegen elkaar worden afgewogen en beperkt de bijdrage van de wetenschappelijk onderzoek zich tot het expliciteren van die risico's (dit laatste is overigens geen triviale bezigheid: gepercepieerde risico's blijken sterk te kunnen verschillen van reële risico's). De uiteindelijke afweging zal dan plaats vinden op basis van de houding die men jegens risico's op verschillende terreinen aanneemt.

Schoonenboom en Rabbinge onderscheiden twee grondhoudingen: voorzichtig versus uitdagend ofwel risicomijdend versus risicozoekend (later introduceren zij nog een mengvorm - de 'bezonnen houding' - maar dit is als analytische onderscheiding een minder interessante categorie). Beide grondhoudingen zijn niet te herleiden tot specifieke groepen aanhangers. Men kan per onderwerp een verschillende positie innemen. Zo kan men vinden dat de uitdieping en vergroting van het gat in de ozonlaag met alle middelen moet worden vermeden via brongericht beleid. Tegelijkertijd kan men de versterking van het broeikaseffect als uitdaging opvatten voor het zoeken naar maatregelen die mogelijk negatieve gevolgen verzachten of die het verschijnsel misschien zelfs ten voordele van de mensheid doen aanwenden, bijvoorbeeld door middel van een hogere landbouwproductie.

Bovendien - en dat is voor onze studie van direct belang - kan men uiteenlopend denken over risico's voor verschillende systemen: bijvoorbeeld risico's die betrekking hebben op het economische proces en die op de natuurlijke omgeving. Om nogmaals het voorbeeld van een versterking van het broeikaseffect te gebruiken, het gaat hier om een afweging tussen (i) de risico's van de onzekere, maar potentieel ingrijpende gevolgen van snelle klimaatverandering op de levende natuur en (ii) de risico's van ontwrichting van de wereldeconomie bij een drastische overgang van fossiele naar niet-fossiele brandstoffen of een omvangrijke reductie van het toekomstig energieverbruik.

Zo beschouwd, betekent het vermijden van het ene risico veelal het accepteren (of zelfs zoeken) van een ander. Door het onderwerpen van de landbouw in een gebied aan strenge emissie-eisen en beperkingen in de bedrijfsvoering kunnen natuurwaarden worden veiliggesteld maar worden risico's geaccepteerd (gezocht) ten aanzien van economische concurrentiepositie en bijgevolg de continuïteit van de landbouw. Andersom, door de introductie van genetisch gemanipuleerde gewassen kan de concurrentiepositie van de landbouw worden versterkt maar zoekt men het risico van ongewenste verbreiding van voorheen in de natuur niet-voorkomend genetisch materiaal.

Welke positie men inneemt, met andere woorden welke risico's men het zwaarst zal laten wegen, wordt bepaald door twee percepties. Enerzijds de taxatie van de fragiliteit of juist de veerkracht van het systeem in kwestie, anderzijds door de mate van vertrouwen in het wetenschappelijk en technisch vermogen en de inventiviteit van de mens op het betreffende terrein. Dit vertrouwen c.q. wantrouwen in technologie en beheersing kan betrekking hebben op zowel de sturing van natuurlijke processen als die van maatschappelijk-economische processen.

Een systeemanalytische benadering

Bij het specificeren van risico's is het van belang aan te geven waar deze risico's betrekking op kunnen hebben. Een systeemanalytische benadering kan hierbij behulpzaam zijn. Musters en de Graaf (1992) van de vakgroep Milieubilogie van de RU Leiden hebben in het kader van het onderzoeksprogramma 'Duurzame ontwikkeling in het landelijk gebied' daarvoor een interessante aanzet gegeven. Hun methode is zeer algemeen en is toe te passen voor verschillende schaalniveaus, voor verschillende soorten omgevingen en verschillende soorten gebruikers van die omgevingen.

Door Musters en De Graaf wordt een systeem beschreven door de invoer, de gewenste uitvoer en de afwentelingen, waarbij de werking van het systeem buiten beschouwing wordt gelaten. Bij deze zienswijze is een systeem duurzaam als, op de lange termijn, de benodigde invoer kan worden verkregen, de gewenste uitvoer kan worden geproduceerd en de afwentelingen acceptabel blijven.

Enkele begrippen behoeven een nadere toelichting. Eerst het begrip systeem, dat in deze benadering een zeer algemene betekenis heeft. Het is het geheel van produktiefactoren (arbeid, grond en kapitaal) dat, tezamen met de invoer, een gewenste uitvoer produceert. Afwentelingen kunnen tijdens dit transformatieproces optreden. In deze opvatting kan een systeem van alles zijn: een fabriek, een ecosysteem, een regio of zelfs een hele volkshuishouding.

De produktie van een systeem, ofwel het voortbrengen van de gewenste uitvoer, wordt bepaald door de doelstellingen die aan het functioneren van het systeem ten grondslag liggen. Voor een fabriek betreft het de produktie de goederen, voor een ecosysteem of een regio is de gewenste uitvoer, en daarmee de produktie, gekoppeld aan de doelstellingen van de beheerende, of regerende, instantie. Zo kan de produktie van een ecosysteem betrekking hebben op diversiteit, of op het voorkomen van specifieke soorten. Voor een regio kan dit worden uitgebreid met het voortbrengen van bijvoorbeeld landbouwprodukten of van recreatieve diensten.

In het algemeen kan worden gesteld dat een systeem functioneert met als doel het voortbrengen van specifieke goederen of diensten, waarbij bepaalde inputs worden gebruikt. Naast de gewenste uitvoer van een systeem kunnen er afwentelingen optreden. Voorbeelden hiervan zijn de milieuvervuiling en de afvalbergen die zijn ontstaan gedurende de wederopbouw na de Tweede Wereldoorlog. Gedurende deze periode waren de economische activiteiten gericht op toename van de materiële welvaart (de gewenste uitvoer) en werd nauwelijks aandacht geschonken aan de gevolgen die dit had voor onder andere het milieu (afwentelingen).

De duurzaamheid van een systeem heeft betrekking op de beschikbaarheid van de benodigde inputs, de produktie van de gewenste uitvoer en op de afwentelingen. Voor een duurzaam systeem moet gelden dat:

- de benodigde inputs op de lange termijn verkrijgbaar blijven. Dit betekent niet dat de samenstelling van de inputs niet mag veranderen. Voor bijvoorbeeld het gebruik van energie kan best worden overgegaan op andere vormen van energie, als deze maar in voldoende mate verkrijgbaar blijven;
 - de gewenste uitvoer blijvend kan worden geproduceerd, gegeven dat de benodigde inputs beschikbaar zijn;
 - de afwentelingen acceptabel blijven. Dit is het moeilijkste aspect. Enerzijds omdat acceptabel een subjectief begrip is dat wordt bepaald door de huidige doelstellingen en hun relatieve belang. Anderzijds omdat afwentelingen bewust (buiten de doelstellingen van de afweging vallend) dan wel onbewust (onbekendheid met het optreden ervan) buiten beschouwing kunnen zijn gelaten.
-

3.3 Ecologische risico's

3.3.1 Algemeen

Duurzaamheid is in ecologisch opzicht een lastig begrip. Het is de vraag wat precies verstaan moet worden onder een ecologisch duurzame toestand. De natuur zelf is immers in voortdurende ontwikkeling ook zonder menselijke beïnvloeding. Instandhouding en verandering wisselen elkaar af in ruimte en tijd. In wetenschappelijk opzicht is men ook reeds lang niet meer overtuigd dat de natuur uit zichzelf - zonder de mens - zou streven naar een duurzaam evenwicht (Allen, 1981; Harms & Smeets, 1988; Kwa, 1984; Holling, 1973). Verandering en ontwikkeling komen in de natuur minstens zo veel voor als evenwichtstoestanden. De natuur zelf kent - per definitie - geen duurzaamheidsprobleem. Wat duurzaam genoemd moet worden, is niet aan de natuur zelf te ontlelen. Het begrip duurzaamheid krijgt pas betekenis in relatie tot de mens, het menselijk gebruik of exploitatie van de natuur. In plaats van duurzaamheid van ecosystemen kan men dan ook beter spreken van duurzaam *gebruik* van ecosystemen. In het laatste geval krijgt het begrip ecologische duurzaamheid een normatieve lading: indien een bepaalde toestand van een ecosysteem en daarmee het gebruik wordt bedreigd, wordt dat als onwenselijk beschouwd. Een ecologisch duurzame situatie is dan ook beter op te vatten als een gewenste situatie die weinig risico's loopt ten aanzien van de instandhouding ervan. Of anders gezegd: een gewenste toestand (de duurzame situatie) loopt ecologisch risico indien het doel als gevolg van bijvoorbeeld verontreiniging of verstoring niet gehaald wordt. Dit voert tot het formuleren van een aantal vragen:

- Wat wordt precies onder natuur verstaan?
- Wat wordt verstaan onder gewenste situatie in ecologisch opzicht?
- Wat moeten we onder ecologische risico's verstaan en hoe begrenzen we die in tijd en ruimte?
- Hoe bepalen we een duurzame toestand?

Allereerst wordt ingegaan op het begrip natuur, gewenste natuur (waardering) en de verschillende visies op natuur, die mede beïnvloeden wat als gewenst wordt beschouwd. Vervolgens wordt een korte beschouwing gewijd aan het probleem van begrenzing in tijd en ruimte. En tenslotte wordt de duurzaamheidsindicatie besproken.

3.3.2 Mens-natuur

Natuur wordt gedefinieerd als alles wat zichzelf ordent en handhaaft, al of niet in aansluiting op menselijk handelen, maar niet volgens menselijke doelstellingen (verg. Schroevers, 1982; NBR, 1993). Deze definitie houdt verschillende gradaties in van natuurlijkheid: van nagenoeg natuurlijk tot cultureel.

De waarde van de natuur wordt vaak ontleend aan de levende natuur, bijvoorbeeld diversiteit of zeldzaamheid van soorten. De abiotische natuur vormt dan de onderliggende conditie voor de totstandkoming van deze biotische waarden. Er kan echter ook waarde worden toegekend aan natuurlijke processen, die zowel van biotische (vegetatiesuccessie, natuurlijke begrazing) als abiotische aard kunnen zijn (overstroming, erosie, sedimentatie).

Met de introductie van het begrip waarde wordt meteen een schakel gelegd met wat verstaan moet worden onder gewenste natuur. Dit wordt sterk bepaald door de houding die de mens inneemt ten opzichte van de natuur (o.a. Passmore, 1974; Westhoff, 1984). Visies op de relatie mens-natuur zijn van betekenis voor de vraag welke natuur en in welke mate (kwaliteit) gewenst is. De relatie mens-natuur wordt beïnvloed door persoonlijke opvattingen, maar ook door cultuur, levensbeschouwing en maatschappelijke traditie. Is de mens onderdeel van de natuur of staat hij er buiten of zelfs boven? En wat is de verantwoordelijkheid van de mens jegens de natuur?

Hierover is de laatste decennia veel literatuur verschenen (Passmore, 1974; de Vries, 1989; van Amstel et al., 1988; Opschoor, 1987; Westhoff, 1984). Een onderscheid dat daarbij vaak gemaakt wordt, is het verschil in een ecocentrische en een antropocentrische visie (o.a. Zweers, 1989; de Wit, 1990).

Bij een ecocentrische optiek wordt uitgegaan van de rechten voor al wat leeft onafhankelijk van het nut voor de mens (verg. 'deep ecology paradigm' van Redclift, 1987, en de Gaiahypothese van Lovelock, 1979). In deze visie staat met betrekking tot duurzaamheid het begrip intrinsieke kwaliteit of eigen waarde van de natuur centraal. Overlevingskansen van alle soorten zijn daarbij even relevant. Er is echter wel verschil in risico's welke soorten of levensgemeenschappen lopen met hun overlevingsstrategie (verg. Grime, 1979); zie kader. Waar bij een zuiver ecocentrische benadering men er vanuit gaat dat de intrinsieke waarde niet bepaald kan of hoeft te worden, stelt de 'ecologie' volgens deze optiek alleen (harde) randvoorwaarden aan de 'economie'. Er vindt geen afweging plaats in de besluitvorming. Wat aan duurzame natuur gewenst is, wordt opgevat als een categorisch imperatief (par. 3.3.4).

Overlevingsstrategieën

Op het niveau van planten- en diersoorten wordt sinds MacArthur & Wilson (1967) en Pianka (1970) een onderscheid gemaakt in soorten die zijn gespecialiseerd in reproductie als overlevingsstrategie ('r-selection') en soorten, die een efficiënt gebruik maken van de natuurlijke hulpbronnen ('K-selection'). De uitdrukking in r en K is afkomstig van de variabelen uit de logistieke vergelijking van Lotka-Volterra voor populatiegroei. In de regel hebben de r-strategen een korte levenscyclus, zijn klein in afmeting en hebben een snelle, hoge en eenmalige reproductie. De K-strategen daarentegen hebben een lange levenscyclus, vaak een grote lichaamsomvang, een lage maar meermalige reproductie en hebben in hun evolutie een hoge mate van specialisatie bereikt. Dit brengt met zich mee dat er veel soorten zijn die tot deze groep behoren, maar dat hun aantal in de regel gering is; zeldzame soorten derhalve. De aanpassing aan hun omgeving maakt de K-strategen wel kwetsbaar voor verandering in omgevingsfactoren. In tegenstelling hiermee zijn r-strategen rijk in aantal per soort, maar arm in soortental, terwijl zij minder kwetsbaar zijn voor omgevingsfluctuaties.

In navolging onderscheidt Holling (1973) twee strategieën voor levensgemeenschappen om veranderingen in omgevingsfactoren te overleven, namelijk veerkracht ('resilience') en weerstand ('resistance'). Systemen, die zijn aangewezen op veerkracht, zijn geëvolueerd onder dynamische omstandigheden. Dientengevolge bezitten ze het vermogen om na storing terug te kunnen keren naar een evenwichtstoestand. Systemen met een weerstandsstrategie, zijn veelal ontwikkeld in stabiele omgevingen. Hierdoor zijn ze in staat gesteld hoge specialisaties op te bouwen (K-strategen) met vermogens om schommelingen in omgevingsfactoren zoveel mogelijk te dempen. De tolerantiegrenzen zijn echter smaller dan bij systemen met veerkracht.

Indien we soorten volgens deze indeling plaatsen op de schaal van natuurlijke naar culturele ecosystemen blijkt dat K-soorten vooral gevonden worden in natuurlijke ecosystemen met een lage omgevingsdynamiek, zoals bossen en hoogvenen, terwijl de r-soorten voorkomen in ecosystemen met een hoge omgevingsdynamiek, die zowel van natuurlijke aard kan zijn (kwelder, wad, duin) als van antropogene aard (akker, stedelijk milieu). Ook in de vegetatiesuccessie voltrekt zich een verandering van r-strategie in pioniervegetaties naar K-strategie bij climaxvegetaties.

De strategieën voor duurzame ontwikkeling van soorten zijn later herzien door Grime (1979). Grime onderscheidt overlevingsstrategieën als reactie van soorten op hun omgeving, die beheerst wordt door twee externe factoren, namelijk stress en storing. Onder stress verstaat hij die groep van factoren die een beperking opleveren in de beschikbaarheid van de noodzakelijke natuurlijke hulpbronnen (bijvoorbeeld licht, water, nutriënten). Storing wordt opgevat als (gedeeltelijke) vernietiging van biomassa en structuur, bijvoorbeeld door vraat, vorst, windschade of morfo- en hydrodynamiek en door menselijke ingrepen, als betreding, ploegen en maaien. Zo onderscheidt hij drie strategieën voor soorten: de 'competitors' bij lage stress en lage storing, de 'stress-tolerators' bij hoge stress en lage storing en de 'ruderals' bij lage stress en hoge storing. Tegen de vierde categorie die men theoretisch kan onderscheiden, namelijk 'hoge stress en hoge storing', is letterlijk geen kruid gewassen.

In relatie tot de indeling van Pianka (1970) komen de 'ruderals' overeen met de r-strategen, maar maakt Grime (1979) in de K-strategen een nader onderscheid in 'competitors' en 'stress-tolerators'. De 'competitors' worden bedreigd in hun bestaan door te hoge stress en/of storing, terwijl de 'stress-tolerators' zich hebben aangepast aan hoge stress en dus kunnen worden bedreigd door hoge storing.

In relatie tot de ecologische risico's kan vanuit deze benadering slechts worden geconstateerd dat iedere soort of gemeenschap zijn eigen strategie van duurzaamheid heeft. Indien het uitgangspunt wordt geaccepteerd dat iedere soort/gemeenschap bestaansrecht heeft (intrinsieke waarde), gaat het erom hoe groot de verschillen zijn in kansen en bedreigingen voor iedere strategie. Ofwel welke strategie loopt in de toekomst het meeste risico.

In de antropocentrische visie staat het utiliteitsprincipe centraal: het nut van de natuur voor de mens. Conform deze visie kunnen ecologische risico's opgevat worden als de bedreigingen voor de draagkracht van het natuurlijke milieu ten aanzien van de vervulling van de gebruiksfuncties van de natuur (Braat, 1990; Stortebeker, 1990); zie kader. Opschoor (1987) spreekt in dit verband over de 'milieugebruiksruimte'. Deze visie sluit aan bij de functie-benadering van het natuurlijk milieu, zoals uitvoerig is uitgewerkt door Van der Maarel & Dauvellier (1978).

Een interessante koppeling maken Udo de Haes et al. (1990) in navolging van Opschoor & Van der Ploeg (1990). Zij brengen op pragmatische wijze het begrip duurzaamheid in verband met milieukwaliteit, zoals gedefinieerd in het Nationaal Milieubeleidsplan (NMP). De Algemene Milieukwaliteit (AMK) wordt daarbij opgevat als de voorwaarde voor de duurzame vervulling van de gebruiksfuncties, terwijl de Bijzondere Milieukwaliteit (BMK) de eis vormt, die bovenop de AMK kan worden opgelegd voor behoud of ontwikkeling van natuurlijke kwaliteit. Ook Stortebeker (1990) en Wams et al. (1992) beschouwen ecologische duurzaamheid als de maximaal toelaatbare belasting van een gebruiksfunctie ofwel de minimale eis aan de functiebenutting. Duurzaamheid vormt de ondergrens voor instandhouding van natuurlijke kwaliteit. Bij eenzelfde duurzaamheidsnorm zijn vervolgens verschillende kwaliteitsdoelstellingen mogelijk.

De functies van het natuurlijke milieu

Een indeling in natuurfuncties is voor het eerst uitvoerig uitgewerkt ten behoeve van de ruimtelijke planning in het zogenaamde Globaal Ecologisch Model (Van der Maarel & Dauvellier, 1978). Met natuurfunctie wordt in deze studie bedoeld de mogelijkheid tot bevrediging van behoeften, zoals die uit de gesteldheid van het natuurlijk milieu voortvloeit. Door middel van het begrip natuurfunctie wordt een verband gelegd tussen de behoeften in de samenleving en de eigenschappen van het natuurlijk milieu. Er worden vier functiegroepen onderscheiden: produktiefuncties, draagfuncties, informatiefuncties en regulatiefuncties.

- *De produktiefuncties* hebben betrekking op de verschaffing van materie en energie van het natuurlijk milieu voor de samenleving. Onder deze functies wordt verstaan de levering van bijvoorbeeld water en delfstoffen, alsook de produktie in de bos-, landbouw en visserij. De produktiefuncties hebben betrekking zowel op de vernieuwbare als op de niet-vernieuwbare hulpbronnen.
- Onder *de draagfuncties* wordt verstaan de functies die het natuurlijk milieu uitoefent als drager van menselijke activiteiten (o.a. recreatie), kunstwerken (gebouwen, wegen e.d.) en afvalstoffen. De belangrijkste eigenschap van het natuurlijk milieu is het ruimtebeslag dat wordt gevraagd bij de vervulling van deze functies.
- Met *informatiefuncties* wordt bedoeld op de beschikbaarheid van de natuur voor recreatiedoeleinden, wetenschap, educatie en oriëntatie in tijd en ruimte. Ook de reservoirfunctie (bijvoorbeeld genetische reservoir) wordt hiertoe gerekend.
- *Regulatiefuncties* zijn die functies van het natuurlijk milieu, die samenhangen met eigenschappen die een zekere stabiliserende werking uitoefenen op omgevingsveranderingen, zoals klimaatschommelingen, erosie, uitbreken van ziekten en plagen. Bedoeld worden met name de reinigende werking (waterzuivering), retentie- en resistentie-eigenschappen van de natuur.

De betekenis van deze functie indeling is recentelijk opnieuw ter sprake gebracht door Stortebeker (1990) in verband met ecologische duurzaamheid. Duurzaamheid is in zijn visie op te vatten als de minimum-eis te stellen aan de functie-uitoefening zodat de draagkracht per functie gewaarborgd blijft.

In navolging van ecologische normstelling in de ecotoxicologie kan het behalen van natuurdoeleinden voor terrestrische ecosystemen in een risico worden vastgelegd (Latour & Reiling, 1992), bijvoorbeeld het risico dat 95% van de potentiële soortenrijkdom niet wordt gehaald. Op basis hiervan zijn als voorbeeld voor laagveengebieden twee duurzaamheidsnormen (voor AMK en BMK) afgeleid (Latour & Groen, 1991).

3.3.3 Begrenzungen in ruimte en tijd

Ecologische risico's voor de instandhouding van een gewenste toestand zijn onderhevig aan tijd/ruimte-schalen. Ecologische processen zijn namelijk sterk verschillend in schaal van tijd en ruimte. Het leven van individuele organismen is vergankelijk, terwijl de soort duurzaam kan blijven voortbestaan. In ruimtelijk zin is uitsterven van soorten op lokale schaal een veelvoorkomend verschijnsel, vooral in cultuurlandschappen, maar op grotere schaal (regionaal) kan toch bij voldoende uitwisseling sprake zijn van een duurzame instandhouding van een populatie. Op een andere tijd/ruimte-schaal kunnen ecosystemen elkaar verdringen (bijvoorbeeld onder invloed van klimaatsverandering) zonder dat de biosfeer als geheel daardoor hoeft te worden bedreigd.

Wat als een gewenste duurzame ecologische toestand wordt beschouwd, dient zowel te worden gerelateerd aan een bepaald ecologisch aggregatieniveau (individu, soort, populatie, levensgemeenschap, biosfeer) als aan een bepaalde ruimte- en tijdschaal. Voor het bepalen van de ruimtelijke schaal waarop ecologische risico's betrekking hebben, kan een hiërarchische ecosysteemclassificatie van betekenis zijn (Klijn & Udo de Haes, 1990). Deze classificatie houdt in een genest systeem van ecologische begrenzingen bij verschillende ruimtelijke schalen. Ieder classificatieniveau wordt bepaald door specifieke abiotische of biotische factoren.

