



Planbureau-werk in uitvoering

Economische KoSTen en Ecologisch Resultaat (EKSTER)

Verslag van werkzaamheden juni 2002 – juni 2003

J. Vreke (red)

R.C. van Apeldoorn

T.C. Klok

C.D.M. Steuten

F.R. Veeneklaas

Werkdocument 2003/11

Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte
Wageningen, 2003

Economische KoSTen en Ecologisch Resultaat (EKSTER)

Verslag van werkzaamheden juni 2002 – juni 2003

J. Vreke (red)
R.C. van Apeldoorn
T.C. Klok
C.D.M. Steuten
F.R. Veeneklaas

Werkdocument 2003/11

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

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

Werkdocument 2003/11 is gekwalificeerd als status C. Dit document is geaccepteerd door Tanja de Koeijer, opdrachtgever namens het Milieu- en Natuurplanbureau

Betekenis Kwaliteitsstatus

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

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

Status C: inhoudelijke kwaliteitsbeoordeling heeft (nog) niet plaatsgevonden

©2003 ALTERRA Research Instituut voor de Groene Ruimte
Postbus 47, 6700 AA Wageningen.
Tel.: (0317) 47 47 00; fax: (0317) 41 90 00; e-mail: postkamer@alterra.wag-ur.nl

Project 376-11.980-01/23.0264-01

[NPB Werkdocument 2003/11 – oktober 2003]

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

Website: www.natuurplanbureau.nl

Inhoud

1	Achtergrond en projectdoelstelling	7
1.1	Achtergrond	7
1.2	Het project EKSTER	8
1.3	Leeswijzer	10
2	Conceptueel kader	11
2.1	Probleembeschrijving	11
2.2	Informatiebehoefte	12
2.3	Het raamwerk	13
2.4	Mogelijke toepassingen EKSTER	15
3	De ecologische pijler: het literatuuronderzoek	17
3.1	Algemeen	17
3.2	Vraagstelling	17
3.3	Biologische organisatieniveaus	18
3.4	Methoden en bruikbaarheid	20
	3.4.1 Van maatregel via condities naar ecologisch doel	21
	3.4.2 Van maatregel direct naar ecologisch doel	22
	3.4.3 Gebieden, ecosystemen, biodiversiteit en landschappen	23
3.5	Demografische modellen	24
	3.5.1 Deterministische modellen	26
	3.5.2 Modellen met demografische stochasticiteit	26
	3.5.3 Modellen met milieustochasticiteit	26
	3.5.4 Modellen met ruimtelijke structuur (Metapopulatie)	27
3.6	Aanzet voor de procedure om een methode te selecteren	27
3.7	Conclusie literatuuronderzoek	29
4	De ecologische pijler: verslag van twee workshops	30
4.1	Algemeen	30
4.2	Verslag Workshop 1: relatie tussen ecologie en economie	31
	4.2.1 Inleiding problematiek vanuit ecologische hoek (Rob van Apeldoorn)	31
	4.2.2 Inleiding problematiek vanuit de praktijk (Adriaan Guldemon, CLM)	32
	4.2.3 Interactieve sessie (Helena Berends)	33
	4.2.4 Voorgestelde methodiek: economie (Frank Veeneklaas)	35
	4.2.5 Voorgestelde methodiek: ecologie (Chris Klok)	35
	4.2.6 Plenaire discussie	38
4.3	Workshop 2: ecologische modellen	40
	4.3.1 Inleiding (Rob van Apeldoorn)	40
	4.3.2 Stromingsmodellen (Wieger Wamelink)	41
	4.3.3 Demografische modellen (Hans Heesterbeek, RUU)	42
	4.3.4 Discussie nut en noodzaak demografische modellen in EKSTER	43
	4.3.5 Overzicht demografische modellen toepasbaar in EKSTER (Chris Klok)	43
	4.3.6 Toelichting op enkele demografische modellen (Thomas Hagens, PRI)	45
	4.3.7 Discussie ecologische toolbox EKSTER	45

Referenties	47
Bijlage 1 Workshops EKSTER: deelnemers en programma	49

1 Achtergrond en projectdoelstelling

1.1 Achtergrond

Evenals bij andere beleidsvelden worden bij natuurbeleid de effectiviteit en efficiëntie van de ingezette beleidsinstrumenten steeds belangrijker. Oorzaken daarvan zijn:

- bezuinigingen waardoor met een lager budget dezelfde (natuur)doelen moeten worden gerealiseerd;
- vragen van controlerende instanties als Tweede Kamer en Rekenkamer;
- de behoefte bij de EU aan objectieve vergelijkingsgrondslagen voor de toekenning van EU-fondsen.

Op Rijksniveau geldt dit onder meer voor de effectiviteit en efficiëntie van het (gevoerde) natuurbeleid. Om in de daarbij optredende behoefte aan informatie te kunnen voorzien, heeft het Natuurplanbureau een meerjarig onderzoek gestart naar de kosteneffectiviteit van het natuurbeleid. De centrale vraagstelling van dit onderzoek is door de opdrachtgever als volgt geformuleerd (citaat uit beslismemo: 'Definitiestudie toetsing en monitoring voor de kosteneffectiviteit van het natuurbeleid', januari 2003):

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

Een dergelijk toetsingssysteem moet antwoord kunnen geven op de vraag of het mogelijk is de doelen van het huidige natuurbeleid te realiseren met minder inzet van financiële middelen of om met dezelfde inzet van financiële middelen een hoger doelbereik te halen. Een belangrijk criterium hierbij is de kosteneffectiviteit (zie kader **Kernbegrippen natuurbeleid**).

De kosteneffectiviteit is gedefinieerd als het quotiënt van de bijdrage aan het bereikte resultaat en de kosten die daarvoor zijn gemaakt, waarbij expliciet is gekozen voor financiële kosten en niet voor maatschappelijke kosten. De financiële kosten betreffen niet alleen de directe uitgaven door het Rijk (zoals betaalde vergoedingen) maar ook de uitgaven voor het uitvoerend apparaat (inclusief voorlichting) en de kosten die uitvoerende actoren als decentrale overheden, beheerders en agrariërs, zelf maken.

Bij de beoordeling van het beleid op Rijksniveau zijn drie vragen van belang, te weten: zijn de goede doelen gesteld (keuzes gemaakt), zijn de optimale maatregelen gekozen om deze doelen te bereiken en zijn deze maatregelen op de optimale wijze uitgevoerd. Optimaal moet hierbij worden geïnterpreteerd als: zo effectief en efficiënt mogelijk. Het Rijksbeleid bepaalt het kader waarbinnen op 'lagere' beleidsniveaus keuzes worden gemaakt en maatregelen worden uitgevoerd. Dit geldt ook voor de problematiek waarop EKSTER (**E**conomische **Ko**STen en **E**cologisch **R**esultaat) is gericht, de bescherming van met uitsterven bedreigde populaties cultuurvolgers (flora en fauna).

Kader **Kernbegrippen natuurbeleid**

Natuurbeleid: Natuur en landschapsbeleid in brede zin, dus niet alleen het beleid dat wordt gevoerd door de directie Natuurbeheer van LNV maar ook beleid met implicaties voor natuur en landschap van andere directies binnen LNV, van overige departementen (met name VROM en V&W) en van overige overheden, zoals provincies, gemeentes en waterschappen.

Doelbereiking: De mate waarin doelstellingen van natuur- en landschapsbeleid worden verwezenlijkt.

Doeltreffendheid = effectiviteit: De mate waarin de verwezenlijking van die doelstelling kan worden toegeschreven aan natuurbeleid. Met andere woorden: Wat levert het natuurbeleid op ten opzichte van de autonome ontwikkeling?

Doelmatigheid = kosteneffectiviteit = efficiëntie: verhouding tussen effectiviteit en ingezette middelen.

Doelbereiking mag niet worden gelijk gesteld aan de effectiviteit van natuurbeleid: doelbereiking wordt mede bepaald door beleidsterreinen buiten het natuurbeleid en door externe, niet door (Nederlands) beleid beïnvloedbare factoren, zoals internationale ontwikkelingen en marktkrachten. Dit is niet exclusief voor natuurbeleid, maar het is nuttig dit in het achterhoofd te houden bij de beoordeling van beleidsprestaties. Er moet dus duidelijk onderscheid gemaakt worden tussen "effectiviteit van natuurbeleid" en "afrekenen op resultaat".

Doeltreffendheid is niet hetzelfde als doelmatigheid. Bij het eerste telt alleen het resultaat, bij het tweede worden ook de ingezette middelen ('kosten') in beschouwing genomen. Met een kanon op een mug schieten is doeltreffend (effectief) maar niet doelmatig (efficiënt).

1.2 Het project EKSTER

De door met name het landbouwbelang gestuurde ontwikkeling in het landelijk gebied heeft geresulteerd in een inrichting en (agrarisch) gebruik waarbij de condities in het gebied (zowel tijd- als ruimtedimensie) zodanig zijn veranderd dat de levensvatbaarheid van bestaande populaties van cultuurvolgers wordt bedreigd. Maatregelen om de levensvatbaarheid van bedreigde populaties te beschermen, hebben doorgaans een negatief effect op de productie op agrarische bedrijven, waardoor er sprake is van een afruil tussen ecologisch resultaat en economisch rendement. De vraag om tegen zo laag mogelijke financiële kosten een zo hoog mogelijk ecologisch resultaat (levensvatbare populatie) te realiseren is hier zeker opportuun.

Het project EKSTER is gericht op de analyse van kosten en effecten van beleidsmaatregelen die zijn gericht op het scheppen en/of in stand houden van een levensvatbare populatie van cultuurvolgers (dier- of plantensoort) in dit soort gebieden. De analyse betreft zowel de keuze van de te nemen maatregelen uit een verzameling van potentiële maatregelen als de wijze (zoals de spreiding in tijd en ruimte) waarop de maatregelen worden ingezet. Beoogd wordt een analysekader te formuleren en de bruikbaarheid hiervan te toetsen door het kader voor één of meer soorten te operationaliseren.

Het onderzoek is in eerste aanleg geconcentreerd op het verbinden van de kennisvelden ecologie en economie, om gefundeerde uitspraken te kunnen doen over de optimale inzet van (overheids)middelen en de economische efficiëntie van ingezette instrumenten. Dit betreft de afruil tussen ecologisch resultaat (bescherming van soorten) en economische effecten, bij de bescherming van zogenaamde cultuurvolgers. Op basis van ecologische modellen valt iets te zeggen over de voor levensvatbare populaties van soorten vereiste habitatcondities van leefgebieden, ook wel habitatkwaliteit genoemd. Op basis van economische modellen valt iets te zeggen over de kosten om de habitatkwaliteit te realiseren. De kosten betreffen naast aanpassingen op agrarische bedrijven ook effecten op regionaal en macro-economisch niveau.

In het onderzoek zijn drie fases voorzien.

- *De eerste fase* is de probleemverkenning waarin wordt nagegaan hoe de koppeling tussen economie en ecologie kan worden gelegd, welke informatie (kennis, data, modellen, etc.) hierbij nodig is en wat daarvan nog moet worden ontwikkeld of verzameld. De verkenning moet resulteren in een formulering van de analysemethode, inzicht in de leemtes in kennis die nog moeten worden gevuld, in een lijst met definities van de voor het onderzoek relevante begrippen (belangrijk bij samenwerking tussen disciplines) en in een werkplan voor de volgende fases.
- *In de tweede fase* wordt de globale formulering van de analysemethode nader ingevuld, worden kennisleemtes opgevuld en wordt de methode voor een of twee diersoorten geoperationaliseerd.
- *In de derde fase* wordt de analyse uitgevoerd voor andere planten- en diersoorten, om de algemene toepasbaarheid van de methode te toetsen en, indien nodig, te verbeteren. Daarnaast zal, afhankelijk van de resultaten en de nog resterende middelen, een verbreding worden gezocht in instrumenten (zoals keuze tussen verwerving en aangepast beheer), in ecologisch opzicht (zoals uitbreiding van bescherming van soorten naar habitattypen of toepassing voor niet-cultuurvolgers) of door aandacht te schenken aan de acceptatie door actoren (beleid, grondgebruikers en bevolking).

De analyse kan ex post of ex ante plaatsvinden. Bij een ex post analyse wordt het gevoerde beleid geëvalueerd. Nagegaan wordt in welke mate de gestelde doelen zijn bereikt, in hoeverre dit is toe te schrijven aan de betreffende maatregelen, welke kosten hierbij zijn gemaakt en of bereikte resultaat ook goedkoper had kunnen worden gerealiseerd. Een ex ante analyse daarentegen is gebaseerd op verwachtingen en wordt uitgevoerd om een bijdrage aan de specificatie van het beleid te kunnen leveren, zoals bij selectie van de maatregel of combinatie van maatregelen die het best (grootste verwachte effect tegen de laagste kosten) kan worden ingezet om de levensvatbaarheid van een specifieke soort te realiseren. Een dergelijke ex ante analyse is alleen zinvol als er iets te kiezen valt, ofwel als er alternatieven zijn die verschillen in:

- het (verwachte) effect op de ecologie, in casu op de levensvatbaarheid van de populatie;
- het (te verwachten) effect op de exploitatie van het grondgebruik, in casu de productie in de landbouw;
- de (financiële) kosten van de maatregelen en eventueel het draagvlak bij grondgebruikers en bevolking.

Voor gefundeerde uitspraken over de efficiëntie en de ecologische effectiviteit van de inzet van (overheids)middelen is het noodzakelijk om de kennisvelden ecologie en economie te combineren. In EKSTER zijn daartoe drie zogenaamde pijlers onderscheiden: de ecologische pijler, de economische pijler en de evaluatiepijler.

1.3 Leeswijzer

Hoofdstuk 2 gaat in op de pijlers en het eraan ten grondslag liggende conceptuele raamwerk.