Ook de tijdschaal speelt een rol bij het bepalen van ecologische risico's. Verdwijnen en verschijnen van soorten is gebonden aan seizoenen, jaarritmen of generaties. Uitsterven is op te vatten als een ultieme grens van toelaatbaar risico. De risico's voor uitsterven zijn echter geringer als er kans bestaat op hervestiging (vanuit een zaadbank of door immigratie). Ecologische risico's zijn in het algemeen het grootst indien een gewenste duurzame situatie wordt bedreigd door onomkeerbare processen.

De aanduiding ecologisch risico is nader te specificeren in het risico van het volledig uitsterven van de populatie (= de soort) en het risico van het lokaal of regionaal verdwijnen van de soort zonder dat deze mondiaal verdwijnt. Als toevoeging op dit laatste kan bij het risico worden aangegeven of de soort permanent wegblijft of na enige tijd weer terugkeert. Risico's kunnen dan verder worden uitgewerkt door na te gaan of

- het biotoop volledig is verdwenen (bijvoorbeeld door stadsuitbreiding) en niet meer is te herstellen;
- het abiotisch milieu onherstelbaar is beschadigd;
- er onoverbrugbare barrières zijn ontstaan voor een natuurlijke terugkeer van de soort;
- er gradaties zijn in de hersteltijd (jaren of vele eeuwen) of in de herstelkans;
- er kansen bestaan dat het mogelijk verdwijnen van één of enkele soorten een kettingreactie uitlokt van afhankelijke of begeleidende soorten behorend tot dat ecosysteem.

Onderzoek zou zich op dergelijke risicoverkenningen kunnen richten door middel van zogenaamde drempelwaardenonderzoek (biogeografisch, autecologisch, synecologisch) en een modelmatige benadering van herstelkans en -periode. Verder kan worden nagegaan in hoeverre milieubouw, gericht op herstel van specifieke soorten of gemeenschappen, of herintroducties, een reëel alternatief vormen.

In het NBP alsook in de Nota Afstemming Ecosysteemvisies (IKC-NBLF, in voorbereiding) wordt gekozen zowel voor het aggregatieniveau van de levensgemeenschap (natuurdoeltypen) als voor het soortniveau. Van grote betekenis voor de afweging tussen ecologische en economische risico's is het hanteren van ecologisch relevante gebiedsbegrenzingen. Indien bijvoorbeeld een laagveenmoeras gewenst is, wordt in ecologisch opzicht een zoekruimte gehanteerd die begrensd wordt door de abiotische condities voor de ontwikkeling van laagveenmoerassen. Dit is de fysisch-geografische regio, één van de niveaus van de hiërarchische classificatie. Deze ruimte zou tevens de begrenzing dienen te zijn voor de afweging van economische risico's.

Bij de uitwerkingen in deze studie zal vooral op dit niveau worden aangesloten (hoofdstuk 7).

3.3.4 Duurzaamheidsindicatoren

Een ecocentrische en antropocentrische beschouwing over duurzaamheid en ecologische risico's is relevant vanuit paradigmatisch oogpunt, maar de verschillende opvattingen leiden niet direct tot de vaststelling wat wel en wat geen ecologisch duurzame toestand of ontwikkeling kan worden genoemd. Het probleem hoe een duurzame toestand eruit zou moeten zien, is nog niet opgelost.

Zoals gesteld is aan de natuur zelf niet ondubbelzinnig te ontlelen wat ecologisch duurzaam is. Iedere overlevingsstrategie is immers gericht op een bepaalde vorm van duurzaam voortbestaan van de soort of levensgemeenschap. Met een ecocentrische benadering komen we dus in deze studie niet veel verder. We zullen vanuit ons eigen normen- en waardenpatroon moeten vaststellen wat onder een duurzame toestand of duurzame ontwikkeling moet worden verstaan. Wat is belangrijk en wat is toelaatbaar bij aantasting van wat belangrijk wordt gevonden? Dit betekent dat we zullen moeten formuleren wat we idealiter onder een duurzame toestand verstaan; dat wil zeggen het definiëren van een streefwaarde. In de praktijk zal dit vaak neerkomen op het aangeven van grenzen waarbinnen een systeem zich duurzaam kan ontwikkelen. Zo kan duurzaamheid ook worden uitgedrukt in termen van overschrijdingsrisico's. Verschillende benaderingen worden in de praktijk en in de literatuur gevolgd voor het benoemen van een streefwaarde voor een duurzame toestand (verg. De Greef & De Vries, 1991):

1 *De natuurlijke referentie-benadering*

Hierbij kan een nader onderscheid worden gemaakt in een historische of een analoge natuurlijke referentie. De natuurlijke situatie als streefwaarde voor een duurzame toestand wordt bijvoorbeeld gehanteerd bij aquatische systemen. Het natuurlijk systeem biedt per definitie garanties voor duurzame produktie, diversiteit en zelfregulering, daar het systeem gedurende duizenden jaren de condities heeft geboden aan alle levende organismen, inclusief de mens, om te ontstaan en voort te bestaan (Ten Brink & Hosper, 1989).

2 *De 'steady-state'-benadering*

Duurzaam wordt hierin opgevat als handhaving van draagkracht binnen zekere grenzen. Daarbuiten neemt de kans op onomkeerbare verandering toe. De situatie blijft 'steady' als de inputstromen van stoffen (antropogeen en natuurlijk) gelijk zijn aan de outputstromen. De 'voorraadgrootheid' mag niet veranderen. Voorbeelden zijn de bepaling van de 'sustainable yield' bij vangst van vis of kap van bossen en de 'critical load'-benadering voor verzuring. Ook de bepaling van minimale populatieomvang van soorten bij versnippering kan hieronder worden verstaan.

3 *De herstel- of compensatiebenadering*

Een andere ingang is om duurzaamheid in verband te brengen met de kansen op herstel, uitgedrukt in tijd of inspanning, nodig om een verstoring ongedaan te maken. Een duurzame toestand wordt minder bedreigd indien herstel mogelijk is. Op soortsniveau kan worden gedacht aan het risico van uitsterven en de mogelijkheden voor rekolonisatie. Mondiaal uitsterven van soorten kan daarbij worden opgevat als het absolute ijkpunt (het Dodo-syndroom).

Verwant hieraan is de benadering waarbij een toestand duurzaam kan blijven voortbestaan door compensatie met vergelijkbare natuur. Hierbij liggen de marges bij het vaststellen wat 'vergelijkbaar' is.

4 *Het imperatief*

Deze benadering gaat uit van het invoeren van ethische overwegingen bij het vaststellen van duurzaamheidsnormen. Het kan als maatschappelijk ongewenst of onaanvaardbaar worden beschouwd om risico's te lopen zonder verdere wetenschappelijke onderbouwing. De bewijslast wordt omgedraaid: bij elk ingrijpen moet worden aangetoond dat de ingreep verantwoord is, c.q. geen schade veroorzaakt. Als die zekerheid ontbreekt, zou de ingreep uit voorzorg achterwege moeten blijven (NBR, 1993). Vooral als andere benaderingen niet mogelijk of wenselijk zijn, resteert een dergelijke expliciete stellingname die voortvloeit uit de erkenning van de intrinsieke waarde van de natuur.

Een streefwaarde voor een ecologisch duurzame toestand, gebaseerd op één van bovenstaande benaderingen (of een combinatie ervan), zal vervolgens herkend moeten worden aan de hand van indicatoren. Kuik & Verbruggen (1991) stellen voor om de verhouding tussen actuele en nagestreefde waarde van zo'n indicator een duurzaamheidsindicator te noemen. Duurzaamheidsindicatoren moeten ons op koers houden voor het bepalen en verwezenlijken van een duurzame ecologische toestand of ontwikkeling.

Een ecologische indicator is bovendien een grootheid waarmee de toestand van een ecosysteem (of deel ervan) beschreven moet kunnen worden. Beschrijving van een ecosysteem kan zijn in conditionerende en respons-grootheden: de eerste zijn meestal van abiotische aard, de tweede van biotische. Bij de keuze van duurzaamheidsindicatoren zijn vijf criteria van belang (verg. Udo de Haes et al., 1990; De Greef & De Vries, 1991): stuurbaarheid, aansprekendheid, de ruimtelijke dimensie, tijd en meetbaarheid.

Stuurbaarheid

Dit criterium houdt in dat de indicator de mogelijkheid moet bieden het effect van een maatregel op het ecosysteem te meten. Kennis over het verband tussen maatregel en indicator maakt het systeem stuurbaar voor handhaving of herstel van de duurzame toestand. Het gaat daarbij om allerlei menselijke invloeden die een bedreiging kunnen betekenen voor duurzame instandhouding. Dit betekent dat niet alleen biotische responsvariabelen als indicator beschouwd moet worden, maar ook, via de keten van oorzaak en gevolg, conditionerende of stuurvariabelen (buiten het systeem). De stuurbaarheid van abiotische condities is immers in het algemeen groter dan die van de biotische parameters. Met andere woorden, de 'terugvertaling' van effectgerichte (respons) naar brongerichte (conditionerende) factoren is van belang in verband met de stuurbaarheid van duurzaamheidsindicatoren.

Aansprekendheid

Ecologische duurzaamheidsindicatoren worden in de regel gerelateerd aan de finale respons, bijvoorbeeld specifieke diersoorten, die als indicator kunnen worden opgevat voor 'kwaliteit', zoals de zalm voor de Rijn of de zeehond voor de Wadden. Het gaat daarbij vaak eerder om het maatschappelijk draagvlak dan om de feitelijke ecologische gidsfunctie. De keuze hangt samen met de kennis over de ecosysteembetrekkingen. Ten Brink & Hosper (1989) stellen voor om bij gebrek aan voldoende inzicht in het functioneren van ecosystemen een verzameling van variabelen te kiezen, die het ecosysteem zo goed mogelijk karakteriseert. Vervolgens geven zij deze verzameling van variabelen weer in een diagram die het verschil aangeeft tussen huidige en gewenste toestand, de AMOEBA.

De ruimtelijke dimensie

Er zijn verschillende redenen waarom de ruimtelijke dimensie van duurzaamheidsindicatoren niet kan worden gemist. In de eerste plaats zijn er grote ruimtelijke verschillen in de kwetsbaarheid van ecosystemen bij menselijk gebruik of milieubelasting. De verschillen zijn voor een belangrijk deel terug te voeren op plaatselijke standplaatsfactoren. Zoals in par. 3.3.3 al terloops aan de orde is gesteld is er bovendien sprake van een zekere hiërarchie in ruimtelijke schaal van ecosystemen: (on)duurzaamheid op een bepaald schaalniveau kan een doorwerking hebben op een hoger niveau, afhankelijk van de ruimtelijke verdeling.

Tijd

Het criterium 'tijd' is van betekenis in de zin van hersteltijd na verstoring. De ontwikkelingssnelheid van het ecosysteem is daarbij in het geding. Een snelle hersteller indiceert een ander soort duurzaamheid dan een systeem met een langzaam herstel (verg. 'veerkracht' en 'weerstand', par. 3.3.2).

Meetbaarheid

Meetbaarheid heeft betrekking op detecteerbaarheid en kwantificeerbaarheid. De indicatoren kunnen een patroonkarakter hebben (soorten, soortendiversiteit, zeldzaamheid), maar ook procesparameters kunnen worden gekozen (bijvoorbeeld biomassa-productie).

Belangrijke in de literatuur genoemde voorbeelden van duurzaamheidsindicatoren (die overigens niet altijd aan bovengenoemde criteria voldoen) zijn:

- productiecapaciteit, diversiteit en zelfregulatie (3^e Nota Waterhuishouding, Ministerie V&W, 1989);
- natuurlijkheid, kenmerkendheid en biodiversiteit (NBP, Ministerie LNV, 1990).

Uit de genoemde voorbeelden blijkt dat een eenduidig systeem voor duurzaamheidsindicatoren nog niet is geformuleerd en nog zeker niet geaccepteerd. Het verdient dan ook aanbeveling om te komen tot een gefundeerde duurzaamheidsindicatie gepaard aan een systeem van overschrijdingsrisico's.

3.4 Economische risico's

3.4.1 Algemeen

Theoretisch gezien zijn economische risico's de bedreigingen voor het huidig en toekomstig vermogen welvaart voort te brengen. Welvaart staat hier dan voor het verzamelbegrip gewenste uitvoer van het economisch systeem (zie kader in par. 3.2). Als men 'welvaart' echter voldoende ruim interpreteert (zie bijvoorbeeld Braat, 1990), verliest deze definitie snel zijn operationaliseerbaarheid. Bovendien ontmoeten we het al eerder signaleerde probleem dat invulling aan huidige en aan toekomstige behoeften moet worden gegeven. Daarom is hier gekozen voor een engere definitie van economische risico's, namelijk ontwikkelingen die, op termijn, een bedreiging vormen voor de inkomensvorming en daarmee consumptie. Hiermee wordt teruggegrepen op het klassieke adagium van Adam Smith (1776) dat consumptie het einddoel is van alle economische bedrijvigheid. Negatieve inkomensvorming dreigt als op termijn de kosten in brede zin niet opwegen tegen de baten, de laatste eveneens in brede zin opgevat.

De inkomensvorming wordt beïnvloed door het streven naar natuurdoelstellingen indien er beslag wordt gelegd op produktiemiddelen die ook op een andere manier kunnen worden aangewend. De beste alternatieve toepassingen van de produktiemiddelen bepalen theoretisch gezien de economische kosten. Daar waar er geen alternatieve toepassing is (bijvoorbeeld land in het hooggebergte) of waar de produktiemiddelen in overvloed aanwezig zijn (bijvoorbeeld water in de oceanen), zijn er geen economische kosten.

Meer concreet worden de economische kansen en bedreigingen van *bestaande natuurgebieden* bepaald door de mate waarin het natuurgebied voor andere functies is te gebruiken (de zogenaamde 'opportunity cost'), de kosten van regelmatig terugkerend ingrijpen om de natuur in stand te houden (beheer) en de baten die het natuurgebied oplevert. In het algemeen geldt dat natuur het minst wordt bedreigd in gebieden die slecht geschikt zijn voor andere functies, waar de bevolkingsdruk gering is, de kosten voor het beheer laag zijn en/of de opbrengsten uit de exploitatie van natuur hoog zijn.

Bij *te ontwikkelen natuurgebieden* speelt ook nog een rol dat daar kosten moeten worden gemaakt voor aanpassing van de grond aan de natuurbestemming. Voor nieuwe natuur worden de kansen en bedreigingen bepaald door de mate waarin de grond in z'n oorspronkelijke staat voor andere functies te gebruiken is, de kosten voor aanpassing van de inrichting aan de natuurbestemming, de beheerkosten en de baten van natuur.

Bij het vaststellen van economische risico's, en daarmee van kosten en baten, is van belang vanuit welk perspectief wordt geredeneerd. Er zijn drie verschillende invalshoeken te onderscheiden, te weten macro- of nationaal-economisch, bedrijfseconomisch en financieel (zie kader).

De discussie over kosten en baten van natuurontwikkeling en -beheer is soms wat schimmig omdat men verschillende kosten- en batenbegrippen hanteert. In het vervolg zal in deze studie het accent liggen op de macro-economische invalshoek, omdat ons inziens daarin de belangrijkste bedreiging voor de economische duurzaamheid van natuurbehoud en -ontwikkeling ligt. Bedrijfseconomische risico's hoeven immers de economische duurzaamheid niet direct te bedreigen omdat andere bedrijven dezelfde rol kunnen overnemen, zoals ook de dood van een individueel exemplaar de overleving van een populatie niet bedreigt. Een tweede reden om niet primair de bedrijfseconomische invalshoek te kiezen, is het feit dat bij de baten van natuur het voor een belangrijk deel niet om de bedrijfseconomische opbrengsten gaat maar om bijdragen aan natuurdoelstellingen die de maatschappij als geheel zich stelt. De bedrijfseconomische invalshoek is overigens niet irrelevant bij een beoordeling over economische risico's. Zo zal een, ook op termijn onrendabele exploitatie nopen tot aanvullende financiering (permanente subsidiëring bijvoorbeeld) als men beheer niet van overheidswege ter hand neemt of wil nemen. Daarnaast moet men zich realiseren dat ecologische risico's met betrekking tot duurzaamheid vaak worden genomen op grond van bedrijfseconomische overwegingen.

Bij de financiële invalshoek gaat het om de vraag aan wie en wanneer de rekening wordt gepresenteerd en door wie en wanneer de opbrengsten in geld worden geïnd. Daarmee is de wijze van financiering meer een technisch-boekhoudkundige vraag (wanneer te betalen en te ontvangen) en een politieke vraag (wie betaalt en ontvangt), waaraan weliswaar risico-aspecten zijn verbonden maar die zich toch moeilijk laat koppelen aan economische duurzaamheid. Anders wordt dit uiteraard als men het maatschappelijk

Drie verschillende invalshoeken bij kosten-baten

Bij de *nationaal-economische invalshoek* wordt het beslag op produktiemiddelen enerzijds en de vergroting van het produktievermogen anderzijds voor de volkshuishouding als geheel bekeken. Een dergelijke invalshoek wordt vaak toegepast bij de beoordeling van (landinrichtings)projecten en de afweging van alternatieve projecten. Produktievermogen moet hierbij ruim worden opgevat. Het kan zowel gaan om produkten waar markten voor zijn als om collectieve goederen waar de vraag op basis van politieke voorkeuren wordt bepaald.

Bij de *bedrijfseconomische invalshoek* wordt uitgegaan van het perspectief van een individueel bedrijf. Hierbij kan het gaan om een landbouwbedrijf dat geheel of ten dele overschakelt op natuurbeheer, maar ook om een natuurbeschermingsorganisatie die verschillende alternatieve beheeractiviteiten afweegt. Bedrijfseconomisch gaat het bij economische risico's om de economische levensvatbaarheid, de continuïteit en het concurrentievermogen van bedrijven (rentabiliteit, solvabiliteit en marktpositie). Ook bedrijfseconomisch is de taxatie van de ernst van het economische risico nauw verbonden met het voorhanden zijn van alternatieve inkomensbronnen. Bij die alternatieven wordt natuurbeheer ook beschouwd als economische activiteit. De overgang van een boerenbedrijf naar een natuurbeheerbedrijf, waarbij de kans om ook op termijn een voldoende inkomen te verwerven niet slechter is dan bij voortzetting van de landbouwproductie, betekent dan ook geen vergroting van het economisch risico. Waar het om draait is of er voldoende 'natuurproductie' kan worden voortgebracht waar een koopkrachtige vraag - collectief, semi-collectief of particulier - tegenover staat.

Bij de *financiële invalshoek* worden de uitgaven van een project of beleid afgewogen tegen de monetaire inkomsten. Deze invalshoek is fundamenteel anders dan de macro- en bedrijfseconomische invalshoek. Een financiële analyse wordt vaak gedaan ter onderbouwing van bepaald overheidsbeleid, zoals gedaan door de Commissie Financiering Natuurbeleid (1992). De centrale vraag hierbij was hoe de aankoop en aanleg van nieuwe natuurgebieden en bossen, die is voorgesteld in de plannen van de regering, zouden moeten worden gefinancierd. Vanuit de financiële invalshoek zijn economische risico's uit te drukken in de mate waarin aan de financiële verplichtingen kan worden voldaan en of dit ook op langere termijn volhoudbaar is.

draagvlak in de discussie over duurzaamheid betreft. Dan gaan vragen spelen als: merkt een betaler dat hij moet betalen voor een specifiek natuurdoel en kan hij betaling verminderen of ontlopen door natuur te beperken. Omgekeerd spelen dezelfde vragen voor de ontvanger.

3.4.2 Kosten

De economie houdt zich bezig met middelen die schaars en alternatief aanwendbaar zijn. Het gebruik van schaarse middelen voor de voortbrenging van een produkt betekent dus het afzien van andere aanwendungen. De kosten van het gebruik van een produktiemiddel voor een bepaald produkt zijn gelijk aan de opbrengsten die men in de beste alternatieve aanwending had kunnen behalen. Kosten zijn daarmee 'ontgane opbrengsten' of 'opportunity cost'.

In beginsel worden deze ontgane opbrengsten weerspiegeld in de marktprijs. In de praktijk is dit slechts in beperkte mate het geval doordat marktprijzen worden 'verstoorde', onder meer door overheidsinterventies, onvolkomen informatie, 'bijziendheid', sociale conventies en onvolledige mededinging. Zo worden arbeidskosten niet slechts door de opbrengsten uit alternatieve inzet bepaald maar ook beïnvloed door het bestaan van een sociaal zekerheidsstelsel, door afscherming van beroepsgroepen en door sociaal geaccepteerde waarderingverschillen. Ook de betaalde grondprijzen zijn geen zuivere afspiegeling van alternatieve aanwendingsmogelijkheden. Speculatie, statusoverwegingen, gebruiksbeperkingen van overheidswege opgelegd, wet- en regelgeving op het gebied van milieu en het nationale en EG-landbouwbeleid zijn als factoren te noemen die tot een economisch gezien 'verstoorde' prijs leiden.

Het is hier niet de plaats om op deze problematiek verder in te gaan. In het vervolg zal de pragmatische weg worden gekozen, waarbij voor die produktiemiddelen (arbeid, kapitaal, grond, materialen) waar markten voor bestaan, de feitelijke marktprijs als richtlijn voor de kosten wordt genomen. Dat deze prijs beïnvloedbaar is - bijvoorbeeld door een natuurbestemming aan grond te geven of een koopvoorkeursrecht aan bepaalde partijen - mag echter niet uit het oog worden verloren.

Naast deze kosten waarvoor de markt indicaties kan opleveren, zijn er kosten die niet via de reguliere marktwerking zichtbaar worden. Het gaat hier onder meer om de in de economie bekende negatieve 'externe effecten' (ongeprijsde nevenprodukten van een activiteit) en om beperkingen - nu of in de toekomst - die natuurbehoud en -ontwikkeling aan andere economische activiteiten oplegt.

Vanuit macro-economisch perspectief zijn de volgende categorieën van kosten te onderscheiden:

- Verwervingskosten van grond (voor nieuwe natuurterreinen). Deze zouden gebaseerd moeten zijn op de beste alternatieve aanwending van de grond; in de praktijk wordt hiervoor meestal de huidige agrarische marktwaarde aangehouden.
- Voor bestaande natuurterreinen: De ontgane opbrengsten die de grond zou voortbrengen bij niet-natuur-gebruik. Deze kosten worden meestal niet in rekening gebracht maar vormen macro-economisch wel een kostenpost.
- Inrichtingskosten (voor nieuwe natuurterreinen). Dit is een eenmalige investering, die kan worden behandeld als kapitaalkosten zonder afschrijving of als grondkosten.
- Interne beheerkosten van natuurgebieden. De exploitatie en onderhoud van het eigen terrein. Het betreft hier voornamelijk kapitaalkosten en arbeidskosten.
- Externe beheerkosten van natuurterreinen. Het kan hierbij gaan om waterpeilbeheer, het onderhouden van afrastering of andere vormen van afsluiting, beheer van bufferzones, e.d.
- Beheervergoedingen en schadevergoedingen (bij verweven natuur). Voor zover zij duiden op werkelijke produktiederving, bijvoorbeeld van de landbouw, zijn dit ook macro-economisch gezien relevante kosten.
- Negatieve externe effecten: de niet-geprijsde schade, hinder en beperkingen die binnen het gebied maar ook in de omstreken kunnen optreden voor andere functies dan natuur. Te denken valt aan wildschade, onkruiden, verandering in grondwaterpeil, eisen met betrekking tot rust, belemmeringen voor infrastructurele werken, enz. In principe kunnen deze kosten hetzelfde behandeld worden als de ontgane opbrengsten of de schadevergoedingen.

- Kosten voor veiligstelling van de bijzondere milieukwaliteit. Met 'bijzonder' wordt hier bedoeld op de extra eisen die aan de milieu-kwaliteit worden gesteld in dat specifieke gebied bij die specifieke natuur (NMP, Min. VROM, 1990). Deze kosten kunnen zowel eenmalige investeringen betreffen als terugkerende kosten.
- Kosten voor veiligstelling van de algemene milieukwaliteit. Deze blijven hier verder buiten beschouwing.

3.4.3 Baten

Ook ten aanzien van de baten is onze invalshoek primair macro-economisch. Met een afnemende mate van 'hardheid', is onderscheid te maken in de volgende categorieën baten.

- Goederen die hun waarde ontleen aan bestaande markten (land- en bosbouw-producten, natuurproducten, delfstoffen);
- Goederen die weliswaar niet via de markt worden verhandeld maar waar wel eenvoudig een prijs voor is af te leiden (bijvoorbeeld drinkwater);
- Diensten die hun waarde ontleen aan bestaande markten (toegangsgelden, vis- en jachtvergunningen e.d.);
- Diensten in het tussengebied tussen markt en collectief (bijvoorbeeld het recreatief-toeristisch produkt, vestigingsklimaat voor bedrijven);
- Diensten waarvoor geen markten zijn, de imponderabilia (datgene wat niet kan worden gewogen: informatiefunctie, regulatiefunctie, esthetische functie)
- Positieve externe effecten: de niet-geprijsde voordelen die andere functies van nabijgelegen natuur ten deel kunnen vallen. Te denken valt aan de reservoirfunctie voor natuurlijke vijanden van voor de landbouw schadelijke dieren, insecten ten dienste van bestuiving, enz.
- Bijdragen aan algemene milieukwaliteit, bijvoorbeeld koolstofvastlegging. Deze blijven verder buiten beschouwing.

Voor de besluitvorming over plannen, projecten en regelgeving, die gevolgen hebben voor natuur en milieu, is een aantal besluitvormingstechnieken beschikbaar. Voor veel van deze technieken is het nodig dat de baten van natuur worden gewaardeerd, hetzij door de waarde uit te drukken in geldeenheden, hetzij door het toekennen van scores of het maken van vergelijkingen (zie kader).

Waarderingsmethoden van natuurwaarden

De economische waarde van een goed wordt bepaald door wat consumenten en producenten bereid zijn te betalen voor dat goed. Wat individuen bereid zijn te betalen voor een goed wordt aangeduid met het begrip 'willingness to pay' (WTP). Ook wel gehanteerd wordt de term 'willingness to accept' (WTA) om uit te drukken wat individuen willen ontvangen als compensatie voor het verlies van een goed. De totale WTP kan dus een indruk geven van de maatschappelijke waarde van een natuurgebied. Deze benadering heeft echter zijn beperkingen (Van de Laak en Van Ierland, 1988). Ze wordt namelijk beïnvloed door de koopkracht van individuen en de kennis van individuen van het belang van natuur voor mens en maatschappij.

Door Van de Laak en Van Ierland (1988) en Van Ierland en De Man (1993) wordt een

uitgebreid overzicht gegeven van de verschillende waarderingsmethoden van natuur. Te noemen methoden zijn:

- De 'hedonic pricing'-methode. Deze methode is gebaseerd op het waarnemen van verschillen in prijzen van onroerend goed die zijn toe te schrijven aan bepaalde karakteristieken van de omgeving. Eén van die karakteristieken zou daarbij de natuurkwaliteit kunnen zijn.
- De 'travel cost'-methode. Deze methode is gebaseerd op de veronderstelling dat de hoeveelheid geld en tijd die mensen besteden aan het bezoeken van een gebied om er te recreëren, een goede maatstaf is voor hun WTP.
- De 'contingent valuation'-methode. Deze methode beoogt, door het creëren van een hypothetische marktsituatie, vast te stellen welk bedrag individuen of groepen in een bepaalde tijdsperiode bereid zijn te betalen om een bepaalde mate van natuurbehoud te realiseren (WTP), of met welk bedrag zij gecompenseerd zouden moeten worden voor het verlies van een bepaald natuurgebied (WTA).
- Waardering met behulp van dosis-effect-relaties. Met behulp van dosis-effect relaties kan een relatie worden gelegd tussen de hoeveelheid activiteit en het effect van die activiteit in fysieke termen (bijvoorbeeld: algengroei leidt tot een achteruitgang van de visstand, hetgeen de vangstmogelijkheden vermindert).
- Waardering van de natuurfuncties van ecosystemen. Bij deze methode wordt een inventarisatie van de natuurfuncties gemaakt die inzicht geeft in de potentiële mogelijkheden van een natuurgebied voor behoeftebevrediging van de mens. Vervolgens wordt geprobeerd deze functies te waarderen. Een probleem hierbij is toch dat veel functies moeilijk te kwantificeren en waarderen zijn.
- De schaduwprojectmethode. Deze methode beoogt de waarde van een gebied vast te stellen aan de hand van de kosten die gemaakt moeten worden om elders een natuurgebied van dezelfde kwaliteit tot stand te brengen.

Van al deze waarderingsmethoden valt te zeggen dat zij sterk context-gebonden zijn en grote zorgvuldigheid in het gebruik vergen (van der Hamsvoort, 1994). In specifieke gevallen kunnen zij een nuttig hulpmiddel bij afweging zijn maar zij zijn onvoldoende algemeen geaccepteerd en algemeen toepasbaar om als serieuze vervanging te dienen van de reguliere, democratisch gelegitimeerde politieke afweging en besluitvorming.

3.5 Andere duurzaamheidsaspecten

Stelt men zich de vraag naar de duurzaamheid of onduurzaamheid van natuur, dan zijn niet alleen economische en ecologische aspecten in het geding. Andere factoren met een soms zeer relevante uitwerking op de (on)duurzaamheid zijn (in willekeurige volgorde):

- juridische: bijvoorbeeld eigendomsrechten, gebruiksvoorschriften in verband met bestemming en/of beheer. Van dit laatste is de herplantplicht van bosteigenaren een voorbeeld. Ook de discussie wie het best (voor een duurzaam natuurgebruik) eigenaar van natuur- en bos terreinen kan zijn, is in dit verband van belang: Staatsbosbeheer, particuliere natuurbeschermingsorganisaties met een statutaire verplichting tot instandhouding van natuur of particulieren (bijvoorbeeld landgoedeigenaren) met een eigen belang in natuurbehoud ingegeven door trots, status, besef van traditie of andere motieven.
- planologische: voorgenomen bestemmingsveranderingen dan wel onzekerheid over toekomstige bestemmingen bepalen de duurzaamheid van het grondgebruik.
- politiek-bestuurlijke: beleidsopvattingen hebben vaak een kortere cyclus dan voor het ontwikkelen van natuurwaarden wenselijk is. Ook de bestuurlijke competentie-

en verantwoordelijkheidsverdeling (tussen en binnen bestuurslagen), en de mogelijke veranderingen daarin hebben repercussies op de duurzaamheid.

- sociaal-psychologische: het maatschappelijk draagvlak van (beleids)doelstellingen. Hoe duurzaam is het milieu- en natuurbesef, met andere woorden: hoe snel kan dit zich wijzigen in intensiteit en richting?
- internationale: veel ontwikkelingen met betrekking tot het milieu, en dus met gevolgen voor de natuur, hebben een grensoverschrijdend karakter. Ook bevolkingsmigratie heeft gevolgen voor de kansen en bedreigingen voor natuur.

In beginsel laten deze aspecten zich ook beschrijven in termen van risico's ten aanzien van een duurzame ontwikkeling. Zonder het belang van deze factoren te onderschatten, zal in deze studie echter de aandacht zich vrijwel uitsluitend richten op de ecologische en economische duurzaamheidsaspecten.

3.6 Interactie

De studie gaat over de interactie tussen ecologische en economische duurzaamheid met betrekking tot de natuur in Nederland, ongeacht of deze zich bevindt in specifieke natuurgebieden, in bossen of in cultuurlandschappen met een primair agrarische bestemming. Deze interactie kan zowel ondersteunend als conflicterend van aard zijn.

Komen ecologische en economische duurzaamheid elkaar ten goede dan is sprake van wat in jargon wel 'meekoppeling' van natuur met andere functies wordt genoemd. Omdat hier geen problemen liggen, beperkt de onderzoeksvraag zich tot het op het spoor komen en identificeren van situaties waar mogelijkheden liggen voor 'meekoppeling' (zie het eerste punt onder 'Kennis-behoefte' van hoofdstuk 2).

Is de wisselwerking tussen ecologische en economische doelstellingen conflicterend van aard, dan moet er een afweging plaatsvinden. Een afweging tussen de kansrijkdom van natuur, gegeven de doelstellingen voor natuur, tegenover de economische repercussies die het nastreven van die natuurdoelen met zich meebrengt. De hierboven geïntroduceerde risico-benadering biedt een mogelijkheid tot het objectiveren en systematiseren van zo'n afweging. Immers, door 'ecologie' en 'economie' beide in risicoterminen te beschrijven, maakt men doelstellingen op beide beleidsgebieden in beginsel met elkaar vergelijkbaar.

De feitelijke afweging kan alleen plaatsvinden voor aangegeven of te kiezen lokaties waarvan de abiotische condities en het huidige grondgebruik bekend zijn. Dit maakt juist de interessante vergelijking mogelijk van economische en ecologische kansen en bedreigingen voor natuur in verschillende gebieden. Lokatiespecifieke uitspraken zullen wij hoogstens voorbeeldsgewijs doen; het gaat in deze studie primair om het aangeven van de terzake doende onderzoeksvragen en het bieden van een conceptueel raamwerk. Toch valt er in zijn algemeenheid wel wat te zeggen over de relatie natuurdoelen enerzijds en de ecologische en economische risico's anderzijds. Zo worden in hoofdstuk 5 de ecologische risico's in termen van kansen en bedreigingen behandeld en komen in hoofdstuk 6 de economische risico's in termen van kosten en baten aan de orde. Daaraan voorafgaand is het echter eerst nodig een onderscheid te maken in enkele, duidelijk uiteenlopende richtingen die men met natuur op zou kunnen willen gaan, de verschillende natuurbeleidsstrategieën.

KENNISBEHOEFTE

- * De introductie van het risicobegrip bij de operationalisering van het begrip duurzaamheid (of liever: onduurzaamheid) lijkt goede perspectieven te bieden. Behalve dat een verbinding met een systeemanalytische benadering goed kan worden gelegd, biedt het risicobegrip de mogelijkheid doelstellingen op ecologisch en economisch gebied op een vergelijkbare, gelijkwaardige basis te brengen. Daarmee wordt de positie vermeden dat 'de ecologie' randvoorwaarde is van 'de economie' of andersom.
- * In navolging van de ecotoxicologie lijkt de risicobenadering in de ecologie perspectieven te kunnen bieden. Nader onderzoek is gewenst naar de implementatie van deze benadering door het formuleren van overschrijdingsrisico's bij diverse bedreigingen van een gewenste duurzame toestand.
Onderzoek zou zich bij risicoverkenningen verder kunnen richten op drempelwaardenonderzoek (biogeografisch, autecologisch, synecologisch) en een modelmatige benadering van herstelkans en -periode. Verder kan worden nagegaan in hoeverre milieubouw, gericht op herstel van specifieke soorten of gemeenschappen of herintroducties, een reëel alternatief vormen.
- * Overschrijdingsnormen voor ongewenste gevolgen voor een ecologisch duurzame toestand vragen om criteria voor het bepalen van zo'n duurzame toestand. Een eenduidig systeem van duurzaamheidsindicatoren, dat differentiërend is voor ieder van de drie natuurbeleidsstrategieën (zie hoofdstuk 4), ontbreekt tot nu toe. Het verdient aanbeveling om te komen tot zo'n indicatiesysteem, dat is uitgewerkt voor verschillende aggregatieniveaus (soort, populatie, ecosysteem, landschap).
- * Het betrekken van economische risico's bij beschouwingen over bedreigingen voor de duurzaamheid van natuur (naast de traditionele ecologische en milieuhygiënische aspecten) is een belangrijke toevoeging. Risico's als gevolg van andere aspecten (juridische, planologische, politiek-bestuurlijke, sociaal-psychologische) kunnen echter ook van doorslaggevende betekenis zijn of worden. Zij verdienen meer aandacht dan ze in het algemeen thans krijgen.
- * Het kapitaliseren of monetariseren van natuurwaarden, om zo deze in een economische afweging op te nemen, kent zowel praktische problemen als principiële beperkingen. Een overwegend technocratische afweging van natuur- en economische doelstellingen zal daarom onbevredigend blijken. Door het - per definitie - afwezig zijn van zelfgekozen zaakwaarnemers van natuur moet naar nieuwe bestuurlijke besluitvormingsprocedures worden gezocht. Ervaringen uit het (recente) verleden en in het buitenland kunnen hierbij worden geëvalueerd.

4 Natuurbeleidsstrategieën

Duurzaamheid en natuurlijke kwaliteit worden in belangrijke mate bepaald door de opvatting, die men heeft over de natuur. Verschillende visies zijn mogelijk, ieder met een andere invulling van ecologische duurzaamheid.

Het beeld dat mensen hebben van 'natuur', en daarmee het doel dat hen voor ogen staat als men spreekt van natuurbehoud en -ontwikkeling, kan nogal verschillen (verg. Van Amstel et al., 1988; De Vries, 1989; Dekker & Brouwer, 1990). Van belang is daarbij de constatering dat er niet één natuurbeeld is, maar een keuze gemaakt kan worden uit verschillende referentiebeelden. Wat als referentie wordt beschouwd, is cruciaal bij het bepalen van ecologische doelen. Een ecologisch doel kan namelijk worden geformuleerd als 'de maximaal aanvaardbare afstand tot de referentie' (Ten Brink, 1990). Wat aanvaardbaar is, wordt door het beleid, c.q. de samenleving bepaald. De heersende opvattingen over natuur en natuurbehoud spelen bij deze keuze van referentie een belangrijke rol. Een andere opvatting kan een andere referentie betekenen, en dus andere ecologische doelen. Daarmee samenhangend worden ook andere waarden toegekend aan de natuur.

Naast deze discussie over ecologische doelen, is er een onderscheid te maken in de manier waarop dit zou moeten gebeuren. In de studie naar 'Natuurontwikkeling in de Centrale Open Ruimte', de COR-studie (Harms et al., 1991), wordt in dit verband het nuttige begrip ruimtelijke strategie geïntroduceerd. Hiermee worden de opvattingen bedoeld over waar en hoe nieuwe natuur moet worden gerealiseerd met het oog op het nagestreefde natuurdoel en waar en hoe dit moet plaatsvinden ten opzichte van andere ruimtegebruikers. Het gaat hier om ruimtelijke scheiding of juist verweving van verschillende gebruiksfuncties van het landelijk gebied en om verbinding tussen natuurgebieden.

Twee ecologische doelen en twee ruimtelijke strategieën te zamen leveren in beginsel vier - in de praktijk drie - voor ons doel relevante natuurbeleidsstrategieën. De twee ecologische doelen zijn natuurlijkheid en bio-diversiteit (verg. NBP, Ministerie LNV, 1990); de twee ruimtelijke strategieën zijn scheiding en verweving.

Bij het eerste ecologische doel staan zelfregulatie, oorspronkelijkheid van processen en volledigheid van levensgemeenschappen centraal. Minimalisering van menselijk ingrijpen wordt gezien als voorwaarde voor maximalisering van natuurwaarden. De referentie vormt de ongestoorde natuur, elders of in het verre verleden, waarin natuurlijke processen domineerden.

In deze visie wil de mens natuurlijke processen bevorderen. Het ecologische doel is een hogere vorm van natuurlijkheid door de introductie van deze processen. Diversiteit is geen doel, maar kan het gevolg zijn van de benutting van natuurlijke processen. Als natuurlijke processen worden genoemd verstuiwing/duinvorming, rivierdynamiek/sedimentatie/erosie, grondwaterstroming/kwel/infiltratie, vegetatiesuccessie/begrazing en migratie/dispersie. De mate waarin de processen worden toegelaten wordt zo goed mogelijk vastgesteld, maar het uiteindelijke patroon wordt door het 'toeval' bepaald. De ecologisch doelstelling richt zich op de conditionele kant van het ecosysteem, de

inputzijde. De responskant van het ecosysteem, de soortensamenstelling van de levensgemeenschap, wordt als onzeker beschouwd en daarom minder geschikt als doelstelling.

Hecht men uitdrukkelijk aan het ongestoorde karakter van natuurontwikkeling, dan is duidelijk dat het doel van een zelfregulerende, spontane natuur alleen door ruimtelijke scheiding kan worden bewerkstelligd. Sterker nog, in de meeste gevallen zal dit alleen een kans maken wanneer het uitgestrekte gebieden betreft, waarin de menselijke invloed op afstand wordt gehouden. Deze combinatie van doel en ruimtelijke strategie, met andere woorden deze natuurbeleidsstrategie, is daarom te omschrijven als **Groot & Wild**.

Voorbeelden in Nederland zijn de Oostvaardersplassen en, in potentie, de Waddenzee en (delen van) de waddeneilanden, de Noordzee, de Westerschelde, delen van het duingebied, uitgestrekte moerassen in laagveengebieden, de Lauwerspolder, de Veluwe, de Biesbosch en de uiterwaarden (met de realisering van de Duurse Waarden in de IJssel bij Olst en De Blauwe Kamer in de Beneden-Rijn nabij Rhenen als eerste aanzetten).

Laat men bij dit natuurdoel de eis van ongestoordheid en volledigheid van levensgemeenschappen vallen, dan is ook een combinatie met verwevenheid denkbaar (zie kader). Van een *natuurbeleid* ter zake, hoewel voorstelbaar, is echter nu nog geen sprake. Vandaar dat deze combinatie niet als aparte natuurbeleidsstrategie is meegenomen.

De combinatie spontane, verweven natuur

In deze combinatie tussen natuurdoel en ruimtelijke strategie staat de natuur centraal, die als vanzelf ontstaat, ondanks en dankzij de ruimte die het menselijk handelen daarvoor biedt. Er wordt niet gestreefd naar minimalisering van menselijk ingrijpen, maar naar een ecologisering van menselijke activiteiten, dat wil zeggen naar de ontwikkeling van ecologisch bewustzijn, de natuur van de aandacht (Blans, 1991). Natuur en economische benutting van de ruimte zijn onlosmakelijk verbonden. Het ecologisch doel is niet gericht op het produkt, maar op het produktieproces en de producent. Het verantwoord 'oogsten' bijvoorbeeld is een wezenlijk onderdeel van de omgang met de natuur. Het referentiebeeld is dat van de mens als onderdeel van het ecosysteem, met 'natuurlijke' activiteiten conform ecologische wetmatigheden, zoals dat nu nog soms plaatsvindt bij wat wordt aangeduid met primitieve volkeren (bijvoorbeeld Dogon-cultuur).

Al naar de omstandigheden zullen verschillende ecosystemen ontstaan. Planten en dieren, ook de meest gewone, hebben hierin een plaats. De natuurlijke kwaliteit vormt echter een bijprodukt. Het streven naar diversiteit en zeldzaamheid staat niet voorop, maar eerder het ruimte bieden aan natuurlijke processen op kleinschalig niveau. Er ontstaat een sterke ruimtelijke verweving met allerlei vormen van ruimtegebruik zowel in de stad als in het landschap. Ter bevordering van dit soort natuur zijn in de eerste plaats stringente milieumaatregelen nodig. Daarnaast zijn ecologische bewustwording en ecologisch handelen, uit sympathie en respect voor de natuur van betekenis. Ook maatregelen die leiden tot extensivering in de landbouw kunnen als neveneffect natuur opleveren. In sommige gevallen ook het creëren van ecologische condities door bewuste materiaalkeuze (bijv. dakpannen voor gierzwaluwen).

Deze strategie is te karakteriseren als **Klein & Gewoon**. 'Klein' omdat het gaat om het kleinschalige lokale schaalniveau, en 'gewoon' omdat het ook gaat om de gewone niet-zeldzame natuur. Voorbeelden zijn bloemrijke graslanden, braakliggende terreinen, wegbermen, verwilderde tuinen en erven, vuilstorten, natuur in en rond de stad (zie bijv. *Vrij Nederland*, 13-11-93).

Bij het tweede ecologisch doel wordt gestreefd naar een zo groot mogelijke diversiteit aan soorten en levensgemeenschappen. Tevens wordt het behoud en herstel voorgestaan van een grote variatie in abiotische omstandigheden. Door een uitgekiend en aangepast natuurbeheer is er sprake van een min of meer vast ruimtelijk patroon: wat waar moet worden ontwikkeld, wordt vastgelegd in een patroon van beheersmaatregelen. Hierin onderscheidt het ecologisch doel zich van het vorige: het doel richt zich niet op de inputzijde van het ecosysteem, maar juist aan de respons- of outputzijde: de plante- en diersoorten van de levensgemeenschap. Het behoud van de biodiversiteit van de aarde ligt hieraan ten grondslag. Dit doel is niet zo zeer strijdig aan het vorige, maar onderscheidt zich met name in de middelen om het doel te bereiken: de beïnvloeding van het ecosysteem door middel van beheer. Het 'toeval' (natuurlijke processen) wordt hiermee beheersbaar gemaakt.

Binnen dit kader zijn op basis van de ruimtelijke strategie twee natuurbeleidsstrategieën nader te onderscheiden.