Bij de start van het project was het de bedoeling de drie pijlers 'gelijk op te laten lopen'. Echter, door vertragingen bij de financiering is hiervan noodgedwongen afgeweken en is gestart met alleen de ecologische pijler. Voor deze pijler is, mede op basis van een literatuurstudie, het analytisch kader voor de ecologische modellering geschetst. Dit is besproken in Hoofdstuk 3. Voorts zijn er twee workshops georganiseerd om:

- duidelijk te maken welke problemen op kunnen treden bij het koppelen van ecologische en economische kennis en hoe deze problemen kunnen worden opgelost;
- inzicht te krijgen in de soorten en maatregelen waarvoor EKSTER kan worden gebruikt en in de condities waarop kan worden gestuurd;
- te presenteren hoe de ecologische pijler zal worden ingevuld.

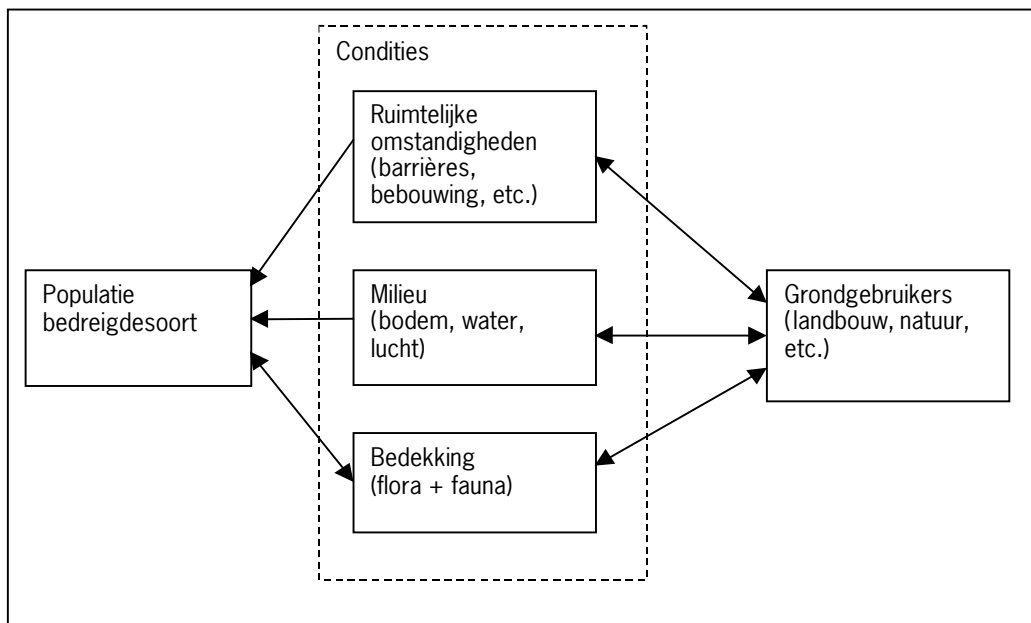
Hoofdstuk 4 bevat het verslag van beide workshops.

2 Conceptueel kader

2.1 Probleembeschrijving

Bij de ontwikkeling in het landelijk gebied in de tweede helft van de vorige eeuw stond de efficiëntie van de productie in de landbouw centraal. Dit heeft geleid tot min of meer homogene en voor de landbouwproductie optimale omstandigheden en een efficiënter (agrarisch) gebruik van het landelijk gebied. Zo is onder meer de verkaveling afgestemd op machinale bewerking, zijn houtwallen en bosschages grotendeels verdwenen, worden bestrijdingsmiddelen gebruikt en kan door de inzet van machines een groter areaal in een korte tijd wordt bewerkt. Een effect van de veranderde inrichting van het landelijk gebied is dat veel van de elementen, die bescherming en voedsel bieden, zijn verdwenen. Een effect van het efficiëntere gebruik is dat de variatie in gemaaid en niet gemaaid grasland (het mozaïeklandschap) verdwijnt doordat grote arealen grasland in een keer worden gemaaid.

De consequentie van de veranderingen is dat op veel locaties specifieke populaties cultuurvolgers met uitsterven worden bedreigd. De relaties tussen de populatie en de grondgebruikers, met name de landbouw, is schematisch weergegeven in Figuur 1. Daarbij vormen de (levens)condities, gesplitst in ruimtelijke omstandigheden, milieu en bedekking, de schakel tussen de populatie en de grondgebruikers. Enerzijds zijn de condities bepalend voor de levensvatbaarheid van de populatie en anderzijds worden ze (mede) bepaald door het grondgebruik. Veel condities hebben een ruimte- en een tijddimensie; om de kans op een levensvatbare populatie te vergroten moet in een bepaalde ruimte gedurende een bepaalde tijd van het jaar aan de conditie zijn voldaan.



Figuur 1 Relatie tussen populatie en grondgebruik

Als de overheid uitsterven wil voorkomen en de levensvatbaarheid van de bedreigde populatie wil vergroten, kan dit door te 'sturen op condities'. Dit kan op verschillende manieren gebeuren, via direct ingrijpen in de condities en via beïnvloeding van het gedrag van met name

agrarische bedrijven. Een derde mogelijkheid, direct ingrijpen in de omvang van de populatie door het uitzetten van dieren of door jagen, is beschouwd als een speciale vorm van ingrijpen in de condities. Een levensvatbare populatie is gedefinieerd als een populatie op een locatie die zich op eigen kracht in de tijd kan handhaven. Dat wil zeggen dat er evenveel of meer individuen bijkomen als er verdwijnen.

2.2 Informatiebehoefte

Om zinvol te kunnen ingrijpen moet ten minste bekend zijn welke condities de levensvatbaarheid van een populatie beïnvloeden, welke situatie ten aanzien van deze condities voor een levensvatbare populatie is vereist, wat de huidige situatie is ten aanzien van deze condities en in hoeverre deze condities kunnen worden beïnvloed. Voor een onderbouwde keuze van de wijze waarop wordt ingegrepen, is tevens kennis vereist over de volgende aspecten.

De relatie tussen de levensvatbaarheid van de populatie en de condities in het gebied.

Vaak zijn er verschillende combinaties van condities waarbij een populatie levensvatbaar kan zijn. Er is hierbij altijd sprake van een waarschijnlijkheid (kansuitspraak), omdat er naast de condities andere, door het toeval bepaalde, factoren zijn die een rol spelen, zoals uitbreken van ziektes.

De relatie tussen agrarische activiteiten en de condities in het gebied.

Dit betreft de technische en economische mogelijkheden om door veranderingen in de agrarische productie de gewenste condities te realiseren. Vaak kunnen dezelfde condities worden gerealiseerd bij verschillende (fysieke) aanpassingen in de productie. Voorbeelden zijn aanpassingen van het bouwplan, op andere tijdstippen bewerken en het gebruik van andere (of geen) nutriënten en bestrijdingsmiddelen. Dit zijn de technische mogelijkheden. De technische mogelijkheden worden beperkt door de economische mogelijkheden. Iedere aanpassing van de productie heeft namelijk gevolgen voor de inzet van productiemiddelen en de fysieke opbrengst van de productie en (daarmee) voor de netto inkomsten uit het bedrijf. De economische mogelijkheden geven aan wat er mogelijk is voordat de levensvatbaarheid van het bedrijf in gevaar komt. De economische mogelijkheden kunnen worden verruimd via bijvoorbeeld subsidies en beheersvergoedingen.

De middelen om de vereiste condities te realiseren, zoals de beleidsmaatregelen die kunnen worden uitgevoerd en het budget dat daarvoor beschikbaar is.

Hierbij is er vaak een keuze mogelijk tussen verschillende (combinaties van) maatregelen en/of de invulling hiervan qua ruimtelijke spreiding, tijdstip en intensiteit. De alternatieven verschillen doorgaans in zaken als acceptatie, kosten en effect op de condities en daarmee op de levensvatbaarheid van de populatie. De kosten betreffen zowel de kosten voor agrarische bedrijven als voor de overheid, in EKSTER blijft dit beperkt tot de financiële kosten.

De criteria waarop de wijze van ingrijpen wordt beoordeeld.

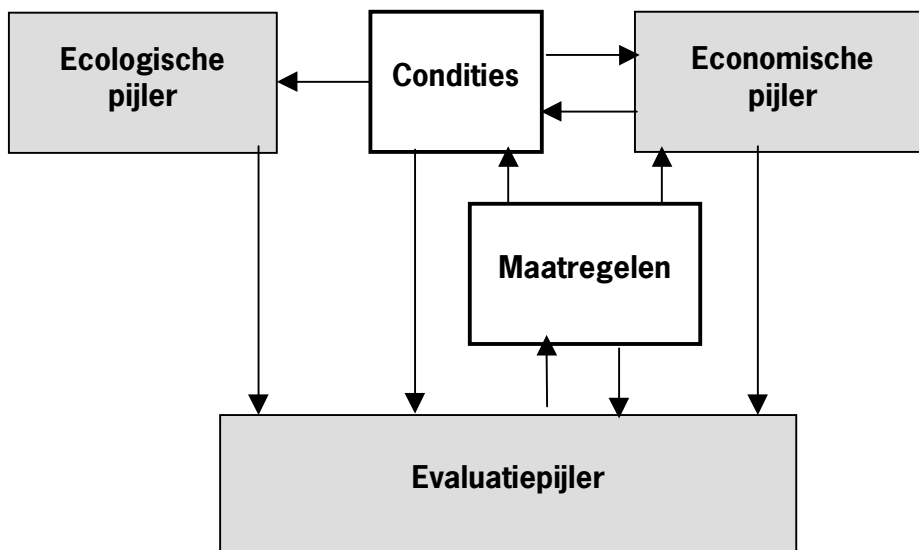
Naast bescherming van soorten en de effectiviteit en efficiëntie van maatregelen kunnen andere criteria belangrijk zijn, zoals doorwerking op de regionale economie, draagvlak bij de bevolking e.d.

De informatiebehoefte kan worden samengevat als: aan welke condities moet minimaal zijn voldaan (populatie), kan dit technisch worden gerealiseerd (landbouw), wat moet daarvoor gebeuren (landbouw), welke middelen zijn beschikbaar om dit te bereiken (maatregelen), wat kost dit (landbouw, maatregelen) en zijn deze kosten acceptabel (landbouw, maatregelen).

2.3 Het raamwerk

Het doel van EKSTER is het scheppen van een analysekader dat zowel kan worden gebruikt om te voorzien in de informatiebehoefte als bij het maken van een gefundeerde keuze voor de in te zetten maatregelen (ex ante analyse) of bij de evaluatie van genomen maatregelen (ex post analyse).

Om dit te kunnen realiseren is een conceptueel raamwerk geformuleerd (Figuur 2) dat bestaat uit onafhankelijke componenten (drie pijlers), die worden gekoppeld door condities en maatregelen. De pijlen geven de informatiestromen binnen het raamwerk aan. Zo bepaalt bijvoorbeeld de ecologische pijler welke condities voor een levensvatbare populatie zijn vereist (pijl van ecologische pijler naar evaluatiepijler). In de evaluatiepijler worden deze voorwaarden vergeleken met de actuele situatie (pijl condities naar evaluatiepijler), wordt bekeken welke maatregelen beschikbaar zijn om de vereiste voorwaarden te realiseren (pijl van maatregelen naar evaluatiepijler) en wat de actuele situatie in de landbouw is (pijl economische pijler naar evaluatiepijler), waarna wordt besloten welke maatregelen worden geanalyseerd (pijl van evaluatiepijler naar maatregelen). In de economische pijler wordt de reactie op de maatregelen bepaald (pijl van maatregelen naar economische pijler), rekening houdend met de condities (pijl van condities naar economische pijler). De consequenties hiervan worden doorgegeven (via pijlen) aan de condities en de evaluatiepijler et cetera.



Figuur 2 Conceptueel raamwerk EKSTER

De **ecologische pijler** is gericht op het (ecologisch) resultaat van de maatregelen ofwel op de effecten op de levensvatbaarheid van de betreffende populatie. De modellering bestaat uit een beschrijving van de relevante relaties tussen de veranderingen in de condities (zowel ruimte- als tijddimensie) en de waarde van parameters die aangeven in welke mate populaties levensvatbaar zijn. Hierbij moet ook aandacht worden besteed aan de mogelijkheid dat er overlast ontstaat (plaagsoort).

De **economische pijler** is gericht op de 'kosten' van de inzet van maatregelen ofwel op de effecten voor de bedrijfsvoering van de agrarische bedrijven. De modellering betreft de financiële gevolgen voor landbouwbedrijven van het zorgdragen voor / realiseren van de condities die vereist zijn voor het in stand houden van levensvatbare populaties. Hiervoor wordt ondermeer gebruik gemaakt van agrarische bedrijfsmodellen, die op perceels- en bedrijfsniveau beschrijven welke aanpassingen nodig zijn om de vereiste condities te realiseren en welke kosten (inclusief daling inkomsten) daaraan zijn verbonden. De pijler kan, als dat nodig is, worden uitgebreid met de gevolgen voor de regionale economie.

De **evaluatiepijler** (interface) is gericht op de koppeling van de ecologische en economische pijler voor de evaluatie of selectie van een maatregel. Ter ondersteuning kunnen daarbij technieken worden gebruikt uit de systeemanalyse, optimalisering en multicriteria-analyse. Het koppelen van ecologische en economische modellen biedt de mogelijkheid de optimale keuze uit een aantal maatregelen of de optimale inzet (over tijd en ruimte) van een maatregel te bepalen. Ook kan de inzet van maatregelen worden geëvalueerd op basis van criteria als efficiëntie, effectiviteit, en doorwerking naar de regionale economie.

Voor de pijlers geldt dat de beschrijvingen onderling consistent moeten zijn, waarmee wordt bedoeld dat de in een pijler gemaakte veronderstellingen niet strijdig mogen zijn met die van een andere pijler en dat de tijd- en ruimtedimensies vergelijkbaar moeten zijn of zijn te maken. Cruciaal is voorts dat de begrippen die in de communicatie tussen pijlers worden gehanteerd eenduidig zijn gedefinieerd en dat duidelijk moet zijn welke resultaten een pijler kan leveren en welke informatie daarbij is vereist.