Neemt men de abiotische natuurlijke omstandigheden als uitgangspunt, dan is het mogelijk door scheiding van functies via 'natuurbouw' maximaal profijt te trekken uit gradiënten in bodem en water (verschillen in nat-droog, hoog-laag, schraal-voedselrijk, zout-zoet, e.d.) om zo de rijk gevarieerde natuur, die alleen kan bestaan zonder intensieve cultuurdruk, te ontwikkelen. Verdwenen of zeldzaam geworden ecosystemen kunnen desgewenst worden gereconstrueerd door cultuurtechnische maatregelen ten behoeve van de natuur en een gericht beheer. Verbindingen tussen natuurreservaten zullen waar nodig moeten worden hersteld of gemaakt. Deze tweede natuurbeleidsstrategie valt te typeren als **Divers & Zeldzaam**.

Voorbeelden in Nederland zijn de heiden, blauwgraslanden, rietvelden, de beschermde orchideeëngebieden (ondermeer in Zuid Limburg) en, in extremis, heemparken en -tuinen.

In de derde natuurbeleidsstrategie staat de functionaliteit van ruimtegebruik centraal. Ontwikkeling van natuurlijke en landschappelijke waarden komt voort uit functionele beheersvormen. De economische benutting van de ruimte wordt gezien als onlosmakelijk verbonden met natuurkwaliteit. Integratie van ecologische met economische doelen wordt voorgestaan.

De natuurbeleidsstrategie streeft naar een geïntegreerde of aangepaste bedrijfsvoering. Andere gebruiksvormen dan natuur, in het bijzonder de grondgebonden landbouw en de bosbouw, maken een integraal deel uit van deze symbiose van mens en natuur. Deze gebruiksvormen zijn dus noodzakelijkerwijs verweven met de natuur maar dienen wel ruimte te laten voor een natuurontwikkeling die gekenmerkt wordt door een grote verscheidenheid. Landbouw, bosbouw, wonen, recreatie, jacht en delfstof- en waterwinning onder restricties is hierbij het parool. Beheergebieden, landgoederen en parken vallen onder deze beleidsstrategie, die kan worden aangeduid als **Natuur & Cultuur**.

Voorbeelden zijn: beheergebieden, natuurterreinen in de duinen in combinatie met waterwinning, multifunctioneel bos, behoud van landgoederen, weidevogelbeheer, bescherming van houtwallen, slootkantbeheer, enz.

Tabel 4 Constructie van de natuurbeleidsstrategieën

Ruimtelijk strategie	Doeleinden voor natuur	
	Natuurlijkheid	Verscheidenheid
Scheiding	1. <i>Groot & Wild</i>	2. <i>Divers & Zeldzaam</i>
Verweving	<i>Klein & Gewoon</i> (i.h.a. geen object van beleid)	3. <i>Natuur & Cultuur</i>

Overigens is in alle drie de natuurbeleidsstrategieën ruimte om het belang van internationale positie die Nederland inneemt ten aanzien van soorten en biotopen (bijvoorbeeld trekvogels en wetlands) te laten meewegen.

Uit de discussies naar aanleiding van het NBP blijkt dat de natuurbeleidsstrategieën actueel zijn en dat de verschillen scherp kunnen zijn. De discussies concentreren zich vooral op de waarde van natuur in het cultuurlandschap. Vaak is in de praktijk sprake van mengvormen van verschillende natuurbeleidsstrategieën. Om wille van de helderheid wat precies onder natuurkwaliteit moet worden verstaan, is het echter van belang de drie basisstrategieën te blijven onderscheiden. Deze zijn overigens niet nieuw (zie kader).

Natuurbeleidsstrategieën in historisch perspectief

De discussie over wel of niet ingrijpen in de natuur is een oude kwestie tussen interventionisten (verwant aan 'Divers & Zeldzaam' en 'Natuur & Cultuur') en non-interventionisten (verwant aan 'Groot & Wild'). Tot circa 1950 was non-interventionisme de heersende ideologie van de natuurbescherming. Daarna kwam het interventionisme ervoor in de plaats. Met de opkomst van de natuurontwikkeling in de jaren tachtig keert de geest van het non-interventionisme weer terug. De wisselende voorkeur voor de ongerepte en de gecultiveerde natuur gaat ver terug in de westerse cultuur (Lemaire, 1985; Thomas, 1983). Er zijn perioden waarin de voorkeur voor het arcadische landschap dat gekenmerkt wordt door een evenwichtige verdeling van bos, grasland en water, domineert. In andere perioden is er een voorkeur voor de wilde natuur. De afwisseling van voorkeuren voor een bepaald natuurbeeld in de laatste decennia, lijkt ingebed in een lange termijn afwisseling met voorkeuren voor natuur in een breder cultureel verband (Dekker et al., 1990).

Onze indeling kan gezien worden als een aanscherping van de onderscheiding in hoofd-natuurdoeltypen die het IKC-NBLF heeft geformuleerd ('Afstemmingsnota Ecosysteemvisies', IKC-NBLF, 1993). Daarin wordt onderscheid gemaakt in (i) natuurlijke en nagenoeg natuurlijke systemen, (ii) begeleid natuurlijke systemen, (iii) half-natuurlijke systemen en (iv) cultuur-systemen. Het verschil tussen (i) en (ii) zit hem in de mogelijkheid die bij begeleid natuurlijke systemen gelaten wordt voor menselijke ingrijpen via inrichting en beheer om de natuurlijke processen te sturen. Maatregelen om het effect van de natuurlijke processen te optimaliseren worden alleen genomen indien de marges gesteld aan de belangrijkste voorwaarden, te weten water (peilbeheer), nutriënten en begroeiingsstructuur (begrazing), worden overschreden. Omdat natuurlijke en nagenoeg natuurlijke systemen in Nederland niet voorkomen, en alleen om wille van de systematiek

worden onderscheiden, zijn deze in onze indeling samengevoegd met begeleid natuurlijke systemen onder het motto Groot & Wild.

Bij de half-natuurlijke systemen staat niet zozeer het zelfstandig verloop van abiotische en populatiebiologische processen centraal, maar gaat het om behoud en ontwikkeling van bepaalde ontwikkelingsstadia van levensgemeenschappen via patroonbeheer gericht op de intrinsieke diversiteit van terreinen. Veelal bestaat dit beheer uit historische gebruiksvormen, zoals extensief maai- en beweidingsbeheer. Het kunstmatig vasthouden aan een bepaald gewenst ontwikkelingsstadium (heide is hiervan een mooi voorbeeld) vereist een intensief intern natuurbeheer. Aangevuld met een uitdrukkelijke ruimtelijke scheidingsstrategie (met de mogelijkheid van gerespectieerd recreatief medegebruik) valt dit hoofd-doeltype onder onze aanduiding Divers & Zeldzaam.

Het hoofd-natuurdoeltype cultuursystemen van het IKC-NBLF correspondeert met onze aanduiding Natuur & Cultuur.

De hier gepresenteerde natuurdoeltypen vertonen ook grote overeenkomst met de 'natuurontwikkelingsconcepten' die zijn ontwikkeld in het kader van het project 'Natuurontwikkeling in de Centrale Open Ruimte' (Harms et al., 1991). Het concept 'Otter' (optimalisering van de infrastructuur om versnippering tegen te gaan) dat in dit project wordt onderscheiden, is in deze classificatie niet opgenomen als zelfstandig doel, vanwege het meer instrumentele karakter ervan.

De verschillende natuurdoeltypen hebben uiteenlopende en ingrijpende consequenties voor de omvang en vooral ook de samenstelling van de kosten die bij realisering moeten worden gemaakt, voor de restricties die zij opleggen aan andere gebruiksvormen, en voor de potentiële baten. Om iets over de economische aspecten te kunnen zeggen, zal het natuurdoeltype dan ook steeds moeten zijn gespecificeerd. In algemene zin zal dit gebeuren in hoofdstuk 6. Pas te zamen met de kennis over de fysisch-biologische omstandigheden en het huidige grondgebruik van een bepaald gebied kunnen de economische en de ecologische risico's tegen elkaar worden afgewogen (hoofdstuk 7).

KENNISBEHOEFTE

- * De natuurbeleidsstrategieën sluiten elkaar niet uit. Zoals men in een fysisch-geografische regio verschillende strategieën op verschillende lokaties kan volgen, is het ook mogelijk verschillende strategieën in één project te combineren, zij het ruimtelijk gescheiden. Zo kan bijvoorbeeld Groot & Wild worden afgeschermd door Divers & Zeldzaam (via het wegtrekken van recreatieve druk) en Divers & Zeldzaam kan op zijn beurt worden beschermd door Natuur & Cultuur (bufferzones). In het voorgenomen project Bentwoud nabij Benthuizen (ZH) is zo'n combinatie van strategieën te onderkennen. Ontwerpmatig ligt hier een uitdaging.

5 Ecologische kansen en bedreigingen

In dit hoofdstuk worden in algemene zin de kansen en bedreigingen voor het duurzaam voortbestaan van de natuur geïnventariseerd. Daarbij worden de verschillende, in het vorige hoofdstuk onderscheiden, natuurbeleidsstrategieën gehanteerd. Er zal een verband worden gelegd met de twee visies, van waaruit het begrip duurzaamheid in ecologisch opzicht kan worden benaderd: de ecocentrische en de antropocentrische benadering (par. 3.3.2).

5.1 Groot & Wild

Deze natuurbeleidsstrategie kent, zoals gesteld, als achtergrondfilosofie dat behoud van de biodiversiteit gegarandeerd is bij een zo groot mogelijke natuurlijkheid. Milieuvariatie, als één van de belangrijkste voorwaarden voor biodiversiteit, wordt bereikt door het toelaten of stimuleren van natuurlijke processen. Variatie in dynamiek, zowel in ruimte als tijd, leidt tot variatie in soorten.

Kansen voor dit type natuur doen zich dan ook voor daar waar het milieu wordt gedomineerd door natuurlijke processen. In internationaal opzicht is Groot & Wild bepaald geen nieuw fenomeen. Omdat in vele landen de oppervlakte aan natuur vele malen groter is dan in Nederland en deze natuur bovendien vaak minder intensief wordt beheerd, komt Groot & Wild buiten onze grenzen veel meer voor. Variatie wordt daar door natuurlijke processen geïnduceerd. Zo beschrijft Romme (1982) dat in het Yellowstone park in vroeger tijden in elke eeuw wel branden woedden op meer dan 10% van het areaal. Voor Nederlandse omstandigheden zijn de natuurlijke processen van meer bescheiden aard. We kunnen processen onderscheiden in abiotische en in biotische zin.

Bij abiotische processen die de milieuvariatie kunnen verhogen, kan worden gedacht aan de winddynamiek (duinvorming, zandverstuiving), grondwaterdynamiek (kwel) en de dynamiek van het oppervlaktewater (hydrodynamiek en morfodynamiek). Processen van biotische aard zijn de natuurlijke vegetatiesuccessie en begrazing. De combinatie van al deze processen kan leiden tot een grote natuurlijke milieuvariatie: op de ene plaats wordt door een hoge dynamiek van water of wind de vegetatieontwikkeling teruggedrongen, terwijl op een andere plaats met een lage milieudynamiek een ongestoorde ontwikkeling kan verlopen. Op weer andere plaatsen wordt de vegetatie kort gehouden door natuurlijke begrazing. Deze dynamische factoren kunnen bovendien van constante of tijdelijke aard zijn.

Dominantie van hoge dynamiek leidt echter in de regel tot soortenarmoede. Dit vormt één van de bedreigingen voor dit type natuur. Indien een bepaald proces dreigt te gaan overheersen (te hoge waterstand, te hoge begrazingsdruk enz.) moeten de condities worden bijgesteld om 'het juiste midden' (milieu) weer te kunnen bereiken. Deze 'begeleid natuurlijke' ecosystemen zijn in Nederland in veel gevallen aan de orde, zoals bij de Oostvaardersplassen, waar door de instelling van een bepaald waterpeil een optimale milieuvariatie kan worden verzekerd.

Vele natuurlijke processen hebben bovendien een stochastisch karakter: het is onzeker wanneer en waar een storm zijn grootste kracht vertoont, een bliksem brand veroorzaakt of bij hoogwater een overstroming optreedt. De temporele onzekerheid kan worden gecompenseerd door vergroting van de oppervlakte. De kans dat een zeldzaam verschijnsel zich voordoet en de milieuvariatie ergens hierdoor wordt verrijkt, wordt daardoor vergroot. Een belangrijke voorwaarde voor Groot & Wild vormt dan ook de omvang van het gebied. De oppervlakte van het gebied is ook van betekenis voor de overleving van natuurlijke populaties van soorten. Alleen voldoende grote populaties zijn opgewassen tegen natuurlijke schommelingen in aantal als gevolg van predatie, ziekten, plagen, migratie e.d.

De belangrijkste factoren die de kans op het realiseren van Groot & Wild bepalen, zijn de mogelijkheid om natuurlijke processen te benutten en een vereiste oppervlakte om de kans op het optreden van deze processen te vergroten. Groot & Wild wordt bedreigd door eenzijdige overheersing van hoge natuurlijke dynamiek. Door manipulatie van de conditionele factoren dient dit dan te worden bijgestuurd tot 'begeleid natuurlijke' ecosystemen. Ook menselijke invloed in de zin van milieubelasting (verzuring, vermessing, verdroging enz.), welke in vele gevallen dynamiekverhogend werkt, vormt een bedreiging voor dit type natuur.

Brengen we Groot & Wild in verband met de overlevingsstrategieën van paragraaf 3.3.2, dan zullen alle soorten en levensgemeenschappen kansen kunnen benutten om te overleven. Stress en storing treden regelmatig op zodat 'stress-tolerators' en 'ruderals' voldoende aan bod kunnen komen, terwijl ook 'competitors' de ruimte krijgen, daar waar de dynamiek van de natuurlijke processen gering is. Deze laatste groep verdient echter wel de aandacht indien door dominantie van hoge dynamiek hun bestaansvoorwaarden worden bedreigd. Gelet op de hoge bevolkingsdruk en de verstorende en versnipperende werking die hiervan uit gaan, zal het in het algemeen moeilijk zijn voldoende aaneengesloten oppervlakte voor dit type te reserveren.

Bezien vanuit een antropocentrische benadering kan het nut van Groot & Wild worden uitgedrukt in de vier functies van de natuur voor de mens (par. 3.3.2). Hierbij scoren de informatie- en regulatiefuncties het hoogst. De ongestoorde ontwikkeling van verschillende soorten en levensgemeenschappen staat borg voor een grote informatiewaarde. Hierbij moet worden opgemerkt dat Groot & Wild wel vaak ten koste kan gaan van andere informatiewaarden, bijvoorbeeld de cultuurhistorische (verg. Renes, 1992). De natuurlijke processen spelen een belangrijke rol bij de regulatiefunctie (opvang, afbraak, waterzuivering e.d.). De betekenis voor draagfuncties voor menselijke activiteiten is verwaarloosbaar. De produktiefuncties zijn gelimiteerd door de draagkracht van het systeem voor het oogsten van natuurprodukten.

5.2 Divers & Zeldzaam

De strategie die hierbij gevoerd wordt richt zich direct op de instandhouding van die soorten en levensgemeenschappen die weinig voorkomen en waarvoor Nederland in internationaal opzicht een bijzondere verantwoordelijkheid heeft. Het IKC-NBLF (1993) spreekt in dit verband over natuurdoeltypen, die slechts binnen een klein areaal van ons

land kansrijk zijn: typen met kleine zoekruimte. Het gaat om natuurdoeltypen met de volgende kenmerken:

- natuurdoeltypen met soorten die gelet op de specifieke standplaatsfactoren in sterke mate afhankelijk zijn van Nederland (of de directe omgeving);
- natuurdoeltypen met soorten die kenmerkend zijn voor Nederland (of directe omgeving) en die, gelet op aantal en verspreidingsareaal, bovendien een kleine wereldpopulatie hebben;
- natuurdoeltypen met soorten die kenmerkend zijn voor Nederland (of directe omgeving) en die, gelet op hun achteruitgang, worden bedreigd.

Voorbeelden van natuurdoeltypen die een of meerdere van deze kenmerken bezitten, zijn: gemeenschappen van bron en beek, kalkgraslanden, vennen, hoogvenen, trilvenen, vochtige heiden, (vochtige) schraalgraslanden, moerashooilanden, stuifzanden, natte duinvalleien en kwelders.

Vele van deze levensgemeenschappen in Nederland danken hun betekenis aan een of andere vorm van historisch-agrarisch gebruik, zoals maaien in de zomer (hooilanden) of in de winter (rietlanden), welk beheer nu alleen voor natuurdoeleinden wordt aangewend. Daar de soortenrijkdom van genoemde natuur als gevolg van de oude agrarische technieken wetenschappelijk voldoende is aangetoond, wordt de beheerstechniek in het natuurbeheer gecontinueerd ook al is er geen economische winst meer uit te slaan. Deze natuurbeleidsstrategie is in internationaal opzicht veel uitzonderlijker dan de vorige. In het buitenland (en zeker in Oost-Europese landen) worden deze agrarische technieken namelijk vaak nog wel toegepast. Het onderscheid tussen deze strategie en de volgende strategie (Natuur & Cultuur) vervaagt daardoor. Door het grote gewicht van deze beheersintensieve maatregelen in het natuurbeheer kent deze strategie buiten Nederland in weinig landen navolging.

Kansen voor Divers & Zeldzaam zijn vooral afhankelijk van bijzondere standplaatscondities, zoals lokale kwel (brongemeenschappen, trilvenen), nat voedselarm substraat (vochtige heide, duinvallei, schraalgrasland), kalkrijke bodem (kalkgrasland), enz. Gericht op bijzondere diersoorten zijn additionele voorwaarden nodig in de zin van aggregatie of rangschikking van natuurtypen tot grotere complexen.

Met betrekking tot de kwetsbare populatieomvang van de soorten, bieden verbindingen tussen dezelfde natuurtypen in vele gevallen betere overlevingskansen dan isolatie. Dit geldt vooral voor soorten van Divers & Zeldzaam die in hun evolutie een langdurig aanpassingsproces hebben ondergaan. Het betreft in de regel milieus die worden gekenmerkt door weinig verandering in omgevingsfactoren waardoor het aanpassingsproces zich ongestoord heeft kunnen voltrekken. Natuurlijke selectie en specialisatie kan dan leiden tot een evolutionair produkt met hoge niche-differentiatie. Het betreft bijvoorbeeld soorten van oude loofbossen en hoogvenen. Verbinding tussen natuurgebieden van kleine omvang is vooral voor deze soorten van vitale betekenis.

Divers & Zeldzaam wordt het sterkst bedreigd door de verschillende vormen van milieubelasting, maar ook andere vormen van menselijke invloed, zoals betreding. De mate van kwetsbaarheid is afhankelijk van de specifieke standplaatscondities. Het meest kwetsbaar zijn soorten van voedselarme, zwak zure en zwak gebufferde, vochtige, natte en aquatische milieu's. Voedselrijke milieu's zijn in dit opzicht beduidend minder kwetsbaar.

In relatie tot de overlevingsstrategieën gaat het in Divers & Zeldzaam vooral om soorten en levensgemeenschappen van lage stress en storing ('competitors'), maar ook om de 'stress-tolerators'. Tot de laatste categorie behoren die systemen, waarvan het substraat door maatregelen gericht op voortdurende afvoer van biomassa sterk is verarmd, zoals schraalgraslanden en (vochtige) heidevelden.

Indien we letten op de gebruiksfuncties van het natuurlijke milieu is de betekenis van Divers & Zeldzaam in de zin van produktie- en draagfuncties uiterst gering. Zo is vanwege de overwegend kleine omvang van de gebieden de betekenis voor bijvoorbeeld oppervlaktewaterwinning in de regel gering. De hoge diversiteit en zeldzaamheid aan soorten staat daarentegen garant voor een hoge informatiewaarde. De regulatiefunctie is gelet op de grote kwetsbaarheid van dit type eveneens gering.

5.3 Natuur & Cultuur

De natuurbeleidsstrategie van Natuur & Cultuur is tegengesteld aan de beide vorige strategieën. Ging het in beide vorige strategieën om natuur als hoofddoelstelling, in deze strategie is het natuurdoel op z'n hoogst nevengechikt aan de economische doelen van de gebruiksfuncties. Het gaat daarbij om die natuur die afhankelijk is van gebruiksfuncties, zoals ganzen en weidevogels, natuur van slootkanten en bermen. In het buitenland komt deze strategie, zoals gezegd vaak vermengd met de vorige, bewust dan wel onbewust, veelvuldig voor. Het aantal regelingen om tot afspraken te komen met boeren ten gunste van natuur- en landschapswaarden neemt vooral in de Europese Gemeenschap sterk toe.

Kansen voor Natuur & Cultuur zijn gebonden aan de mogelijkheden en geschiktheden van de functies zelf. Vooral waar het gebruik onderhevig is aan fysieke beperkingen (bijvoorbeeld hoge grondwaterstand of steile helling) kunnen zich mogelijkheden voordoen voor verweving met natuur, zoals in het veenweidegebied of de hellinggraslanden van Zuid-Limburg.

Evenals bij het vorige type is een aantal diersoorten afhankelijk van een combinatie van verschillende typen Natuur & Cultuur die in elkaars directe nabijheid liggen: het kleinschalige agrarisch landschap. Gelet op de dynamiek van de gebruiksfuncties zijn de soorten minder kwetsbaar, beter aangepast en daardoor ook minder zeldzaam dan de soorten die bedoeld zijn bij het historische kleinschalige landschap van Divers & Zeldzaam. Een belangrijke rol voor deze soorten spelen de kleine landschapselementen, zoals solitaire bomen, heggen, houtwallen, holle wegen en graften, kleine poelen, wielen, strangen, vennen, enz.

Natuur & Cultuur wordt in mindere mate bedreigd door milieubelasting (verzuring, vermesting, verdroging) dan Divers & Zeldzaam. Ook versnippering vormt minder een bedreiging doordat de soorten in de regel zijn aangepast aan dynamische milieu's en zich dus gemakkelijk verplaatsen bij gewijzigde omstandigheden ('uitwijkers'). Belangrijkste bedreiging vormt het habitatverlies bij het opruimen van kleine landschapselementen als gevolg van intensivering in de landbouw, stadsuitbreiding, e.d.

Met betrekking tot de overlevingsstrategieën kan Natuur & Cultuur van betekenis zijn voor soorten en levensgemeenschappen van zowel stress als storing. Het betreft dus zowel de 'stress-tolerators' als 'ruderals'. In de regel is het milieu te sterk in verandering om gelegenheid te bieden aan 'competitors'.

Gelet op de functies van het natuurlijke milieu scoren de produktie- en draagfuncties hier hoog. Dit is ook logisch gezien het economisch gewin van deze natuurbeleidsstrategie. De informatiefunctie is echter geringer dan die van de twee voorgaande typen. Zowel het aantal soorten als ook de zeldzaamheid ervan, zijn hier debet aan. In cultuurhistorische zin ligt dit overigens geheel anders. De regulatiefunctie van natuur die tot het type Natuur & Cultuur behoort is van enige betekenis. Gedacht kan worden aan de regulerende werking ten aanzien van weer en wind van landschapselementen als hagen en singels ten behoeve van de landbouw, evenals het voorkómen van erosie in landschappen met graften en steilranden (Zuid-Limburg).

Tabel 5 Overlevingsstrategieën en natuurbeleidsstrategieën

	Soort ¹⁾ :		
	Ruderals	Stress-tolerators	Competitors
Groot & Wild	*	*	*
Divers & Zeldzaam		*	*
Natuur & Cultuur	*	*	

¹⁾ Grime, 1979

*) = scoort vooral op

Tabel 6 Functies van het natuurlijke milieu¹⁾ en natuurbeleidsstrategieën

	Produktie-functie	Draag-functie	Informatie-functie	Regulatie-functie
Groot & Wild			*	*
Divers & Zeldzaam			*	
Natuur & Cultuur	*	*		

¹⁾ naar: Van der Maarel & Dauvellier, 1978; Stortebeker, 1990.

*) = scoort vooral op

6 Economische kosten en baten

De economische duurzaamheid van bestaande natuur wordt beïnvloed door de mate waarin het natuurgebied voor andere functies is te gebruiken (en er vanuit die andere functies ook vraag naar is), de kosten van het beheer en de baten. Voor nieuwe natuur komen daar nog de verwervings- en inrichtingskosten ten behoeve van de natuurbestemming bij (par. 3.4.1).

De kosten worden hierbij bepaald door de best denkbare alternatieve aanwending van de produktiemiddelen, de zogenaamde 'opportunity cost'. De feitelijke kosten die moeten worden gemaakt, en die bijvoorbeeld via marktprijzen tot stand komen, zouden idealiter deze 'opportunity cost' moeten weerspiegelen. Om allerlei redenen is dit, vooral voor grond, niet het geval. Beleidsmakers worden geconfronteerd met de feitelijke kosten, 'opportunity cost' zijn voor hen van minder belang. In het vervolg zal daarom meestal worden uitgegaan van de feitelijke kosten. Dit heeft een praktische reden: het laat het feit onverlet dat beleidskeuzen het meest zuiver geformuleerd zouden kunnen worden wanneer een afweging op basis van ontgane opbrengsten wordt gemaakt (par. 3.4.2). Waar relevant, wordt in de volgende paragrafen gewezen op mogelijke maatschappelijke kosten, zoals het optreden van negatieve externe effecten. Bij de beleidsstrategieën Groot & Wild en Divers & Zeldzaam wordt onderscheid gemaakt tussen kosten van bestaande en van nieuwe natuurgebieden.

6.1 Groot & Wild

Kosten van bestaande natuurgebieden

Daar waar de natuurlijke omstandigheden voor de natuurbeleidsstrategie Groot & Wild nog grotendeels intact zijn (bijvoorbeeld de Oostvaardersplassen) of zich binnen afzienbare tijd vanzelf herstellen, zijn er geen kosten voor verwerving en inrichting van het gebied zelf. Het interne beheer van Groot & Wild is per definitie gering, maar omvat eventueel de introductie van soorten (grote grazers) die een functie in de zelfregulatie kunnen vervullen. Naast het interne beheer kan er extern beheer nodig zijn om het gebied te beschermen tegen ongewenste invloeden. Hierbij kunnen ook enige inrichtingsmaatregelen nodig zijn.

In Nederland zal het moeilijk zijn een gebied helemaal te vrijwaren van ongewenste invloeden. Wellicht zal er daarom toch enige interne bijsturing nodig zijn, bijvoorbeeld voor het instandhouden van open water. Indien deze bijsturing sterk oploopt, dan valt theoretisch het natuurdoel niet meer onder Groot & Wild maar onder Divers & Zeldzaam.

De belangrijkste kostenpost van Groot & Wild wordt gevormd door het externe beheer en eventueel de externe inrichting. Maatschappelijk gezien kunnen er verder kosten zijn van het verbod op versturende menselijke activiteiten (bijvoorbeeld visserij, veehouderij of recreatie).

Kosten van nieuwe natuurgebieden

Voor nieuwe natuur zijn allereerst de verwervingskosten van belang. Deze kunnen sterk uiteenlopen. Voor bijvoorbeeld uiterwaardgronden met sterke natuurlijke beperkingen zijn de verwervingskosten relatief laag, zeker in een situatie met overschotten in de (melk)veehouderij. Anders ligt dit voor gebieden met een sterke stedelijke druk of gebieden met (glas)tuinbouw, waar de grondprijs relatief hoog is. Bij de verwervingskosten moet ook de prijs die moet worden betaald voor de bestaande infrastructuur en onroerende goederen, en de eventuele kosten van sloop, worden meegenomen. Ook hierdoor kunnen grote verschillen optreden, afhankelijk van de lokatie.

Indien de mens duidelijk z'n stempel op een gebied heeft gedrukt en zelfherstel weinig waarschijnlijk is of te lang gaat duren, kunnen kostbare inrichtingsmaatregelen nodig zijn. Doordat gestreefd wordt naar een zo natuurlijk mogelijke ontwikkeling, kan het nodig zijn de gevolgen van antropogene invloeden in het verleden te verwijderen (bijvoorbeeld afgraven van de voedselrijke bovenlaag van de bodem) en die voor de toekomst zoveel mogelijk te weren (bijvoorbeeld het natuurgebied hydrologisch isoleren van de omgeving). Bovenstaande maatregelen kunnen zeer ingrijpend en kostbaar zijn.

Natuurontwikkeling vindt soms plaats na ontgronding (klei, zand, grind). De kosten van verwerving en inrichting komen dan voor rekening van een ontgrondingsbedrijf.

Baten

De baten van Groot & Wild moeten vooral gezocht worden in de regulatiefunctie en deels in de informatiefunctie (par. 3.3.2). Deze baten zijn veelal niet via bestaande markten te bepalen. Veel studies zijn verricht om toch baten te berekenen via allerlei waarderingsmethoden (zie kader in par. 3.4.3). De uitkomsten hiervan zijn sterk afhankelijk van lokale omstandigheden en van de functie die een gebied daarin vervult. Functies kunnen bijvoorbeeld zijn: reiniging van water, bescherming tegen (wervel)stormen, overstromingscontrole, recreatie enz. Zo heeft de Groot (1992) een poging gedaan tot waardering van de Nederlandse Waddenzee. De gecombineerde potentiële jaarlijkse opbrengst van de verschillende functies bleek in zijn berekeningswijze aanzienlijk, waarbij de regulatiefunctie de grootste bijdrage aan het totaal leverde.

Vanwege de toenemende schaarste aan drinkwatervoorraden in Nederland kan in de toekomst de reinigingsfunctie van Groot & Wild erg belangrijk worden. Nader onderzoek is nodig naar de mogelijkheden voor combinatie van drinkwaterwinning en natuur, en naar de economische betekenis hiervan.

Groot & Wild is geschikt voor de meer natuurgerichte recreatie. Veel feitelijke baten zullen hier echter meestal niet uit volgen, onder meer doordat de kosten van inning van entreegelden vaak hoger zijn dan de opbrengsten. Daarnaast kan Groot & Wild worden gebruikt voor vissen en jagen en voor de winning van 'natuurprodukten' zoals paddestoelen en bessen.

De maatschappelijke waardering voor Groot & Wild kan worden vergroot door veel aandacht te schenken aan medegebruik-op-afstand van andere functies. In Nederland is hiermee nog weinig ervaring opgedaan. Toch hoeft Groot & Wild niet volledige afsluiting te betekenen. Vooral voor aquatische gebieden liggen er wellicht mogelijkheden tot combinatie (niet verweving!) met andere gebruiksfuncties. Te denken valt aan verdergaande vormen van recreatie dan de puur natuurgerichte (bijvoorbeeld watersportrecreatie,

'overlevings'-tochten) of aan wonen in de nabijheid. De combinaties natuur-recreatie kunnen ook volgtijdelijk zijn. Hierbij wordt bijvoorbeeld een gebied in de zomer vooral gebruikt voor recreatie en in de winter voor overwintering van vogels.

6.2 Divers & Zeldzaam

In tegenstelling tot de gang van zaken bij Groot & Wild, waarbij nauwelijks ingegrepen wordt in de successie, wordt in de natuurbeleidsstrategie Divers & Zeldzaam nadrukkelijk wel ingegrepen. Veelal wordt één vegetatietype geconserveerd, zoals heide of blauwgrasland. Het traditionele ontstaan van Divers & Zeldzaam hangt meestal samen met een vorm van menselijk ingrijpen die in het verleden functioneel was maar in de huidige samenleving z'n primaire produktiefunctie verloren heeft. Divers & Zeldzaam is dan te beschouwen als een voorbije vorm van Natuur & Cultuur waarbij de produktie steeds minder belangrijk is geworden en conservering steeds meer het hoofddoel. Het onderscheid tussen Divers & Zeldzaam en Natuur & Cultuur is daardoor tijdsgebonden.

In het navolgende zal natuur steeds bij Divers & Zeldzaam worden ingedeeld indien de hoofddoelstelling natuurbeheer is. Bij Natuur & Cultuur is natuur ten hoogste een nevendoelelstelling naast de produktie van andere goederen of diensten. Een weidevogelreservaat valt aldus onder Divers & Zeldzaam en een weidevogelbeheergebied onder Natuur & Cultuur.

Kosten van bestaande natuurgebieden

De grootste kostenpost voor de natuurbeleidsstrategie Divers & Zeldzaam is over het algemeen het beheer. Deze kosten zijn hoog omdat kunstmatig een situatie in stand wordt gehouden die is losgekoppeld van de vroegere economische functie (zie kader). Over de beheerkosten van allerlei typen natuur is wel het een en ander bekend, zij het fragmentarisch. Een voorgenomen onderzoek van het LEI-DLO en het IBN-DLO, gebaseerd op enquêtes bij terreinbeherende instanties, kan hier meer inzicht in bieden. Naast de pure beheerkosten zijn er vaak ook nog kosten van toezicht, nodig om verstoring en beschadiging tegen te gaan. Ook de, soms aanzienlijke, waterschapslasten drukken op het beheer.

Bij bestaande natuur zijn er geen kosten voor verwerving en inrichting voor het natuurgebied zelf. De kosten voor afscherming van het natuurgebied van schadelijk invloeden uit z'n omgeving kunnen echter aanzienlijk zijn, bijvoorbeeld bij het verplaatsen van een drinkwaterwinstation om natuurlijke kwel terug te brengen, zodat een gebied met een zeldzame vegetatie beschermd wordt. Ook de soms noodzakelijke bufferzones brengen beperkingen en dus kosten met zich mee.

Kosten van nieuwe natuurgebieden

De verwervingskosten voor nieuwe natuur volgens Divers & Zeldzaam zijn sterk afhankelijk van de natuurlijke beperkingen van de gronden en van de vraag naar grond van andere functies. In veel gevallen zal Divers & Zeldzaam gecreëerd worden in gebieden waar de omstandigheden nog lijken op die van de na te streven referentie, bijvoorbeeld door een slechte ontwatering of slechte ontsluiting. Dit maakt dat deze grond minder interessant is voor met name de landbouw en de kosten voor grondverwerving kunnen daarom relatief laag zijn. Ook de kosten voor inrichting kunnen onder deze omstandighe-

den gering zijn. Wel zal over het algemeen enige aanpassing nodig zijn om het beheer doelmatiger te kunnen laten verlopen, bijvoorbeeld een verbetering van de ontsluiting. Indien Divers & Zeldzaam op een plaats moet komen waar de omstandigheden hier niet (meer) geschikt voor zijn, dan zijn er ingrijpende en kostbare inrichtingsmaatregelen nodig, zoals het afgraven van de bovengrond of het isoleren van de waterhuishouding.

Bij de uitvoering van het NBP zullen vergrotingen van de oppervlakten natuurgebied optreden. In beginsel biedt dit mogelijkheden voor het behalen van schaalvoordelen. Zo neemt in het algemeen de verhouding grenslengte/oppervlakte af en zijn er ook betere kansen om externe invloeden te minimaliseren. Ook komen bij schaalvergroting, analoog aan de landbouw, vormen van technische innovatie en mechanisatie in beeld die voorheen niet rendabel waren.

Heide en weidevogelreservaten

Een voorbeeld van Divers & Zeldzaam is heide. In het verleden werd de heide geregeld afgeplagd waarbij de plaggen gebruikt werden als strooisel in de potstal. De heidevelden werden verder beweid door schapen hetgeen bebossing tegenhield. Voor de instandhouding van de heide is afplaggen in combinatie met beweiding essentieel. Het afplaggen, dat op zichzelf al een vrij dure aangelegenheid is, wordt tegenwoordig nog duurder omdat zich in de strooisellaag van de heide zware metalen ophopen. Dit maakt de plaggen een vorm van chemisch verontreinigd afval waarvan de afzet problematisch is.

Een andere vorm van Divers & Zeldzaam zijn weidevogelreservaten. Het beheer hiervan is dusdanig anders dan hetgeen in de huidige landbouwbedrijfsvoering gangbaar is, dat scheiding van functies nodig is. Beintema en Rijk (1988) hebben de kosten van het beheer van weidevogelreservaten vergeleken met de kosten van beheerovereenkomsten gericht op weidevogelbeheer. Hieruit bleek dat beheerovereenkomsten gemiddeld wat goedkoper zijn dan reservaatbeheer. De natuurbaten van reservaten zijn daarentegen groter dan van beheergebieden.

Van reservaat tot reservaat zijn de verschillen in beheerkosten groot, afhankelijk van het al of niet verhuren van los land, de schaal van het gebied, het areaal vaarland en de aanwezigheid van een, soms nog niet zo lang geleden gestarte, beheerboerderij. De omstandigheden voor reservaatgebieden zijn over het algemeen voor het beheer moeilijker dan die in beheergebieden (waterhuishouding, verkaveling, ontsluiting).

Baten

De opbrengsten van marktbaar goederen van Divers & Zeldzaam zijn over het algemeen gering ten opzichte van de beheerkosten. Bij weidevogelreservaten kunnen er wat opbrengsten uit ruwvoer zijn of, indien beweiding door jongvee of schapen plaatsvindt, wat opbrengsten van vlees. Natuurbeschermingsorganisaties kunnen de exploitatie van reservaten aan boeren overlaten. De opbrengsten voor de natuurbeschermingsorganisatie komen dan tot uiting in een geldbedrag voor verhuur van los land of verkoop van gras op stam. Daarnaast kunnen deze organisaties ook zelf vormen van agrarisch beheer uitvoeren, bijvoorbeeld door het zelf exploiteren van zoekkoeienbedrijven. Onder gunstige omstandigheden (goede inrichting, hoge vleesprijzen) kan door deze vorm van beheer het negatief saldo laag worden gehouden.

Vanuit de verschillende functies van natuur scoort Divers & Zeldzaam vooral op de informatiefunctie. Daarnaast kan recreatie van belang zijn omdat een aantal natuurdoeltypen onder Divers & Zeldzaam erg in trek is bij recreanten, bijvoorbeeld heidevelden of de waterrijke gebieden. Het verkrijgen van directe baten in economische zin hiervan is echter moeilijk. Sommige natuurgebieden onder Divers & Zeldzaam zullen vanwege hun kwetsbaarheid alleen geschikt zijn voor sterk gerespecteerd recreatief medegebruik.

6.3 Natuur & Cultuur

De natuurbeleidsstrategie Natuur & Cultuur wordt in tegenstelling tot Groot & Wild en Divers & Zeldzaam gekenmerkt door combinatie van andere functies met natuur. Natuur is hierbij veelal een bijproduct. Per definitie is hierbij verwerving van grond voor natuur niet aan de orde. Ook de kosten voor de inrichting vallen grotendeels niet ten laste van de functie natuur. De beheerkosten zitten veelal in de sfeer van ontgane opbrengsten of beheer- en schadevergoedingen. Ze zijn sterk afhankelijk van de soort natuur en de gebruiksfunctie waarmee wordt gecombineerd.

Natuur en landbouw

Landbouwactiviteiten kunnen diverse vormen van natuur opleveren. In het verleden waren deze veelal een bijproduct van de landbouwproductie, tegenwoordig vragen ze meestal echter enige vorm van actief natuurbeheer.

Grasland kan broedgelegenheid bieden aan weidevogels. De landbouw kan hiermee rekening houden door het plaatsen van nestbeschermers of door het uitstellen van beweiding en maaien. Daarnaast kunnen weidevogels fourageren op landbouwgrond. Ook andere dieren, zoals ganzen, maken op deze manier gebruik van landbouwgrond.

Botanische waarden op gras- of bouwlandpercelen kunnen worden behouden of ontwikkeld door minder bemesting en chemische bestrijdingsmiddelen toe te passen en door aanpassing van het bouwplan. Waardevolle vegetaties treft men echter pas aan bij lagere bemestings- en gebruiksiteintensiteit dan in de gangbare bedrijfsvoering inpasbaar is. Vegetatiebeheer door landbouwbedrijven zou zich daarom meer moeten richten op de licht bemeste, kruidenrijke vegetatietypen (Kamgrasweide en Zilver schoonverbond), gecombineerd met weidevogelbeheer (Dijkstra, 1991). Aangepast beheer van perceelskanten biedt meer perspectief voor het ontwikkelen van botanische waarden. Ook het behoud en onderhoud van landschapselementen die hun oorspronkelijke functie (vee-kering, hout, enz.) verloren hebben, is een vorm van Natuur & Cultuur omdat deze landschapselementen meestal perceelsranden zijn.

De kosten van diverse vormen van natuur en landbouw zijn afhankelijk van enerzijds de vorm en mate waarin aan natuurbeheer wordt gedaan en anderzijds de alternatieven die een landbouwer heeft (zie kader).

De kosten voor de overheid van Natuur & Cultuur komen tot uiting in te betalen vergoedingen om natuurbeheer te stimuleren. Eén mogelijkheid is de regeling beheerovereenkomsten. Hierbij worden boeren gecompenseerd voor het verlies aan inkomen als gevolg van specifieke beheerbepalingen. De vergoedingen zijn gebaseerd op het

verlies aan gewasopbrengst, de toename aan arbeidsaanspraken en de gewijzigde exploitatiekosten. Voor landschapselementen bestaat de 'Regeling onderhoudsovereenkomsten landschapselementen'. Deze regeling vergoedt het benodigde materiaal en de arbeid voor onderhoud van landschapselementen. Recent zijn ook experimenten gestart met resultaatbeloning. In verschillende projecten wordt onderzoek verricht naar de mogelijkheden voor betaling van natuurproductie. Aandacht wordt besteed aan slootkantvegetaties, ganzen en weidevogels (Twisk et al. 1993).

Onderzoek naar natuur op landbouwbedrijven

Door Terwan (1992) wordt een overzicht gegeven van kansen voor natuur op gangbare landbouwbedrijven waarbij geen ingrijpende veranderingen van de bedrijfsvoering nodig zijn. Voorbeelden zijn: nestbescherming, aangepast (sloot)kantenbeheer en natuur op braakliggende bouwlandpercelen. Ingrijpender voor de landbouw zijn vormen van natuurbeheer waarbij hele percelen betrokken zijn. Uit het COAL-onderzoek (Dijkstra, 1991; Van Eck, 1989 en 1991, De Jong, 1989) blijkt dat natuurbeheer op landbouwbedrijven beter inpasbaar is naarmate de intensiteit van het grondgebruik lager is en de beheerbepalingen lichter zijn en betrekking hebben op een geringer deel van het bedrijf. Naarmate landbouwbedrijven minder alternatieven hebben, bijvoorbeeld vanwege de grondsoort, slechte productie-omstandigheden of quotering van de productie, is het natuurbeheer minder ingrijpend.

Natuurbeheer op het gehele bedrijf is de meest vergaande vorm. Er is een aantal bedrijven waar natuurbeheer op bedrijfsniveau wordt nagestreefd. Voorbeelden van bedrijven met melkvee zijn beschreven door het Centrum voor Landbouw en Milieu (Van Paassen & Vloedgraven, 1989; Van der Weijden, 1987). Hierbij is echter toch ook op bedrijfsniveau sprake van scheiding in een intensief gebruikte en een minder intensief gebruikte oppervlakte. Zoogkoeienbedrijven in combinatie met natuurbeheer komen ook voor. Veelal zijn deze opgezet of in eigendom van natuurbeschermingsorganisaties en is het behoud en de ontwikkeling van natuurwaarden het hoofddoel. Hiermee valt deze manier van landbouw eerder onder Divers & Zeldzaam dan onder Natuur & Cultuur.

De baten voor bovenstaande vorm van Natuur & Cultuur komen vooral tot uiting in de productie van landbouwprodukten. Daarnaast zijn er ook baten voor de recreant. Allerlei activiteiten ten behoeve van natuur en landschap vergroten de aantrekkelijkheid van het gebied voor recreatie en kunnen bijdragen aan de ontwikkeling van een 'regionaal produkt' (Dietvorst en Spee, 1991).

Natuur en bosbouw

Bossen vervullen functies die deels parallel lopen met de functies van natuur. Door de Commissie Functiebeloning Bossen worden onderscheiden de economische functie (houtproductie), en de functie voor recreatie, natuur, milieu, landschap en ruimtelijke kwaliteit. De economische produktiefunctie is vooral voor de kleinere bossen niet kostendekkend (Berger, 1993). Hierbij is dan nog geen rente over geïnvesteerd vermogen in grond en houtopstanden meegenomen. Grotere percelen bos zouden kunnen leiden tot lagere kosten per hectare. Onderzoek naar verschillen in bedrijfsresultaat tussen particuliere bosbedrijven (Hekhuis, 1991) laat echter zien dat het met die schaalvoordelen nogal tegenvalt. Een belangrijke, niet beïnvloedbare, kostenpost zijn de verschuldigde waterschapslasten.

Gezocht wordt naar mogelijkheden om de functies van bossen meer dan in het verleden te belonen. Zo stelt de Commissie Functiebeloning Bossen voor een basisbijdrage per hectare in te stellen, die een tegemoetkoming is voor de kosten van de functievervulling in het algemeen met het zwaartepunt op de recreatieve functie. Om in aanmerking hiervoor te komen moeten bossen zijn opengesteld. Daarnaast zouden natuurwaarden moeten worden beloond met de toeslag 'oud bos' voor alle bossen ouder dan 80 jaar en met premies voor omvorming van bos met inheemse boomsoorten.

Naast recreatief gebruik kunnen bossen ook worden gebruikt voor de jacht. Baten hierbij zijn de verlening van jachtrechten.