Voordelen van deze constructie zijn dat de structuur van het geheel overzichtelijk is en dat de pijlers onafhankelijk van elkaar en door aparte deskundigen of groepen van deskundigen, kunnen worden ingevuld (gemodelleerd). Dit maakt het eenvoudiger om de bestaande kennis op de diverse terreinen beter te benutten. Ook kan de detaillering van de beschrijvingen per pijler verschillen, eventueel kan, afhankelijk van de toepassing en/of beschikbare kennis, worden volstaan met eenvoudige beschrijvingen, veronderstellingen of vuistregels.

De ecologische pijler bestaat uit modellen (kwantitatief, kwalitatief, ervaringskennis of vuistregels) die veranderingen in condities relateren aan veranderingen in de levensvatbaarheid van de populatie. De uitvoer uit de pijler bestaat uit:

- de beschrijving van de levensvatbaarheid van de betreffende populatie in de huidige situatie;
- de voor een levensvatbare populatie vereiste condities, vaak zijn daarbij verschillende combinaties van condities mogelijk;
- het effect van veranderingen in condities (invoer in de pijler) op de levensvatbaarheid van de populatie. De beschrijving vindt plaats via criteria die in het keuzeprocess of bij de evaluatie een rol spelen. Al eerder is gesteld dat hierbij sprake is van kansuitspraken.

De economische pijler bestaat uit modellen (kwantitatief, kwalitatief, ervaringskennis of vuistregels) die de maatregelen en condities relateren aan de productie op agrarische bedrijven en de veranderingen in de condities. De uitvoer uit de pijler bestaat uit:

- de huidige productie in de landbouw (rekening houdend met de locatie van specifieke activiteiten);
- het effect van de maatregelen, en eventueel van veranderde condities, op de omvang, samenstelling en het resultaat van de productie op de bedrijven. De beschrijving vindt plaats via criteria die in het keuzeprocess of bij de evaluatie een rol spelen;
- de veranderingen in de condities die door de veranderingen op de bedrijven worden gerealiseerd;

- de mate waarin de maatregelen zijn gebruikt. De beschrijving vindt plaats via criteria die in het keuzeproces of bij de evaluatie een rol spelen, zoals totaal uitgekeerde vergoedingen en het aantal hectare waarvoor een overeenkomst is afgesloten.

De evaluatiepijler is anders opgebouwd dan de beide andere pijlers. De functie binnen het raamwerk is het verzorgen van de communicatie tussen de pijlers (via de blokken 'condities' en 'maatregelen'), het bewaken van de betekenis en dimensie (tijd, ruimte) van uitgewisselde informatie, het ordenen van informatie zodanig dat (ex ante en ex post) evaluaties mogelijk zijn, het bieden van faciliteiten (technieken uit multicriteria-analyse of optimalisering) voor en het uitvoeren van de evaluatie (ex post) of het maken van de optimale keuze (ex ante) van beleidsmaatregelen. De uitvoer uit de pijler bestaat uit:

- de (optimale) maatregel of combinatie van maatregelen (via blok maatregelen naar economische pijler en, bij directe ingrepen, naar condities);
- de resultaten van de analyse naar de gebruiker van EKSTER.

De blokken **condities** en **maatregelen** hebben in het raamwerk een opslag- en doorvoerfunctie, ze behoren tot de evaluatiepijler maar zijn afzonderlijk vermeld om de informatiestromen overzichtelijker in beeld te kunnen brengen.

2.4 Mogelijke toepassingen EKSTER

EKSTER kan voor verschillende doeleinden worden gebruikt.

De meest elementaire mogelijkheid is het in kaart brengen van het probleem in situaties waar er sprake is van met uitsterven bedreigde populaties. In deze situaties kan de ecologische pijler worden gebruikt om aan te geven in hoeverre de populatie wordt bedreigd en welke veranderingen in condities er voor een levensvatbare populatie zijn vereist. De economische pijler kan daarbij worden gebruikt om aan te geven in hoeverre de huidige (slechte) condities door agrarische bedrijven worden veroorzaakt en in hoeverre er mogelijkheden zijn om de productie aan te passen.

De tweede mogelijkheid is de ex post analyse van beleidsmaatregelen om het uitsterven van bedreigde populaties te voorkomen. Door toepassing van EKSTER kan worden nagegaan in hoeverre de gerealiseerde effecten zijn toe te schrijven aan de uitgevoerde maatregelen en welke kosten daaraan zijn verbonden. Bij de evaluatie van een maatregel moet namelijk worden nagegaan in hoeverre de maatregel heeft bijgedragen aan het bereikte doel, dit is het verschil tussen de effecten in de situatie met en de situatie zonder uitvoering van de betreffende maatregel. EKSTER biedt hierbij niet alleen de mogelijkheid om de vereiste informatie te genereren (ecologische en economische pijler) maar ook om de evaluatie uit te voeren (evaluatiepijler).

De derde mogelijkheid is de ex ante analyse van beleidsmaatregelen om het uitsterven van bedreigde populaties te voorkomen. Door toepassing van EKSTER kunnen voor verschillende combinaties van beleidsmaatregelen de verwachte effecten en de daaraan verbonden kosten worden voorspeld. Door de uitkomsten bij de verschillende alternatieven te vergelijken kan het optimale alternatief worden gekozen.

De vierde mogelijkheid in de context van de keuze uit verschillende mogelijke maatregelen in het kader van soortenbescherming is het genereren van de optimale keuze door

beschrijvingen uit de ecologische en economische pijler in één optimaliseringsmodel te koppelen. Hierbij zijn twee clusters van optimaliseringen te onderscheiden:

- het bepalen van de optimale inzet, qua intensiteit, locatie en tijdstip, van één maatregel (zie bijvoorbeeld Polaski et al 2001; Johst et al. 2002). Een voorbeeld hiervan is een maairegiem waarbij kan worden gekozen uit een streng regiem op een relatief klein areaal of een minder streng regiem over een groter areaal;
- het bepalen van de optimale maatregel uit een verzameling maatregelen, waarbij rekening kan worden gehouden met intensiteit, locatie en tijdstip.

Voor beide clusters geldt dat er bij de optimalisering drie opties zijn:

- het maximaliseren van het ecologische effect bij een gegeven budget;
- het minimaliseren van de kosten om een gegeven effect te bereiken;
- het vinden van een zadelpunt, ofwel het maximaliseren van het effect en het minimaliseren van de kosten.

In de meeste gevallen zal worden gekozen voor de eerste of de tweede optie omdat de derde optie, ook uit het technische oogpunt van optimalisering, vaak erg gecompliceerd is.

3 De ecologische pijler: het literatuuronderzoek

3.1 Algemeen

De werkzaamheden voor de ecologische pijler waren gericht op:

- het krijgen van inzicht in de, op Alterra en elders, beschikbare methodes voor de beschrijving van de ontwikkeling van een populatie onder invloed van veranderingen in omgevingsfactoren;
- het krijgen van inzicht in de overeenkomsten en verschillen tussen de beschikbare methodes en hun bruikbaarheid voor EKSTER;
- het specificeren van de voor de ecologische pijler van EKSTER voorgestelde procedure, zoals een stappenplan of beslisboom, die voor een specifieke toepassing kan aangeven welke methode wordt gebruikt.

De rol van de ecologische pijler binnen het geschetste raamwerk (Figuur 2) is het bepalen van het effect van veranderingen in de condities op de omvang en levensvatbaarheid van de betreffende populatie. Daarbij moet zijn voldaan aan eisen ten aanzien van de tijd- en ruimtedimensies en van de veronderstellingen die aan de in de pijler gebruikte methode ten grondslag liggen. Een complicerende factor bij de invulling van de pijler is dat er geen universele methode bestaat die voor alle soorten of biologisch organisatieniveaus en voor alle mogelijke veranderingen, de effecten kan beschrijven van de veranderingen in de condities. De consequentie hiervan is dat de ecologische pijler een aantal verschillende methodes moet kunnen bevatten plus een procedure om voor iedere toepassing (soort plus relevante condities) de geschikte methode te kiezen. Om inzicht te krijgen in mogelijkheden hiervoor is een literatuuronderzoek uitgevoerd en zijn twee workshops georganiseerd. De centrale vragen hierbij waren:

- voor welke soorten en vegetaties in het cultuurlandschap zijn maatregelen relevant?
- welke meetbare doelen zijn voor deze soorten te formuleren?
- welke maatregelen zijn belangrijk?
- met welke methodes worden de relaties tussen maatregelen en effecten op de ecologische doelen beschreven?

Het literatuuronderzoek was primair gericht op de inventarisatie van beschikbare methodes en het bepalen van hun bruikbaarheid voor EKSTER. De workshops waren bedoeld om inzicht te krijgen in de soorten en maatregelen waarvoor EKSTER kan worden gebruikt en in de condities waarop kan worden gestuurd. Een tweede doelstelling van met name de eerste workshop was het verhelderen van de problemen die bij het koppelen van ecologische en economische kennis optreden en de mogelijkheden om deze problemen op te lossen.

3.2 Vraagstelling

Veel kennis over effecten van (beheer)maatregelen op de omvang en levensvatbaarheid van populaties is aanwezig in de vorm van niet geëxpliciteerde relaties en kwalitatieve verbanden, met andere woorden in de vorm van expertkennis en vuistregels. Dit zijn de zogenaamde kwalitatieve modellen. Kennis in de vorm van kwantitatieve modellen is geringer. Kwantitatieve modellen zijn gesplitst in modellen die zijn gebaseerd op een causale relatie, zoals demografische modellen, en statistische modellen die geen causale relatie veronderstellen.

Een methode voor de beschrijving van de ontwikkeling van een populatie onder invloed van veranderingen in omgevingsfactoren kan bestaan uit één model of een combinatie van kwantitatieve en/of kwalitatieve modellen. Voor EKSTER gaat de voorkeur uit naar op causale relaties gebaseerde kwantitatieve modellen. Kennis van de relatie tussen oorzaak en gevolg vereenvoudigt namelijk de optimale keuze van de maatregelen om de bedreigde soort te beschermen. In situaties waarin geen kwantitatieve modellen beschikbaar zijn of zijn te maken, moeten voor de ecologische pijler ook statistische en/of kwalitatieve modellen kunnen worden gebruikt.

Het literatuuronderzoek moet inventariseren welke methodes er beschikbaar zijn voor de beschrijving van de effecten van veranderingen in omgevingscondities op de omvang en levensvatbaarheid van populaties en moet bijdragen aan het formuleren van een procedure, zoals een stappenplan of beslisboom, die voor een specifieke toepassing aangeeft welke methode moet worden gebruikt.

Voor de inventarisatie van bruikbare methodes op de verschillende biologische organisatieniveaus is op basis van een zoekprofiel een literatuuronderzoek uitgevoerd waarbij o.a. Web of Science is geraadpleegd. Hierbij zijn 386 titels opgevraagd en geanalyseerd. Op basis van de analyse van de literatuur zijn criteria geformuleerd waarmee demografische modellen op een aantal eigenschappen onderling vergeleken kunnen worden, om hun zwakke en sterke eigenschappen inzichtelijk te maken.

3.3 Biologische organisatieniveaus

Maatregelen kunnen effecten hebben op vijf verschillende biologische/ ecologische organisatieniveaus:

- soort (populatie) en hun leefgebied (habitat);
- gemeenschap (vegetatie);
- biodiversiteit (van een regio of landschap);
- ecosysteem;
- gebieden (bijv. stroomgebieden, meren).

In EKSTER staat de vraag naar de effectiviteit en efficiëntie van beleidsinstrumenten voor organismen in cultuurlandschappen centraal. Hierbij gaat het vaak om instrumenten die sturen op maatregelen die op bedrijfsniveau worden toegepast en die zich richten op soorten en vegetaties en hun condities (habitat). Voor de keuze voor de organisatieniveaus soort en vegetatie gelden drie argumenten:

- 1 het huidige agrarische natuurbeheer stuurt op soorten en vegetaties;
- 2 voor soorten en vegetaties zijn te berekenen of te schatten doelen te formuleren;
- 3 de dynamiek in ruimte en tijd is voor hogere organisatieniveaus niet of veel moeilijker te beschrijven en derhalve ook de effecten van maatregelen.

ad 1

In het huidige instrument SAN wordt met de beheerpakketten gestuurd op soorten (en vegetaties) en slechts in een beperkt aantal pakketten op landschapselementen (bijvoorbeeld poel, heg, rietzoom, hoogstamboomgaard). Het beheerdoel in de laatste gevallen is eenvoudig gesteld in termen van het instandhouden van de elementen.

ad 2

Soorten en vegetaties in cultuurlandschappen kunnen in principe in drie situaties voorkomen:

- ze zijn bedreigd of kwetsbaar en behoeven een beschermingsbeheer (conservation management); een specifiek geval van kwetsbaarheid betreft soorten waarvan het oppervlak leefgebied beneden een bepaalde grens voorkomt, waardoor de hoeveelheid habitat en de ruimtelijke rangschikking beperkende factoren kunnen worden. In alle andere gevallen wordt de kwetsbaarheid bepaald door andere niet-ruimtelijke factoren, deze worden vaak kwaliteitsfactoren genoemd;
- ze zijn niet bedreigd en worden soms geëxploiteerd (production management)
- ze vormen een bedreiging, brengen schade aan of vormen een pest en behoeven een bestrijdings- of risicobeheer (pest or risk management).

Voor al deze vormen van beheer zijn drie, te berekenen of te schatten, ecologische doelen te formuleren: a) kans op aan- of afwezigheid; b) abundantie (zeldzaam, algemeen) of dichtheid; c) overlevingskans populatie (kans dat een lokale populatie over een lange tijd >>100 jaar selfsustainable is).

ad 3

Alle maatregelen hebben twee belangrijke kenmerken:

- de frequentie waarmee ze worden toegepast (per jaar of over meer jaren) en
- de ruimtelijke schaal waarop ze worden toegepast

De aspecten tijd en ruimte zijn relevant vanuit ondermeer het oogpunt van efficiëntie: hoeveel actoren moeten hoelang de maatregel uitvoeren en moeten die actoren burens zijn? Het antwoord op deze vraag, of een variant daarvan, is relevant voor de intensiteit (in ruimte en tijd) van de in te zetten middelen. De vraag is ook relevant vanuit de effectiviteit van een maatregel: op welk oppervlak en hoe lang heeft een maatregel effect voor het gestelde ecologische doel.