Natuur en wonen/bedrijvigheid

Het medegebruik van sterke functies kan een belangrijke factor zijn voor de instandhouding van natuur. Vanouds zijn de landgoederen een voorbeeld van combinatie van wonen, bosbouw, landbouw en natuur. De kracht van de landgoederen is echter in de loop van de tijd afgenomen. Tegenwoordig wordt geprobeerd met behulp van een aantal regelingen één en ander in stand te houden (Natuurschoonwet). Mogelijke nieuwe sterke medegebruiksvormen kunnen zijn 'exclusief wonen' of bedrijfsvestigingen. Volgens een onderzoek van Andersson (1991) is er tegenwoordig meer aandacht voor de kwaliteit van de ruimtelijke omgeving bij bedrijven en vinden veel bedrijven groen op en direct aansluitend op het bedrijfsterrein belangrijk. De sterke functies wonen en bedrijvigheid zouden dan de kosten van investering en exploitatie van natuur moeten dragen.

Natuur en militaire terreinen

Militaire oefenterreinen liggen vaak op terreinen met belangrijke natuurwaarden. De militaire activiteiten grijpen niet actief in op de flora en fauna maar hebben wel (grote) invloed vanwege berijding, vertrapping en verstoring. Het beleid is daarom gericht op het uitplaatsen van (een aantal van) deze militaire oefenterreinen uit de Ecologische Hoofdstructuur naar huidige landbouwgebieden. Vermoedelijk zullen op deze nieuwe oefenterreinen ook weer nieuwe natuurwaarden ontstaan. De kosten hiervan kunnen toegerekend worden aan defensie.

KENNISBEHOEFTE:

- * Veel onderzoek is verricht naar de relatie tussen natuur en landbouw (Natuur & Cultuur). Een accentverlegging naar combinaties van natuur met andere gebruiksfuncties is aan te bevelen. Hierbij bieden vooral combinaties van natuur met drinkwaterwinning, recreatie, wonen en bedrijvigheid interessante perspectieven. Met betrekking tot natuur en landbouw lijkt een nieuwe weg het exploreren van kleinschalige, spontane natuur zoals beschreven onder Klein & Gewoon in hoofdstuk 4.
- * Het beheer van natuurgebieden volgens Divers & Zeldzaam is intensief en daarmee duur. In de toekomst zal bij uitvoering van het NBP een sterke vergroting van natuurgebieden plaatsvinden. Interessant is het te onderzoeken of deze schaalvergroting nieuwe mogelijkheden biedt voor efficiënter beheer. Te denken valt hierbij aan aanpassingen in de ontwerp- en inrichtingssfeer (beheervriendelijk ontwerpen en inrichten) maar ook aan de ontwikkeling van technologische innovaties ten behoeve van natuurbeheer.

7 Afweging

7.1 Inleiding

Het ontstaan van de 'new-wave' natuur (zie hoofdstuk 2), anders gezegd van een natuurbeleid, leidt tot nieuwe vragen. Welke natuur moet behouden worden? Hoe moet deze beheerd worden? Waar moet natuur ontwikkeld worden en om welke natuur gaat het dan?

Ook brengt gericht natuurbeleid kosten met zich mee, gemeenschapsgelden maar ook offers van bedrijven en particulieren. Ter verantwoording van die kosten is het logisch dat steeds uitdrukkelijker de vraag naar de baten van natuur wordt gesteld. Hadden middelen niet anders kunnen worden aangewend zodat meer of hogere natuurwaarden zouden zijn gerealiseerd? Of had niet hetzelfde natuurdoel ook met minder offers kunnen worden bereikt?

Kortom, een belangrijke vraag bij beslissingen ten aanzien van natuurbehoud en -ontwikkeling draait om de kosteneffectiviteit van de middelen die worden aangewend voor het realiseren van natuurwaarden. Wordt deze vraag niet bevredigend beantwoord, dan is op termijn de economische duurzaamheid van het natuurbeleid in het geding, omdat dan zowel het economisch als het maatschappelijk draagvlak erodeert.

Thans vindt de discussie over het wat en het waar van natuur vooral plaats op grond van ecologische argumenten. Pas op het projectniveau worden financieel-economische aspecten bij de besluitvorming betrokken en dan vaak vanuit een eng (bedrijfs)-economisch gezichtspunt. Economische kosten en baten in brede, maatschappelijke zin (par. 3.4) dreigen onvoldoende tot hun recht te komen in de besluitvorming. De vraag is nu op welk niveau de afweging van ecologische en economische aspecten het meest zinvol is. Op nationaal of hoger niveau kan slechts in zeer algemene of zeer conditionele termen een en ander worden afgewogen. Op lokaal niveau is het gezichtsveld te klein waardoor baten en kosten op wat hogere schaal en alternatieven elders worden veronachtzaamd. Ook de provinciale schaal is weinig geschikt vanwege het uiteenlopen van bestuurlijke en natuurlijke grenzen (par. 2.3). Het meest geëigende niveau lijkt die van de fysisch-geografische regio's zoals die worden onderscheiden in het NBP (Heuvelland, Hogere zandgronden, Rivierengebied, Laagveengebied, Zeekleigebied, Duinen, Afgesloten zee-armen, Getijdegebieden, Noordzee en Stedelijk gebied). Na een afweging op dat niveau, zal op project- of gebiedsniveau een verdere afweging van ecologische doelen en economische kosten en baten moeten plaatsvinden.

7.2 Ecologische afweging

De vraag, waar welke soort natuur en hoeveel moet worden gehandhaafd of ontwikkeld, is recentelijk op nationaal niveau ter hand genomen in de zogenaamde Afstemmingsnota Ecosysteemvisies (IKC-NBLF, in prep.). In deze nota wordt het NBP en vooral de Ecologische Hoofdstructuur (EHS) uitgewerkt. De uitwerking van de EHS vindt plaats

in twee stappen, namelijk via ecosysteem- en gebiedsvisies. In een ecosysteemvisie wordt per fysch-geografische regio het gehele scala aan denkbare natuur aan de hand van doel- en procesparameters gedefinieerd in een viertal hoofdgroepen, onderverdeeld in een groot aantal natuurdoeltypen. In totaal zijn negen regio's onderscheiden. De vier hoofdgroepen van natuurdoeltypen, die in de Afstemmingsnota voor iedere ecosysteemvisie worden onderscheiden, zijn:

- 1 Nagenoeg natuurlijke eenheden;
- 2 Begeleid-natuurlijke eenheden;
- 3 Half-natuurlijke eenheden;
- 4 Multifunctionele eenheden.

Zoals gesteld in hoofdstuk 4 zijn deze eenheden te verbinden met de in deze studie onderscheiden natuurbeleidstrategieën Groot & Wild, Divers & Zeldzaam en Natuur & Cultuur.

In het Structuurschema Groene Ruimte (Min. LNV, 1992) is aangegeven, dat de Afstemmingsnota het uitgangspunt wordt bij het opstellen van gebiedsvisies Natuur, Bos en Landschap door de consultants NBLF en de Provincies. Na 1996 zullen de gebiedsvisies alleen door de provincies worden opgesteld. In deze gebiedsvisies wordt de concrete doelstelling voor delen van de EHS vastgelegd. Deze zullen door het Rijk worden getoetst aan de taakstelling zoals aangegeven in de Afstemmingsnota. Deze taakstelling beperkt zich tot enkele prioritaire natuurdoeltypen, uitgedrukt in een aantal hectare voor een bepaalde regio. De keuze is gebaseerd op het belang voor bepaalde soorten, biogeografische overwegingen en de ecologische kansrijkdom.

Gebaseerd op het Natuurbeleidsplan wordt ten aanzien van de kwalitatieve waardering van natuur en landschap in de Afstemmingsnota gekozen voor twee ingangen: diversiteit in termen van soorten en natuurlijkheid in termen van processturing. Gesteld wordt dat beide aspecten niet los staan van elkaar: behoud van biodiversiteit is ondenkbaar zonder ruimte te bieden aan de natuurlijke processen, die geleid hebben tot differentiatie in de natuur. Omgekeerd wordt behoud van biodiversiteit in de Afstemmingsnota opgevat als het ultieme argument voor instandhouding en herstel van bepaalde processen. Soortsgebonden areaaleisen zijn bovendien vaak doorslaggevend voor het formuleren van oppervlakte-eisen.

Bij de vaststelling van het Natuurbeleidsplan en de Ecologische Hoofdstructuur bestond een behoefte om keuzen mede te baseren op de ecologische kansrijkdom (zie kader). Vandaar dat de ecologische kansrijkdom een van de belangrijkste factoren vormt bij het bepalen van de taakstelling waar welke natuur en hoeveel die moet worden opgelegd aan de uitwerking in de gebiedsvisies.

De kansrijkdombepaling is gebaseerd op drie categorieën criteria, namelijk (Farjon, et al., 1994):

- 1 Relatief onveranderlijke standplaatskenmerken, zoals klimaat, substraat en positie binnen het landschap.
- 2 Vitaliteit van abiotische sleutelprocessen, zoals verstuing, kwel, stagnatie en overstroming. Deze kenmerken zijn over het algemeen slechts op regionale schaal te veranderen, bijvoorbeeld door een regionale aanpak van verdrogingsproblematiek.
- 3 Milieubelasting door verzuring, verdroging en vermesting. Deze kenmerken zijn zowel op lokale, regionale als landelijke schaal aan te pakken door bijvoorbeeld lokale

effectgerichte maatregelen (verwijdering bouwvoor of opzetten stuwpeil), gebiedsgericht milieubeleid of door generieke milieubeleid (aanscherping mestwetgeving).

De invulling van deze drie categorieën verschilt per natuurdoeltype. Zo is verzuring van groot belang voor de kansrijke gebiedsbepaling van het zandverstuivingslandschap, terwijl voor hoogveenvorming dit kenmerk een veel minder prominente rol speelt.

Ecologische kansrijkdom

Ecologische kansrijkdom kan gerelateerd worden aan de mate van inspanning die nodig is om abiotische en biogeografische condities voor natuurontwikkeling door eenmalige ingrepen te optimaliseren voor een bepaald beoogde type natuur. Hoe groter de inspanning, hoe kleiner de ecologische kansrijkdom. In deze omschrijving van kansrijkdom wordt dus een duidelijk onderscheid gemaakt tussen enerzijds eenmalige ingrepen, zoals inrichtingsmaatregelen, bestemmingsveranderingen, wetgeving en bestuurlijke maatregelen, en anderzijds steeds terugkerende beheersmaatregelen, zoals maaien, verzorging van grazers en peilbeheer. Bovendien geeft de omschrijving aan dat de kansrijkdom van een bepaalde plek kan verschillen per type natuur. Zo kan bijvoorbeeld in de Oostvaardersplassen gekozen worden voor de ontwikkeling in de richting van een oermoeras met wilgenstruwelen of koers worden gezet op een laagveenmoerassen afgewisseld met elzenbroekbos. De ecologische kansrijkdom van het eerste type is echter groter dan het tweede. Door het ontbreken van een aanzienlijke kwelstroom is het laagveenmoeras in tegenstelling tot het oermoeras aangewezen op de inlaat van schoon oppervlaktewater. Dit vereist een grote inspanning om de kwaliteit van het IJsselmeerwater middels milieumaatregelen in een groot gebied te verbeteren. De constatering dat de kansrijkdom afhankelijk is van het gekozen type impliceert dat er nauwelijks algemeen geldende wetmatigheden aan te geven zijn die de kansrijkdom bepalen. Bovendien zijn de kenmerken die de kansrijkdom bepalen in belangrijke mate regionaal verschillend.

Farjon, et al. (1994) constateren enkele knelpunten bij de door hun uitgevoerde kansrijke gebiedsbepaling. In de eerste plaats bestaat er onvoldoende inzicht in het relatieve belang van de verschillende kenmerken. In hoeverre is bijvoorbeeld verzuring voor een bepaald type natuur werkelijk van belang. In de tweede plaats zijn voor vele kenmerken nauwelijks onderbouwde keuzen voor grenswaarden te geven. Onderzoek naar ecologische normstelling wordt nu vrijwel uitsluitend uitgevoerd ten behoeve van het vaststellen van milieu-effecten. Hierbij gaat om het vaststellen van een niveau waarop geen meetbaar effect op de abundantie van soorten optreedt. Voor natuurontwikkeling kan een veel lager aspiratieniveau reeds voldoende zijn, bijvoorbeeld de kans dat 50% van de doelsoorten zich kunnen vestigen en handhaven. Kennis op dit gebied is vrijwel niet beschikbaar. Het derde knelpunt vormt de beschikbare databestanden. Op enige punten is sprake van gebrekkige of ontbrekende databestanden, vooral over ondiep voorkomen van slecht doorlatende lagen en de chemische samenstelling van het ondiepe grondwater.

Geconcludeerd kan worden dat bij de afweging welke natuur waar en hoeveel op Rijksniveau nu alleen ecologische doelstellingen een rol van betekenis spelen. De afweging wordt gemaakt voor iedere ecosysteemvisie per fysisch-geografische regio. De afweging per regio komt tot uitdrukking in de taakstelling voor de uitwerking in gebiedsvisies. Pas op het niveau van de gebiedsvisies kunnen financieel-economische aspecten bij de afweging worden betrokken. Veel pleit ervoor, ter vermindering van risico's die de

economische duurzaamheid bedreigen, al op het niveau van de fysisch-geografische regio's economische kosten en baten te laten meewegen.

Hoe op dat niveau afwegingen kunnen plaatsvinden, zal worden geïllustreerd aan de hand van een voorbeeld voor het Laagveengebied.

7.3 Het Laagveengebied

Voor het laagveengebied worden allereerst de natuurbeleidsstrategieën nader ingevuld. Daarna wordt ingegaan op kansen en bedreigingen zowel vanuit ecologisch als vanuit economisch opzicht.

7.3.1 Uitwerking natuurbeleidsstrategieën

Groot & Wild

Essentiële voorwaarden voor Groot & Wild als een duurzaam nagenoeg-natuurlijk laagveenmoeras zijn dat er zowel stagnatie als stroming optreedt en dat het voldoende omvang heeft zodat grotere dieren er ongestoord kunnen leven. Moerasgebieden, die gevoed worden door grond- en oppervlaktewater vanaf een hoger gelegen pleistocene, plateau kunnen hieraan voldoen. De vereiste oppervlakte wordt geschat op meer dan 1000 ha. Waarschijnlijk is alleen het moerasgebied van Noordwest-Overijssel hiervoor geschikt (NBR, 1991).

Daarnaast zijn twee begeleid-natuurlijke varianten van Groot & Wild mogelijk die minder hoge oppervlakte-eisen stellen, namelijk het door oppervlaktewater gevoede laagveenmoeras en het door grondwater gevoede laagveenmoeras. Het eerste type lijkt te realiseren door de aanvoer van voldoende schoon lithoclien oppervlaktewater, door gedefosfateerd boezemwater, zuivering door helofytenfilters of verlengde aanvoerwegen. Het tweede type is slechts te realiseren op plaatsen waar (al dan niet na ingreep in de waterhuishouding) voldoende kwel van lithoclien grondwater optreedt (1 mm/dag). In de meeste gevallen zal echter bemaling in regenrijke perioden en een zekere vorm van onderhoud van het drainagestelsel nodig zijn om de invloed van regenwater niet te laten domineren. In het tweede geval lijkt het combineren met begrazing nodig als extra garantie voor de gewenste variatie. De benodigde oppervlakte wordt geschat op 500 tot 1000 ha.

In het kader van het Natuurbeleidsplan worden verschillende begeleid-natuurlijke laagveenmoerassen gerealiseerd. Een voorbeeld is het strategisch-groenproject Vinkeveen-Nieuwkoop. Door natuurontwikkeling en toepassing van de Relatienota zal het bestaande moerascomplex met circa 3500 ha worden uitgebreid waarvan tenminste 2000 ha door natuurontwikkeling (Min. LNV, 1992). In totaal zal een moerascomplex van circa 5500 ha en een weidevogel- en schraallandcomplex van 2500 ha ontstaan. Het accent in dit gebied ligt op moerasontwikkeling. Daarvoor zal de landbouw uit een deel van het gebied moeten verdwijnen. Op de gronden die voor landbouw beschikbaar blijven, is de Relatienota van toepassing.

In een studie van de Grontmij (1987) zijn gemiddelde kostenbedragen voor verschillende typen natuur berekend, te weten natuurlijke loofbos, weidevogelgebied, rivierbegeleidende natuur, beekbegeleidende natuur en laagveenmoeras. Ten opzichte van de andere typen bleken de kosten van inrichting en beheer van een laagveenmoeras hoog te zijn. Dit hangt samen met het creëren van open water (eenderde van de oppervlakte) en het instandhouden hiervan, waarvoor periodiek uitbaggeren noodzakelijk is.

Divers & Zeldzaam

Tot Divers & Zeldzaam kunnen in het laagveengebied de volgende natuurdoeltypen worden gerekend: moerashooiland, vochtig schraalgrasland, trilvenen en bosgemeenschappen van voedselarm (hoog)veen. Ook hierbij is voor een aantal diersoorten sprake van een combinatie van natuurdoeltypen, zoals voor lepelaar, purperreiger, krooneend en otter. Ook weidevogelreservaten vallen onder deze natuurbeleidsstrategie. De afzonderlijke natuurdoeltypen kunnen vaak al bij 100 ha worden gerealiseerd. De oppervlakte nodig voor de combinaties varieert van 50 tot 500 ha. In alle onderscheiden moerastypen, zowel van Divers & Zeldzaam alsook van Groot & Wild, speelt de waterkwaliteit een belangrijke rol.

Zoals aangegeven in hoofdstuk 6 behoeven de Divers & Zeldzaam-gebieden veelal een intensief en dus duur beheer. Graslandreservaatgronden worden vaak in gebruik gegeven bij landbouwbedrijven voor inscharing met vee of voor winning van het gewas. Uit het COAL-onderzoek (Dijkstra, 1991) blijkt dat een beperkte oppervlakte reservaatgrond redelijk inpasbaar is op melkveebedrijven. Dat geldt vooral voor bedrijven die een ruwvoertekort en een overmaat aan arbeid hebben. Voor de terreinbeherende instanties is verhuur interessant omdat men nauwelijks beheerkosten heeft en vaak nog een geringe pachtprijs ontvangt.

Vanwege de afnemende melkveestapel en de daardoor toenemende overschotten aan ruwvoer, wordt gebruik van reservaatgrond echter steeds minder aantrekkelijk voor landbouwbedrijven. Gezocht wordt daarom naar nieuwe opties voor het beheer, bijvoorbeeld zoekkoeienhouderij. De mogelijkheden hiervoor zijn afhankelijk van de voederwaarde van het grasland. Door Van Wingerden et al. (1993) wordt een overzicht gegeven van de mogelijke toepassing van natuurgrasland in de rundveehouderij (zie kader). Vanwege de lage prijs voor vlees is het resultaat van zoekkoeienhouderij overigens vrijwel altijd negatief. Van Wingerden et al. (1993) concluderen dan ook dat vanuit kosten oogpunt de gangbare vormen van terreinbeheer (inscharing e.d.) interessant zullen blijven.

Natuurgrasland in de rundveehouderij

'Grasland met een voederwaarde van 900 VEM per kilo droge stof of meer (deproductievere beemd-raaigrasweide) kan worden gebruikt door een extensief melkveebedrijf (...). Natuurgrasland met een voederwaarde tussen 825 en 900 VEM/kg droge stof is alleen geschikt voor de vleesveehouderij (...). Het gaat hier om de laagproductieve beemd-raaigrasweiden, het glanshaverhooiland en sommige dotterbloemhooilanden en kamgrasweiden (...). Grasland met een voederwaarde van minder dan 825 VEM/kg is alleen te gebruiken voor de strooiselvoorziening. Globaal gesteld gaat het om de kleine zeggevegetatie, het blauwgrasland en de zilverschoonweide' (Van Wingerden e.a. 1993).

Deze waarden gelden bij het uitgangspunt dat er een evenwichtige P-balans op bedrijfsniveau moet zijn. Dit betekent dat een slechte voederwaarde niet gecompenseerd mag worden door hoge krachtvoergiften.

Natuur & Cultuur

Natuur & Cultuur is sprekend vertegenwoordigd in het veenweidelandschap met plaatselijk soms zeer hoge dichtheden aan weidevogels. Het voorkomen van deze weidevogels hangt samen met een vorm van landbouwkundig gebruik waarbij het grasland pas laat in het voorjaar beweide of bemaaid wordt. In een moderne bedrijfsvoering komt dit echter steeds minder voor. Allerlei aanpassingen in de bedrijfsvoering kunnen echter getroffen worden om toch het broeden van weidevogels mogelijk te maken. Voorbeelden zijn nestbescherming, waarbij het perceel wel wordt gebruikt maar het nest wordt ontzien, of uitstel van maaien en beweiden, als gevolg van een overeenkomst in het kader van de Relatienota. Uit onderzoek (Thijs, 1990; Dijkstra, 1991) blijkt dat een geringe oppervlakte (20 à 40% van de bedrijfsoppervlakte) met een beheerovereenkomst redelijk tot goed inpasbaar is op extensieve melkveebedrijven. Naarmate de bedrijven intensiever zijn, wordt de inpasbaarheid moeilijker.

Als gevolg van de karakteristieke waterhuishouding in het laagveengebied, zijn in het centrale gedeelte van polders veelal matig voedselarme vegetaties aanwezig in sloten en weteringen. Het ontzien van de slootkanten bij de bemesting en een aangepast slootkantenbeheer kan het voorkomen van deze vegetaties bevorderen. Blijkens onderzoek van Melman (1991) kan hierbij zowel de landbouw als de natuur voordeel hebben, een zogenaamde win-win-situatie. Door een natuurgerichte inrichting van slootkanten (terrasseren en afrasteren) kunnen nog extra positieve effecten op de natuurwaarden van slootkantvegetaties verkregen worden. Hieraan zijn wel extra kosten, voor aanleg en beheer, verbonden.

Recent is een experiment gestart waarin wordt bekeken of het in de praktijk uitvoerbaar is om exclusief voor perceelsranden beheerovereenkomsten te sluiten. Voordeel hiervan is dat met de beschikbare relatienota-hectares een veel groter gebied kan worden bereikt (Melman, 1993).

7.3.2 Kansen en bedreigingen

Algemeen

Zoals aangegeven in hoofdstuk 2 kent natuur geen zelfbenoemde zaakwaarnemers en was natuur in het verleden veelal een restpost die bestond bij de gratie van andere activiteiten. De natuur verkeert daarmee in een zwakke positie. Bij het behoud en de ontwikkeling van natuur is het bestaan van een stevig maatschappelijk draagvlak onontbeerlijk. De maatschappelijke waardering voor natuur is waarschijnlijk de belangrijkste pijler voor duurzaamheid.

Naast de waardering van natuur zijn de kansen en bedreigingen voor de verschillende natuurbeleidsstrategieën afhankelijk van de ontwikkeling van andere grondgebruiksfuncties. In het laagveengebied zijn vooral van belang de functies landbouw, wonen en infrastructuur. Indien de landbouw in de toekomst een grote vraag naar grond houdt, dan zijn de kansen voor grondonttrekking en daarmee realisatie van grote natuurgebieden geringer. De geschiktheid van de grond voor andere functies is echter ook van belang. Zoals is aangegeven in paragraaf 3.4, is de economische duurzaamheid van natuur onder meer afhankelijk van de mate waarin grond door andere functies dan natuur is te gebruiken.

De andere grondgebruiksfunctie hebben niet alleen invloed door het ruimtebeslag op de grond maar ook door het ruimtegebruik. Een schonere landbouwproductie betekent wellicht dat minder kosten behoeven te worden gemaakt voor het externe beheer van natuurgebieden, dat water voor inlaat in natuurgebied niet meer gezuiverd hoeft te worden en dat er meer kansen zijn voor combinatie van natuur met landbouw.

Bovenstaande ontwikkelingen zijn van belang voor zowel de ecologische als de economische risico's van natuur. De ontwikkeling van het ruimtebeslag en het ruimtegebruik van andere grondgebruiksfuncties is van invloed op de ecologische randvoorwaarden voor de verschillende natuurbeleidsstrategieën. Bovenstaande ontwikkelingen beïnvloeden echter ook de kosten die gemaakt moeten worden om natuur te ontwikkelen en te beheren.

Groot & Wild

Een mogelijke terugtrekking van de landbouw uit het laagveengebied, vanwege slechte productie-omstandigheden, biedt goede kansen voor de realisering van Groot & Wild. In de motivering voor het strategisch-groenproject Vinkeveen-Nieuwkoop is deze overweging ook meegenomen. Zo staat in het Structuurschema Groene Ruimte (Min. LNV, 1992): 'In de polder Groot-Mijdrecht heeft de landbouw door zoute kwel geen toekomstperspectief. Ook in grote delen van de voormalige ruilverkaveling Oukoop-Kortrijk is het toekomstperspectief beperkt door de waterrijke aard van het gebied'. Op de lange termijn zal de landbouw dus geen concurrent zijn voor Groot & Wild-natuur in Vinkeveen-Nieuwkoop.

Uitbreiding van woningbouw en nieuw aan te leggen infrastructuur kunnen mogelijk wel een bedreiging voor Groot & Wild in West-Nederland zijn. In de dichtbevolkte randstad zal op termijn vrijwaring van een groot natuurgebied voor doorsnijding door wegen enz. moeilijk zijn. De moerasgebieden in Noordwest-Overijssel bieden door hun uitgestrektheid betere kansen. Hier wordt echter de kwaliteit en kwantiteit van het grondwater bedreigd. Het benodigde kwelwater is afhankelijk van het inziggebied (het Drents plateau), hetgeen door zijn intensief landbouwkundig gebruik in kwaliteit en kwantiteit te wensen overlaat. Een deel van het grondwater wordt bovendien door de Noordoostpolder aan het gebied onttrokken.

Indien natuurgebieden niet toegankelijk zijn, dan is de waardering voor natuur grotendeels gebaseerd op 'non-use values' en daarmee vrij kwetsbaar. Daarom wordt er zoveel mogelijk gestreefd naar medegebruik door andere functies. In aanmerking komen drinkwaterwinning, natuurgerichte recreatie en wonen op afstand. Onvoldoende is echter nog bekend over de effecten van recreanten op natuur in het laagveengebied op lange termijn (RMNO, 1991). Vergroting van het medegebruik door andere functies kan daarom zowel een kans als een bedreiging zijn voor Groot & Wild.

Divers & Zeldzaam

Evenals voor Groot & Wild biedt een zich uit het laagveengebied terugtrekkende landbouw kansen voor Divers & Zeldzaam. Daarnaast zijn mogelijke kansen voor Divers & Zeldzaam dat de landbouw steeds milieuvriendelijker gaat produceren zodat beter voldaan kan worden aan de eis van een goede waterkwaliteit. De vraag is echter of dit voldoende is en of er niet toch steeds buffergebieden nodig blijven.

Bedreigingen voor Divers & Zeldzaam zijn de hoge beheerkosten. Mogelijk kan dit in de toekomst geringer worden door schaalvergroting van natuurgebieden of door ontwikkeling van nieuwe beheertechnieken en aangepaste technologie (zie kennisbehoefte bij hoofdstuk 6).

De minder kwetsbare vormen van Divers & Zeldzaam zijn geschikt, en over het algemeen aantrekkelijk, voor recreatie. De directe baten hiervan zijn meestal gering maar indirect is openstelling voor recreatie van groot belang omdat het bijdraagt aan vergroting van het maatschappelijk draagvlak.

Natuur & Cultuur

Uit onderzoek blijkt dat beheerovereenkomsten goed inpasbaar zijn op extensieve bedrijven. Door de produktiebepierking van melk worden bedrijven extensiever en dit zou dus nieuwe kansen kunnen bieden voor de combinatie landbouw en natuur. Ook een milieuvriendelijkere landbouwproduktie zou theoretisch meer kansen kunnen bieden voor meekoppeling van natuur. In de praktijk blijkt een milieuvriendelijke produktie echter ook nieuwe problemen voor de natuurwaarden op te leveren. Zo worden bijvoorbeeld de weidevogels juist bedreigd door nieuwe milieuvriendelijke landbouwtechnieken (mestinjectie, zodebemesting) en blijkt de inpassing in het bedrijf van gras en ruwvoer van grond met een beheerovereenkomst negatief te werken op de mineralenbalans (meer krachtvoer nodig).

Een andere bedreiging voor Natuur en Cultuur in het laagveengebied kan zijn dat de landbouw wegtrekt uit het gebied vanwege de slechtere produktie-omstandigheden (hoge waterpeilen, slechte ontsluiting). Deze bedreiging voor Natuur & Cultuur is echter een kans voor Divers & Zeldzaam of Groot & Wild. Bovenstaande ontwikkelingen geven ook aan dat Natuur & Cultuur altijd vrij kwetsbaar blijft. Veranderingen in het markt- en prijsbeleid of het milieubeleid hebben indirect gevolgen voor de verwevingsnatuur. Op de lange termijn zal het moeilijk zijn een duurzaam landbouw-natuurbeleid te formuleren.

Onderzoek is nodig naar mogelijke nieuwe vormen van wederzijds nut voor natuur en landbouw. Hierbij zal meer het accent moeten liggen op natuur als bijprodukt van landbouw, in de sfeer van Klein & Gewoon (zie hoofdstuk 4), dan in echte verwevingsnatuur.

Tabel 7 Overzicht van de kansen en bedreigingen natuurbeleidsstrategieën in het Laagveengebied

	Groot & Wild	Divers & Zeldzaam	Natuur & Cultuur
Kansen	uitstoot grond lage beheerskosten	uitstoot grond	extensivering milieuvriendelijke landbouw
Bedreigingen	versnippering waterkwal./- kwantiteit draagvlak	hoge beheerskosten waterkwal./- kwantiteit	uitstoot grond milieuvriendelijke landbouw economisch kwetsbaar

7.4 Informatie voor besluitvorming

Bij beslissingen ten aanzien van natuurbehoud en -ontwikkeling is het begrip kosteneffectiviteit van groot belang. Kosteneffectiviteit laat zich definiëren als de verhouding tussen de opbrengst en de inspanning om die opbrengst te realiseren. In ons geval gaat het bij 'opbrengst' in eerste aanleg om de bijdrage aan een natuurdoelstelling. Daarmee is gelijk duidelijk dat die natuurdoelstellingen eenduidig en expliciet geformuleerd moeten zijn. In hoofdstuk 4 is aangegeven dat er principiële verschillend gedacht kan worden over het uiteindelijke doel, en bovendien over de wijze waarop dat doel bereikt moet worden (de ruimtelijke strategie). Op zich hoeft dit geen probleem te zijn: in verschillende gebieden kunnen verschillende doelen en verschillende strategieën worden nagestreefd, zoals in paragraaf 7.3 is geïllustreerd. Dit laat echter onverlet de duidelijkheid die voor een gegeven gebied moet bestaan over het natuurbeleidsdoel. Alleen indien het natuurbeleidsdoel vast staat, kan de kosteneffectiviteit zinvol vergeleken worden. Veel werk, veelal gecoördineerd door het IKC-NBLF, richt zich thans dan ook op explicitering van die natuurdoelen in de verschillende fysisch-geografische regio's (zie paragraaf 7.2).

Hoewel de bijdrage aan de natuurdoelstelling centraal staat, kunnen er ook substantiële andere baten zijn. In paragraaf 3.4 en hoofdstuk 6 zijn deze uitgebreid behandeld. Dat deze vaak niet in financiële zin direct inbaar zijn en soms zelfs niet in geld zijn uit te drukken, betekent niet dat deze voor versterking van de economische duurzaamheid niet van belang zijn. Al sinds mensenheugenis worden gemeenschapsgelden aangewend voor 'merit-goods' en collectieve goederen. Zolang daar een maatschappelijk draagvlak voor is, vormt dit ook geen probleem en is dit lang volhoudbaar.

Er is een aantal niet-natuur baten die van groot gewicht kunnen worden (of al zijn): recreatief en toeristisch medegebruik, verhoging van de kwaliteit van de woonomgeving en het vestigingsklimaat van bedrijven, en waterwinning en -zuivering. De mogelijkheden hiervoor verschillen echter sterk per natuurbeleidsstrategie (zie hoofdstuk 6). Het al in een vroege fase bij de formulering van natuurbeleid oog hebben voor deze andere baten, kan het economische duurzaamheidsaspect van natuur versterken.

De andere poot van kosteneffectiviteit is de inspanning die moet worden getroost om het doel te verwezenlijken. Vaak wordt dit verengd tot de direct te maken kosten en een vaag idee over de toekomstige lasten. Zo te werk gaan brengt risico's met zich mee voor de economische duurzaamheid. Voor het zich onvoldoende rekenschap geven van toekomstig onderhoud en beheerkosten is dit evident. Voor het niet in rekening brengen van offers die niet direct op het bordje van de besluitvormer komen, is dit vaak minder duidelijk. Het kan hierbij gaan om 'ontgane opbrengsten' (par 3.4.1 en 3.4.2), om beperkingen die worden opgelegd aan economische activiteiten van anderen of om 'kosten van inflexibiliteit' ten gevolge van het zich voor langere termijn vastleggen op een bepaald natuurgebruik. Het zal niet eenvoudig zijn om deze verholde kosten altijd goed zichtbaar te maken, maar dat is nog geen reden bij voorbaat van een poging af te zien. Evenals met de mogelijke niet-natuur baten - zie hierboven - is het zaak al in een vroege fase van beleidsformulering deze slecht zichtbare, maar op termijn belangrijke kosten bij de afweging te betrekken.

De beleidsvragen over natuur zijn onder te verdelen in wat-, waar- en hoe-vragen (zie hoofdstuk 2). Bij beslissingen over de wat-vraag spelen natuureigen doelstellingen zoals natuurlijkheid, biodiversiteit en internationale betekenis een rol. Bij de keuze voor een bepaalde natuurbeleidsstrategie spelen echter vaak op de achtergrond ook economische overwegingen een rol. De voorkeur voor Groot & Wild, bijvoorbeeld, stoelt veelal ook op het idee dat de beheerkosten geringer zijn. Bij de waar-vraag speelt ecologische kansrijkdom een rol maar daarnaast ook de kosteneffectiviteit. Bij de hoe-vraag tenslotte staat de kosteneffectiviteit centraal.

Naast deze ecologische en economische doelstellingen zijn er nog andere van belang waar in deze studie geen aandacht aan geschonken is. Zo is bij de wat-, waar- en hoe-vragen ook de afweging van natuur met andere functies aan de orde. Wat is het belang van natuur voor de maatschappij? Hoe kan dit afgewogen worden tegen de belangen van andere functies. Hierbij spelen ecologische en economische doelstellingen een rol maar daarnaast ook doelstellingen van sociale en culturele aard.

KENNISBEHOEFTE

- * Er is behoefte aan een methodiek waarin de kansrijkdom - ecologisch en economisch - van de verschillende natuurbeleidsstrategieën kan worden geëvalueerd, zowel tussen verschillende fysisch-geografische regio's (bijvoorbeeld heeft Groot & Wild in Nederland alleen kansen in aquatische systemen?) als binnen die regio's (bijvoorbeeld waar is de ontwikkeling van uitgestrekte laagveenmoerassen in Nederland het meest perspectiefrijk?). Bij de economische evaluatie zal de kosteneffectiviteit een centrale rol spelen, bij de ecologische evaluatie de abiotische omstandigheden, de successie van vegetatie en de daarmee gepaard gaande ontwikkeling van de fauna (Harms et al., 1991).
- * Over de combinatie landbouw-natuur is op bedrijfsniveau vrij veel bekend. Natuur houdt zich uiteraard niet aan bedrijfsbegrenzungen. De vertaling van kennis van bedrijfsniveau naar gebiedsniveau, en omgekeerd, ontbreekt vaak. Onderzoek zou zich moeten richten op de afstemming van planning op gebiedsniveau (optimale situering landbouw-, beheer- en natuurgebieden) en de manier waarop natuurbeheer op landbouwbedrijven het beste kan worden gerealiseerd.
- * De duurzaamheid van natuur is sterk afhankelijk van de maatschappelijke waardering. Over die acceptatie en appreciatie van de uiteenlopende soorten natuur in de verschillende natuurbeleidsstrategieën is weinig bekend. Onderzoek naar dit maatschappelijk draagvlak, of het ontbreken daarvan, is aan te bevelen.

8 Kennisbehoefte

Hieronder worden de in eerdere hoofdstukken gesignaleerde kennishiaten en onderzoeks-aanbevelingen herhaald. De groepering hier is naar thema, niet naar hoofdstuk. Met de Romeinse cijfers wordt verwezen naar het hoofdstuk waarin de kennisbehoefte is gesignaleerd.

Besluitvormingsvraagstukken

Op verschillende plaatsen in het rapport wordt betoogd dat de wat-, waar- en hoe-vragen van natuur veelal op het regionale niveau spelen. De fysisch-geografische regio's zoals die in het NBP worden onderscheiden, zijn het geëigende schaalniveau om dergelijke vragen naar natuurbeleidsstrategie, kansrijkdom en beheervorm te stellen. Dit sluit niet uit dat er ook een afweging *tussen* verschillende regio's plaats moet vinden, in het bijzonder naar de vraag wat voor soort natuur.

1 (VII) Er is behoefte aan een methodiek waarin de kansrijkdom - ecologisch en economisch van de verschillende natuurbeleidsstrategieën kan worden geëvalueerd, zowel tussen verschillende fysisch geografische regio's (bijvoorbeeld heeft Groot & Wild in Nederland alleen kansen in aquatische systemen?) als binnen die regio's (bijvoorbeeld waar is de ontwikkeling van uitgestrekte laagveenmoerassen in Nederland het meest perspectiefrijk?). Bij de economische evaluatie zal de kosteneffectiviteit een centrale rol spelen, bij de ecologische evaluatie de abiotische omstandigheden, de successie van vegetatie en daarmee gepaard gaande ontwikkeling van de fauna.

2 (II) Natuur volgt niet netjes de bestuurlijk indeling die wij in Nederland kennen. Voor een verantwoorde afweging is desalniettemin een democratisch gelegitimeerd besluitvormingscollege vereist. Hoe kunnen deze bestuurlijke en natuurlijke begrenzingen worden verzoend om te komen tot een effectief en verantwoord besluitvormings-mechanisme? Evaluatie van opgedane praktijkervaringen kunnen hierbij nuttig zijn.

3 (II) Er kunnen belangrijke verschillen in kosten-baten verhouding optreden tussen direct omwonenden en de wereld daarbuiten. Hier liggen sociaal-economisch vragen: in hoeverre treden deze verschillen op in de diverse gebieden en bij de verschillende soorten natuur? Hoe worden zij ervaren door de direct betrokkenen? Ook spelen meer bestuurskundige vragen hierbij een rol: wanneer komen meer algemene belangen met betrekking tot natuur in conflict met de wens tot decentralisatie? Hoe kan het 'Not-In-My-Backyard'-syndroom doorbroken worden?

4 (III) Het kapitaliseren of monetariseren van natuurwaarden, om zo deze in een economische afweging op te nemen, kent zowel praktische problemen als principiële beperkingen. Een overwegend technocratische afweging van natuur- en economische doelstellingen zal daarom onbevredigend blijken. Door het - per definitie - afwezig zijn van zelfgekozen zaakwaarnemers van natuur moet naar nieuwe bestuurlijke besluitvormingsprocedures worden gezocht. Ervaringen uit het (recente) verleden en in het buitenland kunnen hierbij worden geëvalueerd.

Maatschappelijk draagvlak

Een cruciale factor met betrekking tot de duurzaamheid van natuurbehoud en -ontwikkeling is het voortbestaan van een voldoende breed maatschappelijk draagvlak. Zowel wetenschappelijke inzichten als maatschappelijke opvattingen over natuur willen nogal eens wisselen. De volgende vragen spelen in dit verband.

5 (II) Natuurontwikkeling is vaak een kwestie van lange adem. Politiek en economie opereren veelal op veel kortere termijn. Hoe zijn de eisen (en kosten) van inflexibiliteit die natuurontwikkeling vaak stelt, inpasbaar? Hoe is het maatschappelijk draagvlak te handhaven als de natuureffecten generaties op zich laten wachten?

6 (VII) De duurzaamheid van natuur is sterk afhankelijk van de maatschappelijke waardering. Over die acceptatie en appreciatie van de uiteenlopende soorten natuur in de verschillende natuurbeleidsstrategieën is weinig bekend. Onderzoek naar dit maatschappelijk draagvlak, of het ontbreken daarvan, is aan te bevelen.

Duurzaamheid en risico's

In de studie wordt betoogd (hoofdstuk 3) dat een positieve invulling van het begrip 'duurzaamheid' bijzonder moeilijk, zo niet onmogelijk, is. Om het begrip toch als leidraad voor handelen te gebruiken, lijkt introductie van het begrip risico ten aanzien van voorwaarden voor duurzaamheid bruikbaar. Zo wordt ook aansluiting gevonden bij het milieu-beleid (Min. VROM, 1988).

7 (III) De introductie van het risicobegrip bij de operationalisering van het begrip duurzaamheid (of liever: onduurzaamheid) lijkt goede perspectieven te bieden. Behalve dat een verbinding met een systeemanalytische benadering goed kan worden gelegd, biedt het risicobegrip de mogelijkheid doelstellingen op ecologisch en economisch gebied op een vergelijkbare, gelijkwaardige basis te brengen. Daarmee wordt de positie vermeden dat 'de ecologie' randvoorwaarde is van 'de economie' of andersom.

8 (III) In navolging van de ecotoxicologie lijkt de risicobenadering in de ecologie perspectieven te kunnen bieden. Nader onderzoek is gewenst naar de implementatie van deze benadering door het formuleren van overschrijdingsrisico's bij diverse bedreigingen van een gewenste duurzame toestand.

Onderzoek zou zich bij risicoverkenningen verder kunnen richten op drempelwaarden-onderzoek (biogeografisch, autecologisch, synecologisch) en een modelmatige benadering van herstelkans en -periode. Verder kan worden nagegaan in hoeverre milieubouw, gericht op herstel van specifieke soorten of gemeenschappen of herintroducties, een reëel alternatief vormen.

9 (III) Overschrijdingsnormen voor ongewenste gevolgen voor een ecologisch duurzame toestand vragen om criteria voor het bepalen van zo'n duurzame toestand. Een eenduidig systeem van duurzaamheidsindicatoren, dat differentiërend is voor ieder van de drie natuurbeleidsstrategieën, ontbreekt tot nu toe. Het verdient aanbeveling om te komen tot zo'n indicatiesysteem, dat is uitgewerkt voor verschillende aggregatieniveaus (soort, populatie, ecosysteem, landschap).

10 (III) Het betrekken van economische risico's bij beschouwingen over bedreigingen voor de duurzaamheid van natuur (naast de traditionele ecologische en milieuhygiënische aspecten) is een belangrijke toevoeging. Risico's als gevolg van andere aspecten (juridische, planologische, politiek-bestuurlijke, sociaal-psychologische) kunnen echter ook van doorslaggevende betekenis zijn of worden. Zij verdienen meer aandacht dan ze in het algemeen thans krijgen.

Natuur en landbouw

Veel onderzoek is verricht naar natuur en landbouw in een ruimtelijk verweven situatie, waarbij het streven naar biodiversiteit centraal staat (in onze terminologie: de natuurbeleidsstrategie Natuur & Cultuur). Landbouw is in Nederland de belangrijkste gebruiker van het landelijk gebied en daarmee ook de belangrijkste, maar niet de enige, concurrent/partner van natuur.

11 (VII) Over de combinatie natuur en landbouw op bedrijfsniveau is vrij veel bekend. Natuur houdt zich uiteraard niet aan de begrenzingen van het landbouwbedrijf. De vertaling van kennis van bedrijfsniveau naar gebiedsniveau, en omgekeerd, ontbreekt vaak. Onderzoek zou zich moeten richten op de afstemming van planning op gebiedsniveau (optimale situering landbouw-, beheer- en natuurgebieden) en de manier waarop natuurbeheer op landbouwbedrijven het beste kan worden gerealiseerd.

12 (VI) Een accentverlegging naar combinaties van natuur met andere gebruiksfuncties is aan te bevelen. Hierbij bieden vooral combinaties van natuur met drinkwaterwinning, recreatie, wonen en bedrijvigheid interessante perspectieven. Met betrekking tot natuur en landbouw lijkt een nieuwe weg het exploreren van kleinschalige, spontane natuur zoals beschreven onder Klein & Gewoon in hoofdstuk 4.

Uitdagingen

In het natuurbeleid is een verschuiving waar te nemen van een meer defensief beleid (natuur-behoud) naar een meer offensieve koers (natuurontwikkeling). In het NBP komt dit tot uiting. Nieuwe uitdagingen dienen zich daarmee aan, ook op het gebied van onderzoek.

13 (VI) Het beheer van natuurgebieden volgens Divers & Zeldzaam is intensief en daarmee duur. In de toekomst zal bij uitvoering van het NBP een sterke vergroting van natuurgebieden plaatsvinden. Interessant is het te onderzoeken of deze schaalvergroting nieuwe mogelijkheden biedt voor efficiënter beheer. Te denken valt hierbij aan aanpassingen in de ontwerp- en inrichtingssfeer (beheervriendelijk ontwerpen en inrichten) maar ook aan de ontwikkeling van technologische innovaties ten behoeve van natuurbeheer.