Of de economische tijd- en ruimtedimensie van een maatregel overeenkomen met de ecologische tijd- en ruimtedimensie van haar effect, is een vraag die niet altijd wordt gesteld maar wel heel relevant is. Dit geldt ook voor AN, getuige de discussie over de looptijd van de beheerovereenkomsten. In deze discussie worden nauwelijks ecologische argumenten gehoord over de gewenste tijdhorizon. Dit heeft met name te maken met de gebruikte ecologische methoden in SAN, die het niet toelaten met zekerheid uitspraken te doen over de termijn waarover het effect zich voordoet.

Hier ligt een argument om maatregelen, effecten en ecologische doelen eerder op het niveau van soorten te formuleren dan op een hoger organisatieniveau: gaande van soortniveau naar hele gebieden zijn de dynamiek in ruimte en tijd en (derhalve ook) de effecten van maatregelen steeds moeilijker te beschrijven (zie Tabel 1).

Tabel 1 Mogelijkheid om de dynamiek in tijd en ruimte te beschrijven (per organisatieniveau)

	Dynamiek ruimte	Dynamiek tijd
Soort(populatie)	goed	goed
Gemeenschap/ vegetatie	goed	matig
Biodiversiteit (regio/ landschap)	niet	matig
Ecosysteem	matig	goed
Gebied (stroomgebied, meer)	niet /matig	matig

Uit tabel 1 blijkt dat voor een soort veranderingen in tijd (soort groeit, neemt af of is constant) en ruimte (soort breidt zich uit) zijn te beschrijven. Van een vegetatie kan worden aangegeven of hij uitbreidt maar in de tijd kan voornamelijk alleen iets worden gezegd in termen van

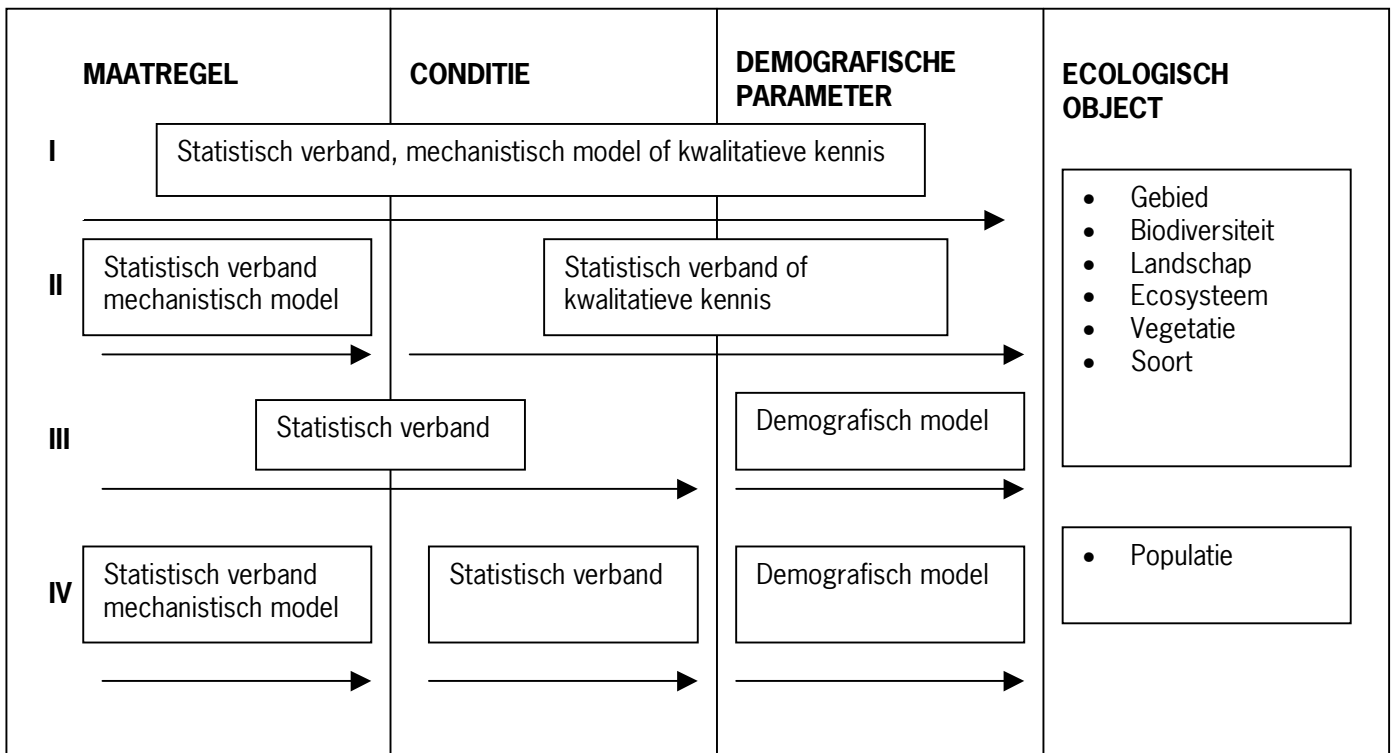
verschuiving in soortensamenstelling (successie). De biodiversiteit (aantal soorten) kan alleen op soortniveau worden geïnterpreteerd. De tijdschaal waarop veranderingen in de biodiversiteit spelen, is niet relevant voor de meeste economische afwegingen (zeker niet voor een instrument als SAN). Van ecosystemen kan worden beschreven of ze in oppervlak toe of afnemen en van bepaalde componenten kan worden aangegeven hoe ze in de tijd zullen veranderen. Voor gebieden is nauwelijks te beschrijven wat hun dynamiek is in de ruimte, op onderdelen is dit vaak nog wel mogelijk.

3.4 Methoden en bruikbaarheid

Effecten van maatregelen zijn met behulp van verschillende typen modellen te beschrijven. Ze kunnen in de volgende categorieën worden ingedeeld:

- 1 kwalitatieve modellen: bijvoorbeeld expert oordeel, vuistregel;
- 2 statistische modellen: geen causale relaties;
- 3 mechanistische modellen: gebaseerd op causale relaties;
- 3a mechanistische modellen in de vorm van demografische modellen: gebaseerd op causale relaties en gericht op populatiedynamiek van soorten.

Veelal wordt een combinatie van modellen gebruikt om de effecten van een maatregel op het ecologische organisatieniveau te bepalen. Figuur 3 laat zien hoe modellen afzonderlijk of in combinatie kunnen worden gebruikt om de relaties tussen de maatregelen en de ecologische doelen op verschillende integratie niveaus te beschrijven.



Figuur 3 Combinaties van modellen om relaties tussen maatregelen en doelen te beschrijven

De combinaties vallen uiteen in twee groepen I – II en III-IV, waarbij in I - II vooral modellen worden toegepast waarmee het effect op de doelen in ruimte en tijd niet tot moeilijk is te voorspellen (m.u.v. mechanistische modellen), terwijl in III en IV de invloed van maatregelen (direct of via condities) op de demografische parameters op een mechanistische wijze (via een demografisch model) worden doorvertaald naar het effect op het ecologisch doel (populatie). Voor beide groepen is onderscheiden hoe de maatregelen de doelen beïnvloeden: direct of via condities.

Voor het beheer (en het beleid) is het heel belangrijk dat modellen kunnen worden toegepast waarmee de effecten van maatregelen op de doelen in ruimte en tijd kunnen worden voorspeld. Dit laatste maakt het mogelijk om met de maatregelen te sturen op het doel. Zo zal men graag de dichtheid van bedreigde soorten willen verhogen, maar willen voorkomen dat de dichtheden zo hoog worden dat ze de bedrijfsvoering schaden (pestsituatie). Evenzo is het belangrijk te weten op welke dichtheden men moet sturen om boven een bepaalde extinctiekans te blijven.

De ecologische pijler in EKSTER betreft de relatie tussen condities en het ecologische object, al dan niet via een demografisch model (bij II en IV). In paragraaf 3.4.1 is dit verder uitgewerkt voor (combinaties van) modellen die betrekking hebben op het niveau van soorten en vegetaties.

Soms worden de condities overgeslagen en wordt de maatregel, direct of via een demografische model, gekoppeld aan het ecologische object (bij I en III). Voor het niveau van soorten en vegetaties is dit in paragraaf 3.4.2 verder uitgewerkt.

In paragraaf 3.4.3 wordt beschreven welke modellen worden gebruikt op de organisatieniveaus boven dat van de soort en vegetaties. De analyse heeft hier geen modellen opgeleverd die tot andere groepen modellen kunnen worden gerekend dan de kwalitatieve modellen.

De ecologische modellen worden besproken in paragraaf 3.5

3.4.1 Van maatregel via condities naar ecologisch doel

Er zijn veel methoden die om het effect van een maatregel op het ecologisch doel te beschrijven, eerst een relatie leggen tussen de maatregel en een omgevingsvariabele (conditie) en daarna een relatie tussen de omgevingsvariabele en het ecologisch doel (zie II in figuur 2).

Er zijn veel statistische en mechanistische modellen ontwikkeld die de relatie tussen een ingreep (maatregel) en een conditie kunnen beschrijven. De mechanistische modellen zijn voornamelijk gebaseerd op stofstromen. Ook vele van de op Alterra ontwikkelde modellen zijn inzetbaar om deze relatie te beschrijven. Voorbeelden zijn: SMART wat verzuring en beschikbaarheid van stikstof in relatie tot depositie en hydrologie simuleert en ANIMO dat de uitspoeling van nutriënten bij verschillende bemestingsniveaus simuleert. Een overzicht van deze modellen die binnen DLO-verband worden toegepast is te vinden in Verkaar (1995), Steenvoorden et al. (1998) en het overzicht: Modellen & bestanden Alterra (Anon. 2001; ook voor ander typen modellen). Het aantal modellen (DLO-verband) dat vervolgens op kwantitatieve (statistische) wijze de relatie omgevingsvariabele en ecologisch doel beschrijft is kleiner en ze beschrijven alleen specifieke vegetaties.

Voor de fauna is er een zeer grote groep van modellen, die een maatregel direct uitdrukken in (veranderingen in) een omgevingsvariabele, die door middel van een statistisch of kwalitatieve relatie uitspraken doet over het ecologisch doel (meestal kans op aan- of afwezigheid, abundantie). Dit worden Habitat Suitability (Index) modellen (HSI) genoemd. Als statistische modellen worden vaak (multiple)regressie- of ordinatiemodellen gebruikt. Validatie vraagt de aandacht (vgl. Ellenberg getallen, zie hierna) en de generaliseerbaarheid is zeer gering.

Deze modellen die voor vegetaties en fauna worden gebruikt zijn ook weer niet dynamisch en laten geen uitspraken toe over dynamiek in ruimte en tijd van het ecologisch doel.

Slotopmerking: HSI-modellen kunnen worden gebruikt in demografische modellen met een ruimtelijke structuur (metapopulatiemodellen zie par. 3.5).

3.4.2 Van maatregel direct naar ecologisch doel

Er zijn methoden die de aard en omvang van een maatregel direct aan het ecologisch doel relateren (zie I in figuur 2). Het gaat meestal om kwalitatieve modellen zoals expertkennis en vuistregels of om kwantitatieve modellen zoals statistische verbanden (in een enkel geval om een mechanistisch model). Met de kwalitatieve modellen wordt het effect van de maatregel direct aan het kunnen voorkomen van een soort of vegetatie gekoppeld (vaak wordt de kans niet expliciet gemaakt; er is sprake van een ja - nee regel). Soms wordt direct een relatie gelegd met de abundantie of dichtheid en in enkele gevallen voor diersoorten direct met een demografische parameter.

Voorbeelden van expert relaties zijn:

- een veedichtheid van x verlaagt de kans op aanwezigheid van soort y;
- x maal per jaar toedienen van ruige mest verhoogt de abundantie van soort y;
- niet bemesten en baggeren van slootkant vergroot de kans op voorkomen van vegetatie type y.

Er is geen bron gevonden waarin kan worden nagegaan welke methoden zijn gebruikt om de ecologische effecten te bepalen bij toepassing van de SAN-beheerpakketten. Ondanks de niet geëxpliciteerde methoden en relaties doen de omschrijvingen van de maatregelen en de wijze waarop de resultaten moeten worden gemeten sterk vermoeden dat aan de pakketten grotendeels expertkennis ten grondslag ligt.

Het kenmerk van deze kwalitatieve modellen is dat ze niet specifiek zijn over de mate waarin een maatregel het ecologisch doel bevordert (m.u.v. de statistische relaties) en niet dynamisch zijn. Derhalve is geen uitspraak te doen over de ruimtelijke en tijdsaspecten van maatregelen noch in de ecologische pijler noch in de economische. Uitspraken over levensvatbaarheid van populaties zijn niet mogelijk.

Een ander probleem van deze kwalitatieve methoden is hun validatie. Hoe belangrijk dat is blijkt uit een recente validatie van de Ellenberg getallen (zijn gemiddelde indicator waarden voor een vegetatietype) die als expertkennis in Nederland worden gebruikt om de effecten van maatregelen op vegetatietypen te beschrijven. Bij validatie bleek dat deze waarden alleen binnen één vegetatietype vergeleken mogen worden en niet tussen typen (Wamelink et al., 2002). Hun generaliseerbaarheid is dus zeer beperkt.

Voor de fauna bestaan vergelijkbare kwalitatieve modellen waarin een maatregel uitgedrukt wordt in termen van een veranderende conditie die kwalitatief gerelateerd is aan het

ecologisch doel. Ze kunnen worden gezien als simpele Habitat Suitability Models (zie paragraaf 3.4.3).

In deze groep van methoden, die een maatregel direct koppelen aan het ecologisch doel, komen als aanvulling op de kwalitatieve en statistische modellen ook mechanistische modellen voor. In Nederland betreft het vooral een kleine groep van stroommodellen ontwikkeld voor specifieke vegetaties. Hoewel onduidelijk is met welke methode de relaties worden beschreven waarmee het model is opgebouwd zijn ruimtelijk en tijdsaspecten van de maatregel te beschrijven.

3.4.3 Gebieden, ecosystemen, biodiversiteit en landschappen

Bij de hogere organisatieniveaus wordt vooral ingegaan op de kenmerken van modellen, die aangeven of het model bruikbaar is in het kader van het AN of specifiek voor het SAN. Een belangrijk criterium hierbij is of de modellen bruikbaar zijn om uitspraken te doen over de tijd- en ruimtedimensie van de effecten (van de maatregel) op de ecologische doelen.

Gebied of ecosysteem (zoals stroomgebied, meer, wetland als Waddenzee of een moerasgebied).

Het doel van studies naar de effecten van (combinaties van) maatregelen of ingrepen in een concreet gebied of ecosysteem is meestal om na te gaan hoe door de ingrepen bepaalde functies van het gebied veranderen en hoe deze functieveranderingen moeten worden gewogen. Dergelijke studies zijn vaak een onderdeel van een omvangrijk afweging- en besluitvormingsproces. Dat wil zeggen dat de drie pijlers van EKSTER (ecologische effecten, economische baten en optimalisering) soms herkenbaar aanwezig zijn. Wat de ecologische pijler betreft wordt meestal gebruik gemaakt van combinaties van typen modellen zoals aangegeven bij I en II in figuur 2.

Van het gebied of systeem worden vaak complexe interacties tussen soorten en interacties tussen soorten en hun condities beschreven. In andere worden stroommodellen gebruikt die stof- of energiestromen beschrijven. Gesteld kan worden dat de dynamiek van het gehele systeem in ruimte en tijd vaak moeilijk is te beschrijven (gebrek aan kennis, data) maar dat dit beter gaat voor onderdelen. Vanwege de complexiteit zijn de resultaten vaak niet generaliseerbaar maar alleen bruikbaar voor de onderzochte situatie.

Biodiversiteit (regio of landschap)

Ook op dit niveau is het doel meestal om na te gaan wat het effect is van (combinaties van) maatregelen op de soorten diversiteit uit de regio of het betreffende landschap. Ze kunnen als onderdeel van een besluitvormingsproces worden gebruikt.

Gebruikt worden veelal landschapkenmerken, zoals maten voor de ruimtelijke structuur van 'patches', vormindices etc., die zijn gecorreleerd met de aan- of afwezigheid van soorten (groepen). Een enkele keer zijn ze gerelateerd aan abundantie of dichtheid van specifieke soorten. De gevonden verbanden zijn vaak regio/ landschap specifiek en moeilijk te generaliseren naar een andere regio/ landschap. Voor specifieke soorten kan dit soms wel. De ruimtelijke schaal van de regio of het landschap is lang niet altijd relevant voor alle soorten, dus ook de landschapsmaten kunnen niet op een interpreteerbare manier aan alle soorten worden gerelateerd. Effecten in termen van kansen op aan- of afwezigheid zijn het beste te beschrijven. De dynamiek in ruimte en tijd van de biodiversiteit als zodanig is moeilijk te beschrijven.

Een specifieke groep van methoden op het niveau van een landschap maakt ook gebruik van landschapskenmerken (indices) als maat voor 'verbondenheid'. Ze zijn bruikbaar voor soorten die in een metapopulatiestructuur voorkomen en voor wie de uitwisseling tussen 'patches' een (voor de overleving) beperkende factor is. Dit geldt niet automatisch voor alle soorten waarvan de leefgebieden niet aaneengesloten voorkomen. De landschapsmaten zijn vooral bruikbaar in metapopulatiemodellen (zie par. 3.4.3). Ze doen uitspraken over de overlevingskans van afzonderlijke soorten.

3.5 Demografische modellen

Veelal zijn de dichtheid en overlevingskans van soorten niet direct door maatregelen te sturen maar beïnvloeden de maatregelen de demografische parameters (reproductie, overleving, immigratie, emigratie, dispersie) in een of meerdere levensfasen van een soort (III en IV in figuur 2). Veranderingen in de demografie leiden vervolgens tot veranderingen in de groei, dichtheid en overlevingskans van de populatie. Deze populatie-effecten zijn niet eenvoudig af te leiden (bijv. met behulp van een vuistregel) uit de veranderde demografische parameters. Om de effecten op de demografie te interpreteren op het populatieniveau worden demografische modellen gebruikt. Deze modellen zijn gebaseerd op de ecologie van de soort (aantal levensstadia, de maximale leeftijd, tijd tot eerste reproductie, aantal reproductieve fasen per jaar, overleving in de verschillende stadia etc). Naast inzicht in hoe de maatregelen demografische parameters beïnvloeden is dus kennis van de ecologie van de soort nodig om een populatiemodel te ontwikkelen.

Demografische modellen vormen een grote familie van verschillende modeltypen die gaat van generalistische typen (matrixmodellen, Integrodifference Equation modellen (IE), Delay-Differential Equation modellen (DDE) en Partial Differential Equation (PDE) modellen), tot zeer specialistische typen, die voor een specifiek probleem ontwikkeld worden (simulatie modellen). Generalistische modellen hebben als voordelen dat ze zijn gebaseerd op geëxpliciteerde aannames, dat er methoden zijn ontwikkeld om de gevoeligheid van de uitkomsten voor veranderingen in de modelstructuur en in de invoerparameters te testen en dat ze in potentie te valideren zijn. Vooral voor matrixmodellen zijn uitgebreide methodieken voorhanden om de modeluitkomsten te toetsen (Caswell 2001). Daarnaast zijn matrixmodellen vanwege hun eenvoudige structuur en doorzichtigheid zeer geschikt om te worden toegepast in 'conservation' vraagstukken. IE, DDE en PDE modellen zijn complexer en hierdoor minder eenvoudig toepasbaar. Voor specialistische (simulatie)modellen zijn geen methoden ontwikkeld voor het testen van de modeluitkomsten, bovendien zijn de uitkomsten van deze modellen vaak erg afhankelijk van specifieke aannames die niet altijd expliciet worden vermeld.

Een ander voordeel van de generalistische modellen is dat met deze modellen vrij eenvoudig beheersscenario's kunnen worden doorgerekend, zodat ze ook bruikbaar zijn om in een bestaand beheerplan bij te sturen. Hierbij moet wel worden opgemerkt dat bijsturen alleen zinvol is als het beheerplan ook voorziet in monitoring.

De uiteindelijke keuze van een modeltype zal sterk afhangen van het probleem en de afgeleide vragen, de beschikbaarheid van ecologische kennis van de soort en de beschikbaarheid van data over de relatie tussen de maatregelen en de demografische parameters. Beissinger en Westphal (1998) stellen de kwaliteit en beschikbaarheid van data als belangrijkste criterium voor modelkeuze. Ze adviseren alleen die modellen toe te passen die ook werkelijk kunnen worden geparameteriseerd met een beschikbare dataset.

In de literatuur vermelde selectiecriteria voor modellen zijn:

- A Zijn er methoden ontwikkeld om de uitkomst van het model te toetsen op zijn gevoeligheid voor de modelaannames en de parameters;
- B Zijn de aannames in het model expliciet;
- C Zijn de modellen inzichtelijk en eenvoudig van structuur;
- D Wat zijn de benodigde data;
- E Zijn de modeluitkomsten te valideren.

Op grond van deze criteria bespreken we hierna de volgende typen demografische modellen: deterministische matrixmodellen, matrixmodellen met demografische stochasticiteit, matrixmodellen met milieu stochasticiteit, en metapopulatiemodellen. Met deze modeltypen kunnen de effecten van maatregelen op de demografie op een causale wijze worden doorvertaald naar effecten op het populatieniveau. Uit de literatuuranalyse blijkt dat vooral deterministische matrixmodellen veelvuldig worden toegepast in "conservation" vraagstukken. Dit frequente gebruik hangt sterk samen met hun geringe complexiteit, de mogelijkheid de levensloop van de soort te beschrijven en de gebruiksvriendelijkheid van software pakketten waarmee deze modellen kunnen worden ontwikkeld. Daarnaast speelt de relatief geringe hoeveelheid benodigde data een belangrijke rol in de bruikbaarheid van deze modellen.

Tabel 2 toont hoe de genoemde demografische modellen scoren op de vijf criteria, ook is aangegeven wat de output van de modellen is en voor welke vragen (waardoor wordt de soort bedreigd) het model geschikt is.

Tabel 2 Demografische modellen, score op criteria, output en beperkende factor.

Modeltype	A	B	C	D	E	Model output	Beperkende factor voor de soort
Deterministisch model	++	++	++	Reproductie sterfte (gemiddelde waarde)	++	Populatie groeisnelheid Kans op uitsterven gevoeligste fase dichtheid (1)	Habitat kwaliteit , oogst (jacht, predatie)
Stochastisch demografie	+-	++	+	Gemiddelde plus individuele variatie	+-	Populatie overleving Kans op uitsterven kans op afname	Habitat kwaliteit + lage aantallen
Stochastisch environmental	+-	++	+	Gemiddelde plus variatie over tijd tijdseries	+-	Stochastische populatiegroeisnelheid Populatie overleving Kans op uitsterven kans op afname	Habitat kwaliteit variabel over de jaren
Metapopulatie	+-	++	+	Reproductie sterfte immigratie emigratie dispersie	+-	Populatie overleving Kans op uitsterven	Ruimte fragmentatie

(1) indien het model dichtheidsafhankelijk is

3.5.1 Deterministische modellen

Deterministische matrixmodellen worden veel gebruikt voor 'conservation' vraagstukken. Deze modellen worden gebruikt om de status van de populatie te onderzoeken en voorspellingen te doen over de mate waarin maatregelen de status kunnen veranderen. De status kan worden onderzocht door de populatiegroeisnelheid (λ) te bepalen, bij waarden van $\lambda < 1$ zal de populatie uitsterven terwijl een $\lambda > 1$ op een levensvatbare populatie duidt. De populatiegroeisnelheid is een algemeen geaccepteerd criterium om de status van een populatie uit af te leiden. Zo gebruikt de IUCN (International Union for the Conservation of Nature) onder andere λ om te bepalen of de populatie kwetsbaar, bedreigd of ernstig bedreigd is. De IUCN stelt dat indien λ kleiner of gelijk aan 0.851 is de populatie als ernstig bedreigd moet worden beschouwd. Naast het bepalen van de status van de populatie worden deterministische modellen veelvuldig gebruikt om te bepalen welk demografisch proces (in welke levensfase) de grootste invloed heeft op λ . Deze kennis is van belang bij de keuze van maatregelen om de soort te beheren. Maatregelen gericht op dit demografisch proces hebben de grootste potentie om λ te verhogen (of te verlagen in het geval van een pestsoort).

Een veel geciteerd voorbeeld van het gebruik van deterministische matrixmodellen in 'conservation' vraagstukken is Crouse et al. (1987). Deze auteurs evalueerden de effectiviteit van maatregelen op een bedreigde zeeschildpad. Zij gebruikten een deterministisch model om het demografisch proces (in een bepaalde levensfase) te bepalen wat de grootste invloed heeft op de populatiegroeisnelheid van de zeeschildpad. Uit hun analyse bleek dit de adulte overleving te zijn. Verder bleek dat maatregelen gericht op de bescherming van de eieren nauwelijks de status van de populatie veranderde. Hun resultaten hebben ertoe geleid dat de sterfte van schildpadden in vissersnetten sterk is afgenomen door de wettelijke invoering van zogenaamde turtle excluder devices.

3.5.2 Modellen met demografische stochasticiteit

Kleine populaties zijn erg gevoelig voor demografische stochasticiteit, dwz individuele variatie in reproductie en sterfte. Als een populatie uit slechts enkele individuen bestaat is het van belang kennis te hebben over de variatie in de demografische parameters omdat er een relatief grote kans is dat door toeval, bijvoorbeeld geen van de individuen reproduceert, de populatie uitsterft. Voor kleine populaties geldt dus dat een voorspelling van de overlevingskans gebaseerd op gemiddelde waarden een overschatting voor deze kans geeft.

3.5.3 Modellen met milieustochasticiteit

Indien de demografische parameters sterk worden beïnvloed door een grote variatie in de tijd van milieuvariabelen dan is het zinvol deze variatie in het model op te nemen. Een voorbeeld van milieustochasticiteit is de invloed van branden op de ontwikkeling van bepaalde vegetaties. Men veronderstelt dat branden een belangrijke rol spelen in de instandhouding van het evenwicht tussen houtachtige planten en grassen op savannes. Silva et al (1991) onderzochten de invloed van branden op de populatiegroei van een savannegras. Zij gebruikten hiervoor een matrixmodel waarin de kans op brand als milieustochasticiteit is gemoduleerd. Uit hun analyse bleek dat de grassen een hogere groei vertoonden op de gebrande percelen. Een verder analyse van het model gaf aan dat dit vooral werd veroorzaakt door groei en overleving in de jongste gras klassen.

In het bovenstaande voorbeeld heeft milieustochasticiteit een positieve invloed op de onderzochte populatie. Echter, voor bedreigde populaties werkt milieustochasticiteit meestal

negatief uit. Voorbeelden zijn de invloed van strenge winters op bedreigde standvogels, slecht weer perioden voor broedende weidevogels etc.

3.5.4 Modellen met ruimtelijke structuur (Metapopulatie)

Metapopulatiemodellen zijn toepasbaar als de uitwisseling tussen 'patches' de belangrijkste beperkende factor is voor het overleven van populaties van een soort. Dit geldt met name voor populaties waarvan het leefgebied is versnipperd. Dwz buiten de snippers kan de soort zich niet handhaven. Als de hoeveelheid leefgebied onder een kritische grens komt wordt de kans dat individuen uit een patch een ander patch kunnen koloniseren een beperkende factor. In literatuur vermelde waarden van deze grens variëren tussen 10-30% (Lande 1988, Andren, 1994). Dit kan leiden tot het uitsterven van de versnipperde populatie omdat lege patches niet langer bevolkt raken. Vos et al. (2001) geven de vuistregel van 50% onbezette plekken geschikt habitat om te bepalen of de metapopulatie in de gevarenzone komt.