14 (IV) De natuurbeleidsstrategieën sluiten elkaar niet uit. Zoals men in een fysisch-geografische regio verschillende strategieën op verschillende lokaties kan volgen, is het ook mogelijk verschillende strategieën in één project te combineren, zij het ruimtelijk gescheiden. Zo kan bijvoorbeeld Groot & Wild worden afgeschermd door Divers & Zeldzaam (via het wegtrekken van recreatieve druk) en Divers & Zeldzaam kan op zijn beurt worden beschermd door Natuur & Cultuur (bufferzones). Ontwerpmatig ligt hier een uitdaging.

15 (II) In het verleden zijn vele, thans hooggewaardeerde natuurwaarden zonder specifiek beleid ontstaan. Interessant is na te gaan in hoeverre er ook in de toekomst mogelijkheden liggen om 'mee te rijden' op trends bij andere gebruiksfuncties, in te spelen op problemen die andere gebruiksfuncties kennen, of te komen tot combinaties met natuur die in elkaars voordeel werken.

Literatuur

- Allen, P.M., 1981. 'The evolutionary paradigm of dissipative structures'. In: E. Jantsch (ed.): *The evolutionary vision*. Boulder, Colorado.
- Amstel, A.R. van, G.F.W. Herengreen, C.S. Meyer e.a., 1988. *Vijf visies op natuurbehoud en natuurontwikkeling; knelpunten en perspectieven van deze visies in het licht van de huidige maatschappelijke ontwikkelingen*. Rijswijk, IvM, DHV, RMNO.
- Andersson, E.A., 1991. *De randstadgroenstructuur en het vestigingsmilieu van bedrijven*. Wageningen, DLO-Staring Centrum, Rapport 172.
- Anonymus, 1983. *De HELP-methode voor de evaluatie van landinrichtingsprojecten. Beschrijving en verantwoording*. 's-Gravenhage, Staatsuitgeverij.
- Bánki, M. & L.H.G. Slangen, 1992. *Waardering van stedelijk groen. Een verkennend onderzoek naar een methodiek ter bepaling van de niet-marktbare baten van stedelijk groen*. Landbouw Universiteit Wageningen.
- Beintema, A.J. & P.J. Rijk, 1988. *Kosten en baten van reservaatbeheer en beheersovereenkomsten in een aantal weidevogelgebieden*. 's-Gravenhage-Arnhem, LEI-publikatie 2.185, RIN-rapport 88-61.
- Berger, E.P., 1993. *Bedrijfsuitkomsten in de Nederlandse particuliere bosbouw over 1990*. 's-Gravenhage, LEI, Periodieke Rapportage 29-90.
- Bergh, J.C.J.M. van den & P. Nijkamp, 1990. 'Ecologically Sustainable Economic Development: Concepts and Model Implications'. *Studies in regional science; Journal of the Japan section of the Regional Science Association International*. Vol.20, no 2, December 1990.
- Blans, G.H.T., 1991. *De natuur van de aandacht*. Inaugurale Rede, Landbouw Universiteit Wageningen.
- Braat, L.C., 1990. 'Systeemecologie en duurzame ontwikkeling'. In: A.J.F. de Wit. *Duurzame ontwikkeling: een verkenning van de consequenties voor wetenschapsbeoefening en onderzoek*. Rijswijk, Publikatie RMNO nr. 49.
- Brink, B.J.E. ten, 1990. 'Ecologische normstelling voor het waterbeheer'. In: A.A.A. van der Schraaf et al. (1990), *Strategieën voor ecologische normstelling; het spel en de knikers*. Den Haag, SDU Uitgeverij.
- Brink, B.J.E. ten & S.H. Hosper, 1989. 'Naar toetsbare ecologische doelstellingen voor het waterbeheer: de AMOEBE-benadering'. In: *H₂O* (22)20: 612-617
- CLTM (Commissie Lange Termijn Milieubeleid), 1990. *Het milieu: Denkbeelden voor de 21ste eeuw*. Zeist, Kerckebosch bv.

- Commissie Financiering Natuurbeleid, 1992. *Naar een sluitende groenfinanciering*.
- Commissie Functiebeloning Bossen (geen jaartal). *Een herwaardering van bos en natuur*.
- Dekker, J. & E. Brouwer, 1990. 'Visies op natuurbehoud en volksgezondheid als basis voor ecologische normstelling'. In: E. Brouwer et al. (1990). *Strategieën voor ecologische normstelling; de knikkers en het spel*. Den Haag, SDU-uitgeverij.
- Dekker, J., E. Brouwer, G. Nieuwdorp & A. van der Schraaf, 1990. 'Multifunctionaliteit als norm'. In: E. Brouwer et al. (1990), *Strategieën voor ecologische normstelling; de knikkers en het spel*. Den Haag, SDU Uitgeverij.
- Dietvorst, A.G.J. & R.J.A.P. Spee, 1991. *Wat weten we van recreatie en toerisme? Een beschouwing over kennis en kennishiaten. Met een bibliografie voor de periode 1986-1991*. 's-Gravenhage, NRLO, Studierapport 20.
- During, R. & H. Joosten, 1992. 'Referentiebeelden en duurzaamheid'. In: *Landschap* 9(4): 285-296.
- Dijkstra, H., 1991. *Natuur- en landschapsbeheer door landbouwbedrijven; Eindverslag van het COAL-onderzoek*. Den Bosch/Den Haag, NRLO, COAL-publikatie nr. 60.
- Eck, W. van, 1989. *Resultaten van bedrijven met beheersbeperkingen*. 's-Gravenhage, Landbouw Economisch Instituut, Publikatie 3.142.
- Eck, W. van, 1991. *Natuurbeheer op melkveebedrijven in zandgebieden; een modelonderzoek naar de economische effecten*. 's-Gravenhage, Landbouw Economisch Instituut, Onderzoekverslag 86.
- Farjon, J.M.J., A.H. Prins & J.D. Bulens, 1994. *Abiotische kansrijkdom natuurontwikkeling van grote begeleid natuurlijke eenheden in Nederland; een landelijke verkenning*. Wageningen, SC-rapport 313, IBN-rapport 060.
- Faucheux, S., G. Froger & J-F. Noel, 1993. *Towards a reconsideration of rationality hypotheses for sustainable development decision-making*. Paper prepared for the Fourth Annual EAERE conference at INSEAD, Fontainebleau, France, June 30 - July 3 1993. Université de Paris I Panthéon-Sorbonne.
- Fresco, L.O. & S.B. Kroonenberg, 1992. Time and spatial scales in ecological sustainability. In: *Land use policy*, July 1992, 155-168.
- Greef, J. de & B. de Vries, 1991. *Duurzame ontwikkeling als richtinggevend kader voor het milieubeleid*. Bilthoven, RIVM-rapport 481501001. RIVM.
- Grime, J.P., 1979. *Plant strategies and vegetation processes*. New York, John Wiley & Sons. Chichester.
- Grontmij, 1987. *Kosten van grondgebruik voor natuur, bos en recreatie; onderzoek in opdracht van de Rijksplanologische Dienst*. De Bilt, Grontmij n.v.

Groot, R.S. de, 1992. *Functions of Nature: Evaluation of Nature in Environmental Planning, Management and Decision Making*. Groningen, Wolters-Noordhoff.

Haas, W. de, A. Breeuwsma, J.A. Klijn, J.H.A.M. Steenvoorden, 1994. *Programmeringsstudie Gebiedsgericht Milieubeleid; Aanbevelingen voor milieu-onderzoek en ecologisch onderzoek*. Rijswijk, DLO-Staring Centrum, in opdracht van de RMNO, Publikatie 92.

Hamsvoort, C. van der, 1994 (in prep). *Methods for the valuation of the benefits of non-market goods in the rural area*. Den Haag, Landbouw Economisch Instituut.

Harms, W.B., J.P. Knaapen & J. Roos-Klein Lankhorst, 1991. *Natuurontwikkeling in de Centrale Open Ruimte*. Wageningen, SC-rapport 138. DLO-Staring Centrum.

Harms, W.B. & P.J.A.M. Smeets, 1988. 'Dissipatieve structuren: theorie en implicatie voor de landschapsecologie'. In: *Landschap* 5 (1): 44-55.

Heijman, W.J.M., 1991. *Depletable resources and the economy*. Dissertatie Landbouw Universiteit Wageningen.

Hekhuis, H.J., 1991. *Oorzaken van verschillen in bedrijfsresultaat tussen particuliere bosbedrijven*. Den Haag, Landbouw Economisch Instituut, Onderzoeksverslag 82.

Higler, L.W.G., N. Dankers, H.G.J.M. Koop & P.F.M. Opdam, 1993. *Sustainability of ecosystems in North-West Europe*. Wageningen, Study in commission of the Advisory Council for Research on Nature and Environment (RMNO) and the Biological Council of the Royal Netherlands Academy of Arts and Sciences (KNAW), Institute for Forestry and Nature Research (IBN-DLO).

Holling, C.S., 1973. 'Resilience and stability of ecological systems'. In: *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 4:1-23.

Hueting, R., P.Bosch & B. de Boer, 1992. 'Het duurzaam nationaal inkomen' en 'De relatie tussen milieu en groei'. Twee artikelen verschenen in *Economisch-Statistische Berichten* 22-4 en 29-4-1992.

Ierland, E.C. van & N.Y.H. de Man, 1993. *Sustainability of ecosystems: Economic analysis*. Wageningen, Study in commission of the Advisory Council for Research on Nature and Environment (RMNO) and the Biological Council of the Royal Netherlands Academy of Arts and Sciences (KNAW), Department of General Economics, Wageningen, Agricultural University.

IKC-NBLF (Informatie en KennisCentrum Natuur, Bos, Landschap en Fauna), 1992. *Werkdocument van de Nota Ecosysteemvisies EHS; Deel 1 en deel III*. Wageningen, Samengesteld door het Projectteam Afstemming Ecosysteemvisies, Min. LNV.

Jacobs, M., 1993. *In de Amsterdamse duinen; Ringslangen, gebakken muskusrat en andere zegeningen van de stadsnatuur*. Artikel in *Vrij Nederland*, 13 november 1993, 48-51.

Jong, T.A. de, 1989. *Melkveebedrijven met beheersbepalingen in zandgebieden*.

gebiedsstudie Hackfort. 's-Gravenhage, COAL-publikatie nr. 33, LEI, Onderzoekverslag 49.

Kamminga, M.R., H. Hetsen, L.H.G. Slangen, N.T. Bischoff & A.S. van Hoorn, 1993. *Toekomstverkenning ruraal grondgebruik*. Verkenkende studie i.o.v. de NRLO, Landbouw Universiteit Wageningen.

Klein Tank, A. & R. Cuperus, 1992. 'Duurzaamheid en natuur; de betekenis van het begrip duurzaamheid voor beleid en onderzoek'. In: *Landschap*, 9, 1: 31-38.

Klijn, F. & H.A. Udo de Haes, 1990. 'Hiërarchische ecosysteemclassificatie: voorstel voor een eenduidig begrippenkader'. In: *Landschap* 7(4): 215-234.

Kruseman, G., H. Hengsdijk & R. Ruben, 1993. *Disentangling the concept of sustainability; Conceptual definitions, analytical framework and operational techniques regarding sustainability in land use*. Wageningen, Notitie werkgroep Duurzaam Landgebruik en Voedselvoorziening in de Tropen, CABO-DLO.

Kuik, O. & H. Verbruggen (eds), 1991. *In Search of Indicators of Sustainable Development*. Dordrecht, Kluwer Academic Publishers.

Kwa, C.L., 1984. 'De relatie tot de natuur in cybernetische en evolutionaire ecologie'. In: *Kennis en methode* 8: 25-40.

Laak, P.J.A. van de, & E.C. van Ierland, 1988. *Natuur en economie*. Rijswijk, Publicatie RMNO nr. 32.

Latour, J.B. & R. Reiling, 1992. *Ecologische normen voor vermesting, verzuring en verdroging; aanzet tot een risicobenadering*. Bilthoven, RIVM, RIVM-rapport 711901007.

Latour, J.B. & C.L.G. Groen, 1991. *De milieukwaliteit van de ecodistricten het laagveengebied en de kalkrijke duinen*. Bilthoven, RIVM, RIVM-rapport 711901001.

Lemaire, T., 1985. 'Tussen wildernis en arcadië'. In: A. Smit (red.), *Over bomen gesproken*. Baarn, Ambo.

Lier, H.N. van, C.F. Jaarsma, C.R. Jengens & A.J. de Buck (eds.), 1994. *Sustainable land use planning*. Proceedings of an International Workshop, 2-4 September 1992, Wageningen.

Lovejoy, T.E., 1988. 'Diverse considerations'. In: E.O. Wilson (ed), *BioDiversity*. National Academy Press, Washington DC, 421-427.

Lovelock, J.E., 1979. *Gaia, a new look at life on earth*. Oxford University Press, Oxford, New York, Toronto, Melbourne.

Maarel, E. van der & P.L. Dauvellier, 1978. *Naar een Globaal Ecologisch Model voor de ruimtelijke ontwikkeling van Nederland*. Den Haag, Staatsuitgeverij.

MacArthur, R.H. & E.D. Wilson, 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton

University Press, Princeton, New York.

Melman, Th.C.P., 1993. Randenexperiment DBL/provincies; efficiënt omgaan met relatienota-hectares en toetsing nieuw betalingsconcept. In: *Landinrichting* 33, 1: 29-32.

Melman, Th.C.P., 1991. *Slootkanten in het veenweidegebied; mogelijkheden voor behoud en ontwikkeling van natuur in agrarisch grasland*. Leiden, Rijksuniversiteit Leiden, Proefschrift.

Ministerie LNV, 1990. *Natuurbeleidsplan, Regeringsbeslissing*. Den Haag, Tweede Kamer, vergaderjaar 1989-1990, 21 149, nrs. 2-3. SDU uitgeverij.

Ministerie LNV, 1992. *Structuurschema Groene Ruimte; Het landelijk gebied de moeite waard*. Ontwerp-planologische kernbeslissing. Den Haag, SDU uitgeverij.

Ministerie VROM, 1988. *Omgaan met Risico's. De risicobenadering in het milieubeleid*. NMP. Den Haag, Tweede Kamer, vergaderjaar 188-1989, 21 137, nr.5.

Ministerie VROM, 1990. *Nationaal Milieubeleidsplan-plus (NMP)*. Den Haag, Tweede Kamer, vergaderjaar 1989-1990, 21 137, nrs 20-21, SDU uitgeverij.

Musters, C.J.M. & H.J. de Graaf, 1992. *Duurzame ontwikkeling: een kwestie van wensen en mogelijkheden. Methode voor het integreren van doelstellingen*. Leiden, Milieubiologie RU.

NBR (Natuurbeschermingsraad), 1991. *Over moerasbossen en trilvenen*, Utrecht.

NBR (Natuurbeschermingsraad), 1992. *Ecosysteemvisies*. Utrecht.

NBR (Natuurbeschermingsraad), 1993. *Waar de Raad voor staat ...; de visie van de Natuurbeschermingsraad op de natuur, het natuurbeleid en de rol van de raad daarin*. Utrecht.

NRLO (Nationale Raad voor Landbouwkundig Onderzoek), 1992. *Implicaties van het begrip duurzame ontwikkeling voor de Nederlandse Landbouw*. NRLO-rapport nr 92/16, samenstellers G.H. de Boer, E.C. van Ierland en J.M.F. Helming. Den Haag, LUW Vakgroep Staathuishoudkunde.

Opschoor, J.B., 1987. *Na ons geen zondvloed*. Kampen, Kok Agora.

Opschoor, J.B. & S.W.F. van der Ploeg, 1990. 'Duurzaamheid en kwaliteit: hoofd-doelstellingen van milieubeleid'. In: CLTM, *Het milieu: Denkbeelden voor de 21ste eeuw*. Zeist, Kerckebosch bv.

Opschoor, J.B., 1987. *Duurzaamheid en verandering*. Amsterdam, VU-uitgeverij.

Paassen, A. van & O. Vloedgraven, 1989. *Tussenbalans van het geïntegreerde melkveebedrijf 'Ark'*. Utrecht, Centrum Landbouw en Milieu.

Passmore, J., 1974. *Man's responsibility for nature*. G.Duckwordt & Co., London.

- Pianka, E.R., 1970. 'On r- and K-selection'. In: *Amer. Natur.*, 104: 592-597.
- RMNO (Raad voor het Milieu- en Natuuronderzoek), 1988a. *Vijf visies op natuurbehoud en natuurontwikkeling*. Rijswijk, Rapport nr. 30.
- RMNO (Raad voor het Milieu- en Natuuronderzoek), 1988b. *Natuur en economie*. Samenstellers P.J.A. van de Laak & E.C. van Ierland. Rijswijk, Publikatie nr. 32.
- RMNO (Raad voor het Milieu- en Natuuronderzoek), 1988c. *Ecologische duurzaamheid en economische ontwikkeling*. Samensteller F.J. Soeteman. Rijswijk, Publikatie nr. 33.
- RMNO (Raad voor het Milieu- en Natuuronderzoek), 1990. *Duurzame Ontwikkeling; Een verkenning van de consequenties voor wetenschapsbeoefening en onderzoek*. Samensteller A.J.F. de Wit, met toegevoegd verslag workshop dd 07/03/90. Rijswijk, Publikatie nr. 49.
- RMNO (Raad voor het Milieu- en Natuuronderzoek), 1991. *Gecombineerde ontwikkeling van recreatie en natuur in het landelijk gebied; onderzoekprogrammering*. Samensteller OD 205 architectuur, stedenbouw, onderzoek en landschap bv. Rijswijk, Publikatie nr. 58.
- RMNO (Raad voor het Milieu- en Natuuronderzoek), 1992a. *Achtergronddocument Meerjarenvisie 1992*. Rijswijk, Rapport nr. 72.
- RMNO (Raad voor het Milieu- en Natuuronderzoek), 1992b. *Duurzame economie; Een inventarisatie van onderzoekbehoeften*. Samensteller G.H. de Boer. Rijswijk, Rapport nr. 75.
- Redclift, M., 1987. *Sustainable development: exploring the contradictions*. Methuen & Co Ltd, London.
- Renes, J., 1992. Nieuwe natuur bedreigt oude landschappen. In: *de Volkskrant* 24-11-1992.
- Rescher, N., 1983. *Risk*. University Press of America, Washington DC, 46-48.
- Romme, W.H., 1982. Fire and landscape diversity in subalpine forest of Yellowstone National Park. In: *Ecol. Monogr.* 52: 199-221.
- Schroevers, P., 1982. *Landschapstaal*. Landschapsstudies deel 1. PUDOC, Wageningen.
- Schultink, G., 1992. 'Evaluation of sustainable development alternatives: Relevant concepts, resource assessment approaches and comparative spatial indicators'. In: *International Journal of Environmental Studies*, 41: 203-224.
- SER (Sociaal Economische Raad), 1989. *Advies 'Our Common Future'*. Den Haag, Publikatie nr. 6.
- Smith, Adam, 1776. *An Inquiry into the Nature and Causes of the Wealth of Nations*. Random House edition, Fourth Book, hst 8, blz 625.

Soeteman, F.J., 1988. *Ecologische duurzaamheid en economische ontwikkeling; een onderzoekprogrammatische verkenning van de lange-termijn ontwikkeling van milieu, economie en landgebruik*. Rijswijk, Publicatie RMNO nr. 33.

Stortebeker, C.W., 1990. 'Op weg naar het Paaseiland? De mens en zijn natuurlijk milieu'. In: CLTM (1990), *Het milieu: denkbeelden voor de 21ste eeuw*. Zeist, Kerckebosch bv.

Terwan, P., 1992. *Boeren met natuur; een verkenning van kansen voor natuur op landbouwbedrijven*. Utrecht, Centrum Landbouw en Milieu.

Thomas, K., 1983. *Man and the natural world; changing attitudes in England 1500-1800*. Allen Lane, London.

Thijs, H.M.E., 1990. *Resultaten van het bedrijfsmodellen-onderzoek Krimpenerwaard*. Utrecht, Landinrichtingsdienst, Mededeling 195.

Twisk, W., M. Kruk & H.J. de Graaf, 1993. Natuurproductiebetaling voor slootkantvegetaties; ontwikkelen van een geschikte meet- en controlemethode. In: *Landinrichting* 33: 5-..

Udo de Haes, H.A., E. van den Voet, M.I. Nip, F. Klijn, V.L.G. Groen & J. Latour, 1990. 'De opzet van ecologische normstelling van terrestische gebieden'. In: A.A.A. van der Schraaf et al (1990), *Strategieën voor ecologische normstelling; het spel en de knikers*. Den Haag, SDU Uitgeverij.

Vries, H.J.M. de, 1989. *Sustainable Resource Use; An enquiry into modelling and planning*. Groningen, Dissertatie RU Groningen, Universiteitsdrukkerij.

Wams, T.J., W.A. Wiersinga, H.J. van der Windt, R.C. Looijen & E.B. Oosterveld, 1992. 'Duurzaamheid en het natuurbeleid; nut en onnut van een nieuwe term'. *Landschap* 9(3): 217-224

WCED (World Commission on Environment and Development), 1987. *Our Common Future*. Oxford University Press, Oxford

→ Westhoff, V., 1984. 'Man's attitude towards vegetation'. In: W. Holzner e.a. (red.) *Man's impact on vegetation* (The Hague, Boston, London): 7-24.

Weijden, W.J. van der, 1987. *Zes jaar Tinteler; tussenbalans van een melkveebedrijf met verbrede doelstelling*. Utrecht, Centrum Landbouw en Milieu.

Wingerden, W.S. van, P. Aukes, J. Reinders, W. Swart & P.F. Willemse, 1993. *Het beheer van graslanden in reservaten met zoogkoeien*. Ede/Wageningen, IKC-V, IKC-NBLF.

Wit, A.J.F. de, 1990. *Duurzame ontwikkeling; een verkenning van de consequenties voor wetenschapsbeoefening en onderzoek*. Rijswijk, Publicatie RMNO nr. 49.

Zweers, W., 1989. 'Intrinsieke waarde als begrenzing van het maken'. In: W. Achterberg. *Natuur: uitbuiting of respect? Natuurwaarden in discussie*. Kampen, Kok Agora.

NIET-GEPUBLICEERDE BRONNEN

IKC-NBLF (Informatie en KennisCentrum Natuur, Bos, Landschap en Fauna), in prep. *Afstemmingsnota Ecosysteemvisies*. Wageningen.

Schoonenboom, I.J. & R. Rabbinge, 1991. *Concepties voor duurzaamheid*. Voorbereidende notitie voor project over duurzaamheid. Wetenschappelijke Raad voor het Regeringsbeleid, aug. 1991.