Niet alle metapopulatie modellen zijn demografische modellen. Occupancy en incidence function modellen bepalen de overleving van de metapopulatie aan de hand van het aantal van het percentage lege en bezette patches en beschrijven de kans op extinctie en rekolonisatie van de patches met omgevingsfactoren waarin demografische processen (lokale reproductie en sterfte) geen onderdeel vormen. Deze modellen lijken in principe niet geschikt om de effecten van maatregelen op bedrijfsniveau door te rekenen op de overleving van de metapopulatie omdat maatregelen op bedrijfsniveau juist deze demografische parameters beïnvloeden. Bovendien is het schaalniveau van een bedrijf (niveau van de maatregel) meestal niet hetzelfde als dat van het ruimtelijk effect.

Om de effectiviteit van maatregelen op bedrijfsniveau door te rekenen voor soorten waarbij dispersie een beperkende factor is zijn de meer complexe metapopulatiemodellen nodig waarin de demografie op patch niveau wordt meegenomen.

Een andere reden om te kiezen voor deze meer complexe modellen is dat de effectiviteit van het vergroten van dispersie, waarmee de kans op uitwisseling tussen patches wordt vergroot, sterk afhankelijk is van de vitaliteit van de lokale populaties. Als de reproductie en sterfte, de draagkracht of de invloed van milieustochasticiteit en catastrofes sterk verschilt tussen twee patches kan het verhogen van de dispersie ook een negatief effect hebben op de overleving van de metapopulatie (Akçakaya 2000).

3.6 Aanzet voor de procedure om een methode te selecteren

De procedure om bij een toepassing de geschikte methode voor de bepaling van de effecten te kiezen is geformuleerd in de vorm van een beslisboom. De organisatieniveaus gebied en landschap, die minder relevant zijn voor de vraagstelling van EKSTER, zijn vanwege de volledigheid ook opgenomen in de beslisboom. De voorgestelde procedure is gebaseerd op figuur 3 en is samengevat in het tekstkader op de volgende pagina. Het doorlopen van de procedure mondt uit in de keuze voor een methode die bestaat uit een of meer modellen.

Kader **Voorgestelde procedure waarop het probleem speelt**

Start Ga naar het organisatieniveau waarop het probleem speelt

Keuze per organisatieniveau

I Gebied

Kies/ definieer een organisatieniveau waarop het doel meetbaar is (III, IV of V). Dit kan ook betrekking hebben op de kwantiteit van landschapselementen (bijv. oppervlakte houtwallen). Zie verder bij het gekozen organisatieniveau (III, IV of V).

II Landschap/ biodiversiteit

Kies/ definieer een organisatieniveau waarop het doel meetbaar is (III, IV of V). Dit kan ook de oppervlakte van een bepaald habitat of een aantal landschapselementen zijn. Biodiversiteit kan als doel hebben het aantal soorten of soorten van een specifieke groep. Ga naar het gekozen organisatieniveau (III, IV of V).

III Ecosysteem (bijv. akkerecosysteem, sloot)

1. Kies een meetbaar systeemkenmerk (een proceskenmerk of een aantal soorten) als doel. Bij doelen op een lager organisatieniveau, ga naar dat niveau (IV of V), anders ga naar 2.
2. Welke maatregelen sturen op het doel? Werken deze direct op het doel (A) of via een conditie (B). Ga naar het betreffende type maatregel.

IV Gemeenschap/ vegetatie

1. Kies een meetbaar doel (aan/ afwezigheid, soortensamenstelling, structuurkenmerken, abundantie). Bij doelen op soortniveau, ga naar dat niveau (V), anders ga naar 2.
2. Welke maatregelen sturen op het doel? Werken deze direct op het doel of via een conditie? Ga naar het betreffende type maatregel (A of B).

V Soort/ populatie

1. Kies een meetbaar doel (aan/ afwezigheid, abundantie/ dichtheid, populatiegroeisnelheid, populatieoverleving) en vervolg met 2.
2. Welke maatregelen sturen op het doel? Werken deze direct op het doel (A), via een conditie (B) of via een demografische parameter als reproductie, sterfte en dispersie (C)? Ga naar het betreffende type maatregel (A, B of C).

Keuze per type maatregel

A Maatregel werkt direct op doel

Hoe kunt u de relatie tussen maatregel en meetbaar doel beschrijven?

- kwantitatief: Kies statistisch verband of mechanistisch model en ga naar stop
- kwalitatief: Kies expertoordeel of vuistregel en ga naar stop

B Maatregel beïnvloedt doel via conditie

1. Hoe kunt u de relatie tussen maatregel en conditie beschrijven?

- kwantitatief: Kies statistisch verband of mechanistisch model en vervolg met 2.
- kwalitatief: Kies expertoordeel of vuistregel en vervolg met 2.

2. Hoe kunt u de relatie tussen conditie en meetbaar doel beschrijven?

- kwantitatief: Kies statistisch verband of mechanistisch model en ga naar stop
- kwalitatief: Kies expertoordeel of vuistregel en ga naar stop

C Maatregel werkt direct of via conditie op demografische parameter

Wat is de status van de soort, bedreigd (a), stabiel (b) of pest (c)? Ga naar betreffende status

a bedreigd. Ligt de oorzaak in de kwaliteit van het leefgebied of in de oppervlakte en mate van versnippering van het leefgebied? Ga naar de betreffende oorzaak

Oorzaak ligt in kwaliteit leefgebied (inclusief jacht, oogst en predatie)

- bestaat de populatie uit een klein aantal individuen: Kies matrixmodel met demografische stochasticiteit en ga naar stop
- worden de demografische parameters sterk beïnvloed door variatie in milieufactoren: Kies matrixmodel met milieustochasticiteit en ga naar stop.
- anders: Kies deterministisch matrixmodel en ga naar stop.

Oorzaak ligt in oppervlakte en mate van versnippering van het leefgebied

- Kies metapopulatiemodel en ga naar stop.

b stabiel

- Er zijn geen maatregelen nodig om de soort te beschermen of te bestrijden: Ga naar stop

c pest

- Kies deterministisch matrixmodel en ga naar stop.

Stop

3.7 Conclusie literatuuronderzoek

In het algemeen kan worden gesteld dat met mechanistische modellen de effectiviteit van maatregelen beter is te bepalen dan met methoden gebaseerd op deskundigenoordeel, vuistregels of statistische verbanden. Mechanistische modellen waarin de ecologie van het bestudeerde systeem centraal staat, scoren hierbij hoger dan modellen die de ecologie deels als een blackbox zien. Dit blijkt o.a. uit een studie van Boersma et al. (2001) die de effectiviteit van in de literatuur vermelde herstelplannen op soorten, soortencombinaties en ecosystemen hebben geëvalueerd. Hierbij bleek dat op soortencombinaties en ecosystemen gerichte plannen een veel lagere slagingskans hadden dan plannen gericht op het herstel van een enkele soort. Zij concluderen dat herstelplannen waarin de ecologie van de soort een belangrijke sturende rol speelt een potentieel grotere slagingskans hebben.

Demografische modellen zijn mechanistische modellen waarin de ecologie van de soort een centrale rol speelt. Deze modellen rekenen met veranderingen in de demografische parameters (reproductie en sterfte) die bepalend zijn voor de omvang van de populatie. Demografische modellen kunnen uitspraken doen op het niveau van soorten maar niet op het niveau van ecosystemen. Dit wordt als een beperking gezien omdat behoudsvraagstukken veelal zijn gericht op het instandhouden van ecosystemen. Ecosystemen zijn echter complexe systemen waarvan veelal niet exact bekend is op welke wijze ze door beheer kunnen worden beïnvloed. Daarom worden de doelen vaak geformuleerd op het niveau van soorten, soortencombinaties en proceskenmerken.

Centraal in EKSTER staat dat de methoden bruikbaar moeten zijn om de effecten op ecologische doelen te kunnen bepalen van maatregelen die zijn gericht op veranderingen op bedrijfsniveau. Als het (ecologische) doel op populatieniveau is geformuleerd en de versnippering van de leefomgeving de beperkende factor is voor deze populatie, dan kan de overlevingskans van de populatie worden vergroot door maatregelen die zijn gericht op het verhogen van de dispersie. Meestal zijn deze maatregelen (bijv. aanleg van verbindingzones) niet in te voeren via de bedrijfsvoering. Echter ook voor soorten die bedreigd worden door versnippering kunnen maatregelen op bedrijfsniveau een positief effect hebben. Te denken valt in het algemeen aan verbetering van de kwaliteit van de leefomgeving dat een hoger rendement op de overlevingskans heeft dan vergroten van het areaal of de dispersie (Klok & de Roos 1998, Drechsler & Wissel 1998; Etienne & Heesterbeek 2001).

In het overzicht van de demografische modellen zijn modellen die zich richten op interactie tussen soorten buiten beschouwing gelaten. Deze modellen kunnen van belang zijn in EKSTER omdat maatregelen de overleving van een soort ook indirect kunnen beïnvloeden, doordat ze interacties tussen soorten veranderen. De modellen zijn hier niet behandeld vanwege hun complexiteit en de relatief grote behoefte aan data.

Belangrijke aspecten van de modellen bij de bepaling van de bruikbaarheid voor EKSTER zijn de mogelijkheid rekening te houden met de dynamiek in ruimte en tijd en het al dan niet stochastische karakter van het model. Ook is rekening gehouden met het biologische organisatieniveau waarvoor het model bruikbaar is en met de positie van het model in de keten tussen maatregel en populatie (Figuur 3). Voor EKSTER gaat de voorkeur uit naar modellen die een relatie leggen tussen de condities en de demografische parameters of het ecologische object. Demografische modellen zijn daarbij essentieel.

4 De ecologische pijler: verslag van twee workshops

4.1 Algemeen

De eerste workshop was gericht op de algemene vraagstelling van EKSTER en op de koppeling van ecologie en economie binnen EKSTER, met een accent op de rol die de ecologische pijler daarbij vervult. Relevante aspecten daarbij zijn: welke informatie moet de ecologische pijler verschaffen, waarvoor wordt deze informatie gebruikt en hoe wordt de informatie gebruikt. De workshop was bedoeld voor zowel ecologen als economen.

Het primaire doel van de workshop was om de problematiek en de door EKSTER beoogde aanpak duidelijk te maken. Een kernpunt hierbij is dat het voor een effectieve en efficiënte besteding van middelen noodzakelijk is ecologische en economische kennis te koppelen. In dit verband is tijdens de workshop uitvoerig gediscussieerd over de vraag of sturen op één soort zinvol is of dat sturing op het niveau van levensgemeenschappen of landschappen moet plaatsvinden. Relevant daarbij is of er hier wel sprake is van een tegenstelling, immers: overleving van soorten vraagt om beleid dat is gericht op het landschap en bij beleid op het niveau van levensgemeenschappen of landschappen wordt vaak gebruik gemaakt van één indicatorsoort of een klein aantal indicatorsoorten. De conclusie was dat de vraagstelling van EKSTER (beschrijving voor één soort) relevant is en dat daarbij de voorkeur uitgaat naar een beschrijving op basis van kwantitatieve modellen.

Een tweede doel van de workshop was de identificatie van soorten en beleidsmaatregelen waarvoor de voorgestelde aanpak door de deelnemers relevant wordt geacht en van de levenscondities die daarbij aan de orde zijn. Tijdens de workshop zijn de relevant geachte soorten, maatregelen en condities geïnventariseerd (Tabel 3).

Tabel 3 Tijdens workshop 1 genoemde relevante soorten, maatregelen en condities

Soorten	Maatregelen	Conditie
Veldleeuwerik Veldmuis Patrijs Boerenzwaluw Krabbescheer Boommarter Huismus (boerenerven) Das Otter Grutto Kenmerkende soortendiversiteit	Randenbeheer (braakranden), Gemengd bedrijf, Niet rollen, Maken van overhoekjes waar je geen beheer op pleegt. Afgesloten stallen open stellen om nestgelegenheid te creëren Verbetering waterkwaliteit Randen/ sloten uit productie nemen, Geen/ beperkt gebruik van bestrijdingsmiddelen, Beperkte mestgift op grasland. Creëren van mozaïeklandschap Periodieke inundatie, Bebossing, Natuurlijke slootranden, Houtwallen, Onderhoud landschapselementen Oprichten gebiedsnatuurvereniging	Mozaïeklandschap Bodemkwaliteit Vegetatie als bron van insecten e.d. Waterkwaliteit Houtwallen Randen (braakranden) Winterbraak Maidata (als schuilplaats voor nest en jongen en voor voedsel) Akkerranden Bodemkwaliteit

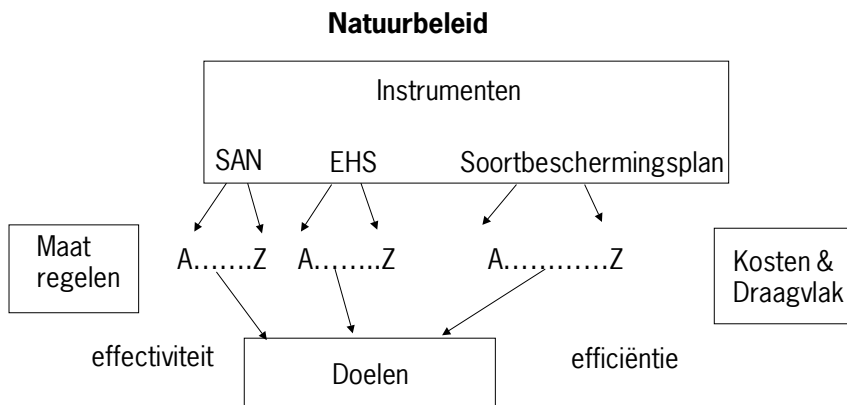
De tweede workshop was bedoeld voor ecologen. Het doel was de presentatie van en discussie over de ecologische pijler, met name over de modellen die in deze pijler kunnen worden gebruikt. Daartoe zijn twee types kwantitatieve methodes gepresenteerd, stromingsmodellen en demografische modellen. De vraag hierbij was in hoeverre deze typen modellen het mogelijk maken om de effectiviteit van maatregelen te bepalen en welke criteria daarbij kunnen worden gehanteerd. De hierbij binnen EKSTER bestaande voorkeur voor demografische modellen is nader toegelicht en de mogelijkheden van demografische modellen zijn besproken voor respectievelijk een deterministisch en een stochastisch model. Daarbij is expliciet aandacht besteed aan de inspanning die is vereist bij het bouwen en kalibreren van deze modellen. De binnen EKSTER bestaande voorkeur voor demografische modellen werd gedeeld door de deelnemers.

Paragraaf 4.2 bevat het verslag van de eerste workshop en paragraaf 4.3 dat van de tweede. De lijsten met deelnemers en de programma's van de workshops zijn opgenomen in Bijlage 1.

4.2 Workshop 1: relatie tussen ecologie en economie

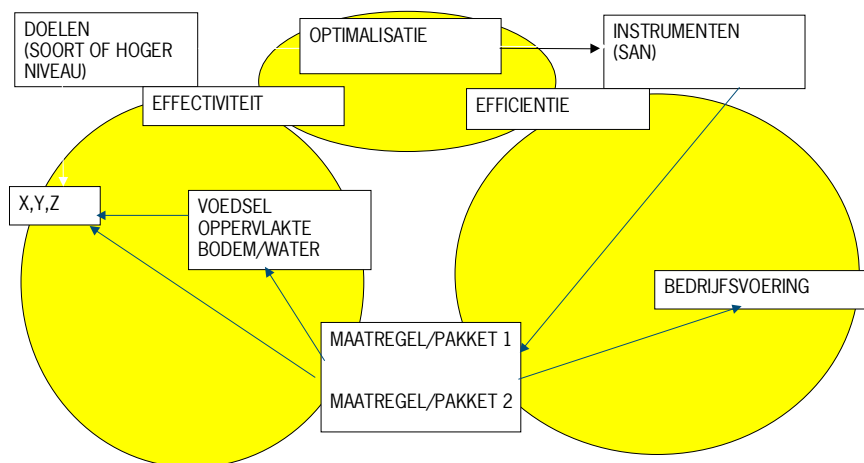
4.2.1 Inleiding problematiek vanuit ecologische hoek (Rob van Apeldoorn)

Het lijkt alsof economisch belang en ecologisch belang vaak in conflict zijn, voorbeelden die hierop wijzen zijn de problemen rond de bescherming van de spotted owl en de korenwolf. Maatschappelijke sectoren betwisten daarbij elkaars doelstellingen. Bij agrarisch natuurbeheer daarentegen wordt via samenwerking geprobeerd dit conflict te voorkomen. Een relevante vraag in dit verband is of ons belastinggeld wel doelmatig besteed wordt: zijn de in het natuurbeleid ingezette instrumenten en maatregelen effectief en efficiënt en is er draagvlak voor? (fig 4).



Figuur 4. Globaal schema Natuurbeleid: relatie tussen ecologie en economie

Voor een effectief en efficiënt natuurbeleid is het vaak beter om proactief te handelen, in plaats van je achteraf te verantwoorden. Zo kun je je vooraf de vraag stellen hoeveel geïnvesteerd moet worden om bepaalde ecologische doelen te realiseren. Mooi gezegd: opties voor bescherming en beheer op basis van economische overwegingen kunnen leiden tot opties gericht op preventief handelen in plaats van dure herstelmaatregelen zoals herintroducties en herinrichting.



Figuur 5 Schematische weergave van de basis van EKSTER (kosten maatregelen, effect maatregelen en optimalisatie)

EKSTER is gebaseerd op drie pijlers: een economische pijler (de kosten van maatregelen op bedrijfsniveau), een ecologische pijler (het effect van de maatregelen op de gestelde doelen) en een optimalisatiepijler (zoeken naar de beste combinatie van kosten en doelen).

De centrale vraag bij EKSTER is: welke methoden leggen een relatie tussen ecologische baten en economische kosten, zodanig zodat een uitspraak over het doelbereik en de doelmatigheid van instrumenten mogelijk is? Daarbij wordt onderzocht of de instrumenten verschillen in effectiviteit en kosten, en of er sociaal draagvlak is.

4.2.2 Inleiding problematiek vanuit de praktijk (Adriaan Guldemond, CLM)

Het CLM waar Adriaan Guldemond werkzaam is, doet onderzoek op het grensvlak van landbouw en milieu/natuur. Daarbij hebben zij veel te maken met boeren.

De SAN (Subsidieregeling Agrarisch Natuurbeheer) is tot stand gekomen op basis van onderhandeling tussen ecologen, LNV-Natuur en landbouworganisaties. Voor de keuze van bepaalde pakketten zijn er ecologische en economische argumenten, die bijvoorbeeld te maken hebben met de inpasbaarheid, haalbaarheid, het rendement en het animo onder boeren om mee te doen.

Als voorbeeld neemt hij weidevogels. Daarbij zijn maatregelen binnen de SAN (zoals maaidatum-pakketten, vluchtheuvels en plas-dras percelen) en buiten de SAN (zoals ruige mestpakketten) te onderscheiden. De pakketten buiten de SAN zijn tot stand gekomen via Agrarische Natuurverenigingen. Daardoor kan beter ingespeeld worden op lokale omstandigheden.

De ecologische onderbouwing van pakketten is gebaseerd op de punten: het aantrekken van soorten, vestiging, uitbroeden van de legsels en voedsel/opgroeibiotop pullen. De vergoedingen voor de SAN zijn gebaseerd op Brusselse regels, wat inhoudt dat uitgegaan

wordt van de opbrengstderving en extra benodigde arbeid. De resultaten zijn zeer verschillend. Sommige soorten zijn in aantal toegenomen (bijvoorbeeld de tureluur), terwijl andere soorten in aantal zijn afgenomen (kievit, scholekster) of zelfs sterk zijn afgenomen (veldleeuwerik, grutto, kempiaan).

Als sterke punten van de SAN ziet Adriaan Guldemond de gedeelde outputsturing op doelen en de ruimte in de collectieve pakketten voor eigen pakketten en eigen beloningsgrondslag. Zwakke punten zijn de afschaffing van de collectieve pakketten (niet 'Brussel-proof', omdat de natuurvereniging als schakel tussen overheid en boer fungeert door namens de boeren de afspraken te maken en de vergoeding te herverdelen) wat de vrijheid van de agrarische natuurverenigingen wegneemt, het feit dat willekeurige soorten als output wordt genomen (het aantal soorten telt, niet welke soorten), de slechte administratieve afhandeling en het keurslijf aan regels dat leidt tot niet passende pakketten. De SAN bevat geen ruimtelijke component (connectiviteit) en de vergoedingen zijn gebaseerd op verminderde opbrengst, wat geen echte stimulans is.

Verbeteringen zouden zijn resultaatbeloning (geeft meer vrijheid in handelen), vergoedingen op basis van geleverde groene diensten in plaats van inkomstderving, en koppeling aan functionele biodiversiteit en teeltvrije zones.

Beleid zou ingezet moeten worden op de EU-plannen voor 2006 (Fischlers plannen). Daarbij zou de rol van agrarische natuurverenigingen versterkt moeten worden.

Discussie

Gevraagd wordt hoe gecontroleerd wordt op resultaat. Adriaan Guldemond antwoordt dat er een interne controle is door de agrarische natuurverenigingen (ANV) (boeren kunnen een aantal keer per jaar doorgeven wanneer ze een controle wensen), en dat DLG de officiële overheidscontrole verzorgt door steekproefsgewijs te controleren of de gegevens die de ANV doorgeeft juist zijn.

Er wordt gevraagd of Brussel het concept van het leveren van groene diensten wel accepteert. Geantwoord wordt dat er nu al een verschuiving plaatsvindt en er naartoe gewerkt wordt om in 2006 groene diensten in plaats van inkomstderving als vergoedingsbasis te hanteren.

4.2.3 Interactieve sessie (Helena Berends)

Helena Berends legt het doel van deze sessie uit: het meenemen in het project van kennis, ervaring en gevoelens van de deelnemers aan de workshop. De vragen die daarbij gesteld worden zijn:

- Welke soorten zouden moeten worden meegenomen in het project EKSTER?
- Welke levenscondities (water, areaal, voedsel, bodem) zijn daarvoor relevant?
- Welke maatregelen van agrarisch beheer horen daarbij?

Eerst wordt alle deelnemers gevraagd om zijn/haar ideeën hierover op papier te zetten, daarna worden discussiegroepjes gevormd waarin ecologen en economen vertegenwoordigd zijn. De resultaten worden op vellen geschreven en overzichtelijk op de muur geplakt.

Soorten

Uit de discussies komt een gevarieerde lijst met soorten naar voren:

- Veldleeuwerik
- Veldmuis

- Patrijs
- Boerenzwaluw
- Krabbescheer (er zijn allerlei soorten die afhankelijk zijn van krabbescheer)
- Boommarter (komt juist niet in agrarisch gebied voor; agrarisch landschap kan een leefplaats of barrière zijn)
- Huismus (boerenerven)
- Das (indicator voor mozaïeklandschap)
- Otter
- Grutto
- Verder wordt nog genoemd: soortendiversiteit kenmerkend voor agrarisch landschap.

Opgemerkt wordt dat er op deze lijst veel soorten staan die nu niet stelselmatig worden beschermd en dat veel van de genoemde soorten ondergewaardeerd zijn. Verder wordt opgemerkt dat aansturing al heel snel het niveau van het individuele (agrarische) bedrijf ontstijgt.

Maatregelen

- Veldleeuwrik: randenbeheer (braakranden), gemengd bedrijf, aandacht voor landschap.
- Veldmuis: niet rollen, randenbeheer, maken van overhoekjes waar je geen beheer op pleegt.
- Zwaluw: afgesloten stallen open stellen om nestgelegenheid te creëren
- Krabbescheer: verbetering van de waterkwaliteit (minder uitspoeling nitraten)
- Veldleeuwrik: randen/sloten uit productie nemen, geen/bepoort gebruik van bestrijdingsmiddelen, beperkte mestgift op grasland.
- Das: creëren van mozaïeklandschap
- Overige algemene maatregelen die genoemd werden: periodieke inundatie, bebossing, natuurlijke slootranden, houtwallen, onderhoud van landschapselementen, achterwege laten van productieverhogende maatregelen en het oprichten van een gebiedsnatuurvereniging (GNV).

Wat opvalt is het onderscheid tussen maatregelen op bedrijfsniveau en maatregelen die het bedrijfsniveau overstijgen. Verder is de situatie van de boerenzwaluw opvallend, omdat die voor een nestplek afhankelijk is van de bebouwing. Ook valt op dat de (kwaliteit van de) bodem door niemand expliciet is genoemd. Verschillende mensen antwoorden dat ze daar wel over hebben nagedacht, dus dat deze eigenlijk wel bij het lijstje hoort.

Conditie

- mozaïeklandschap
- bodemkwaliteit
- vegetatie als bron van insecten e.d.
- waterkwaliteit
- landbouw als barrière wegnemen door verbindende elementen als houtwallen
- randen (braakranden)
- winterbraak
- maaidata (als schuilplaats voor nest en jongen en voor voedsel)
- akkerranden

Discussie naar aanleiding van dit onderdeel

Het is verschillende mensen onduidelijk waarom het onderzoek gericht is op soortniveau - bedrijfsniveau. Zij zouden het liever zien op een hoger schaalniveau van leefgemeenschappen en landschappen. Hierop wordt geantwoord dat deze discussie zinvol is, maar voorbij gaat

aan de oorspronkelijke vraag, die de analyse beperkt tot cultuurvolgers. Ten aanzien van het bedrijfsniveau wordt opgemerkt dat bij het optimaliseren (keuze van de optimale inzet van instrumenten) juist wordt uitgegaan van de regio en niet van individuele bedrijven.

4.2.4 Voorgestelde methodiek: economie (Frank Veeneklaas)

Kosteneffectiviteit = Effect (op natuur) / kosten

Uitgangspunt

Er wordt nu beleid gemaakt. De vraag is of dat beleid effect heeft.

Inleiding

Het ministerie van LNV werd door het ministerie van Financiën geconfronteerd met de vraag of het geld dat LNV uitgeeft wel goed besteed is. Het NPB werd ingeschakeld en in 2002 verscheen een rapport met de conclusie dat we daar eigenlijk niet goed een antwoord op kunnen geven. Verder onderzoek is dus nodig. Een daarvan is EKSTER, dat zich richt op agrarische bedrijven.

Effect

Men denkt vaak dat effect is: het verschil tussen de situatie voor en na een maatregel. Maar daarbij wordt het tijdsaspect vergeten. Beter zou zijn om de situatie met en zonder maatregel te bekijken. Praktisch probleem daarbij is hoe de situatie zonder te bekijken is.

Kosten

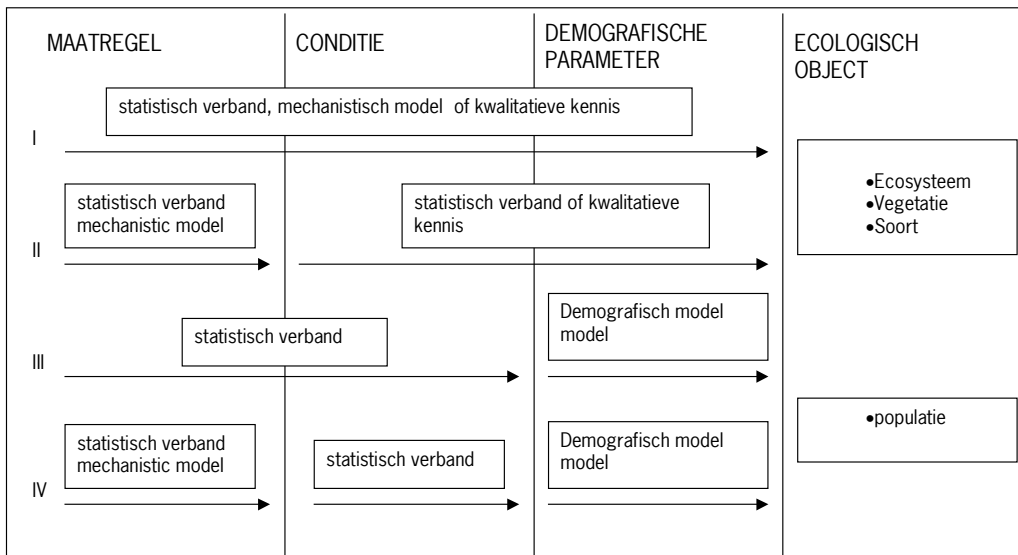
Economen definiëren kosten vaak in termen van schaarse middelen die goederen en diensten voortbrengen. Kosten is dan het verschil in termen van ontgane opbrengst. Frank stelt voor om voor de overheid als kosten de uitgaven te nemen; geld dat anders ergens anders aan besteed zou zijn. Er is echter rond dit onderwerp nog veel onduidelijk, daarvoor verwijst hij naar het de LEI-publicatie 'Natuurkostenmethodologie. Inventarisatie van discussiepunten', van Boone et al.

Koppelen kosten aan effect

Hoe nu de kosten aan het effect te linken? Daarvoor moet onderzocht worden welke kosten gemaakt zijn en tot welke effecten die maatregelen hebben geleid. De kosten die hebben geleid tot het ontstaan van de maatregel en bijbehorende administratieve kosten zijn daar ook bij inbegrepen.

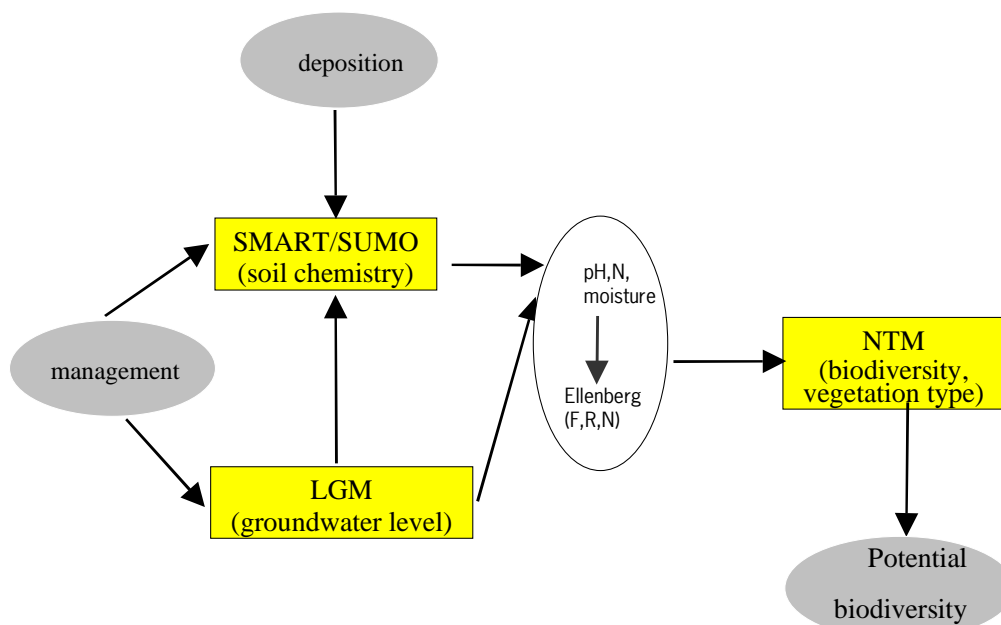
4.2.5 Voorgestelde methodiek: ecologie (Chris Klok)

De centrale vraag is: hoe bepalen we effectiviteit (doelbereik)? Er zijn veel verschillende methodes die variëren van expertkennis tot dynamische (causaal-analytische) modellen. Onderstaand schema (zie ook Figuur 3) geeft de relaties aan tussen de maatregel en het doel. Dat kunnen directe relaties zijn of indirecte (via condities of demografische parameters).



Met expertkennis zoals vuistregels zijn alleen kwalitatieve uitspraken mogelijk. Kwantitatieve uitspraken kunnen worden gedaan als er statische verbanden of causaal analytische relaties zijn tussen de maatregel of conditie en het ecologische object. Om uitspraken te doen over de levensvatbaarheid van populaties zijn demografische modellen noodzakelijk.

Als voorbeeld van II is in figuur 6 het op Alterra ontwikkelde stromingsmodel weergegeven dat een relatie beschrijft tussen maatregelen en kans op voorkomen van plantensoorten (geen levensvatbaarheid populaties). De mechanistisch modellen SMART/SUMO en LGM beschrijven het effect van veranderingen in management op zuurgraad, stikstofgehalte en de vochtigheidsgraad. Het NTM model vertaalt deze abiotische condities direct in kans op voorkomen van soorten op basis van expertkennis.



Figuur 6 Stromingsmodel dat een relatie beschrijft tussen maatregelen en kans op voorkomen van plantensoorten (geen levensvatbaarheid populaties)

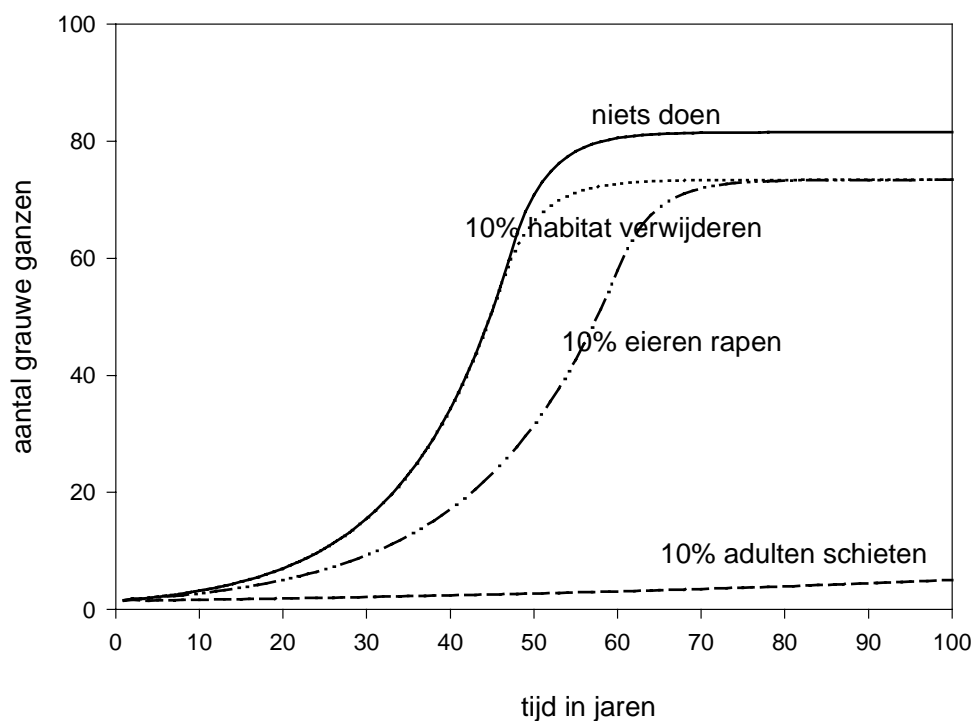
Wat is de geschiktheid van deze methode voor EKSTER?

- relateert maatregelen op bedrijfsniveau aan plantensoorten
- doet een uitspraak over de kans op aanwezigheid van soorten in de eindtoestand
- kan geen uitspraak doen over invloed van maatregel over de tijd, onbekend is hoe lang het duurt voordat de eindtoestand wordt bereikt
- resultaten moeilijk te valideren
- kan geen uitspraak doen over de levensvatbaarheid van populaties

Als voorbeeld van III zijn in figuur 7 de resultaten van een op Alterra ontwikkeld demografisch ganzen model weergegeven. In dit model grijpen de maatregelen direct aan op de soort. Met een dichtheidsafhankelijk matrixmodel zijn de effecten van lagere reproductie (eieren rapen) en overleving (schieten adulten) bepaald op de verwachte eindtoestand (aantal grauwe ganzen) en de tijdsduur waarop deze kan worden bereikt.

Wat is de geschiktheid van deze methode voor EKSTER

- relateert maatregelen uitvoerbaar op bedrijfsniveau aan levensvatbaarheid en dichtheid van populaties.
- doet uitspraken over dichtheid, en tijdsduur waarop de maatregel leidt tot bepaalde dichtheid
- resultaten te valideren door monitoring



Figuur 7 Resultaten van een demografisch ganzen model

Criteria die gebruikt worden om een methode te kiezen zijn:

- Hoe zijn de doelen geformuleerd (aan-/afwezig, biodiversiteit, dichtheid, overleving populatie)
- Welke informatie is voorhanden (kennis bestudeerde ecologische doel, relaties tussen maatregel en doel (direct of via conditie, demografie)
- Zijn de resultaten met velddata te valideren

Als criteria om doelen te kiezen zijn dichtheid of overleving van een populatie relevant, ook speelt het tijdselement een rol en moet een geavanceerd model gebruikt worden.

Kwantitatieve methoden hebben in EKSTER de voorkeur, omdat zij de dynamiek in ruimte en tijd van soorten kunnen voorspellen, en om het feit dat om te kunnen optimaliseren, zowel de kosten als de baten kwantitatief uitgedrukt moeten worden.

Discussie

Gevraagd wordt welke criteria LNV gebruikt. Hoe zijn die doelen op dit moment gesteld in het natuurbeleid? Het projectteam antwoordt dat bij planten aan- of afwezigheid en biodiversiteit gebruikt wordt en bij weidevogels dichtheid. Overleving van populaties wordt slechts impliciet genoemd, als het ultieme doel. EKSTER wil het doel transformeren naar condities; kijken welke soorten condities bij welke soorten doelen horen. Bij weidevogels gaat dat verder dan condities op zich: je wilt voorspellingen doen voor de toekomst over overleving.

Het gepresenteerde model wordt momenteel toegepast voor natuurgebieden en is nog niet toepasbaar voor agrarische bedrijven. Het is een voorbeeld van het type model dat kan worden gebruikt.

4.2.6 Plenaire discussie

In de discussie waren punten te onderscheiden die te maken hebben met de gestelde vraag en punten die te maken hebben met de voorgestelde werkwijze. Deze zijn afzonderlijk besproken

De gestelde vraag is: Het onderzoek is in eerste aanleg geconcentreerd op zogenaamde cultuurvolgers en betreft het verbinden van de kennisvelden ecologie en economie. Het doel is om gefundeerde uitspraken te kunnen doen over de optimale inzet van (overheids)middelen en de economische efficiëntie van ingezette instrumenten. Dit betreft de afruil, bij de bescherming van cultuurvolgers, tussen ecologisch rendement (bescherming van soorten) en economische effecten. In de discussie kwamen de volgende punten naar voren:

Landschap of soort?

De benadering van soorten wordt door sommige onvruchtbaar gevonden, dit zou moeten gebeuren op het niveau van levensgemeenschappen of landschappen. Bij de inperking van soorten is de vraag: welke soorten kies je, en is het beleid het daarmee eens? Daaraan wordt toegevoegd: Natuurbeleid is in eerste instantie bedoeld voor soorten waarvoor Nederland essentieel is voor het voortbestaan, of voor soorten die hier thuishoren. Zou je deze soorten dan niet moeten bekijken? Opgemerkt wordt dat het lijkt of er een tegenstelling is tussen landschappen en soorten. Landschap echter is een abstract begrip dat alleen betekenis (invulling) krijgt vanuit soorten en hun habitateisen. Overleving van soorten vraagt om beleid dat (mede) is gericht op het landschap.

Welke soort?

Hoeveel soorten moet je dan onderzoeken om iets over een landschap te kunnen zeggen, en hoeveel soorten kunnen met EKSTER worden onderzocht? Er kan een aantal strategische soorten worden gekozen, met als criteria dat ze belangrijk zijn in het beleid en dat ze landschappelijk een belangrijke rol spelen. Er zijn daarbij verschillende overwegingen om a) bepaalde landschappen te selecteren en b) daarbinnen een aantal soorten te kiezen of c) te kiezen voor specifieke soorten en de resultaten te generaliseren naar soorten met vergelijkbare demografische kenmerken.

Doel onderzoek

Er wordt gevraagd of de bedoeling van EKSTER is het beoordelen van maatregelen of het aangeven wat de maatregelen zouden moeten zijn. Bij het evalueren van de SAN gaat dat over maatregelen die er al liggen. Het tweede doel is het ontwikkelen van een methodiek en het bedenken van maatregelen. De bruikbaarheid van de methodiek is een ingang voor de tweede workshop.

Oorspronkelijke vraag

De oorspronkelijke vraag was de effectiviteit van agrarisch natuurbeleid te toetsen; het evalueren van bepaalde maatregelen. Feit is dat we daar nu geen uitspraken over kunnen doen. Ook al is het een maatregel die onrealistisch of onuitvoerbaar is, we zullen toch eerst de effectiviteit van die maatregel moeten toetsen voordat we kunnen aangeven hoe het anders zou moeten.

De hoofdvraag is niet het evalueren van de SAN, maar het aangeven of het geld wat LNV uitgeeft aan natuurbeheer goed besteed is.

Voorgestelde werkwijze

De voorgestelde werkwijze is: Op basis van ecologische modellering, met name populatiedynamica, valt iets te zeggen over de voor levensvatbare populaties van soorten vereiste condities. Op basis van economische modellen valt iets te zeggen over de kosten om deze condities te realiseren. Dit betreft naast aanpassingen op bedrijfsniveau in de landbouw, ook effecten op regionaal en macro-economisch niveau. De koppeling van de ecologische en economische kennis verloopt via de condities, hierbij wordt geanalyseerd hoe de beschikbare beleidsinstrumenten optimaal kunnen worden ingezet. Vragen die betrekking hebben op de voorgestelde werkwijze waren.

Geeft deze methode voldoende informatie?

Kan er, op basis van 1 of enkele soorten, op korte termijn een advies aan LNV gegeven worden, of is daarvoor meer tijd nodig en moeten meer soorten bekeken worden? Eerst moet voor 1 soort bewezen worden dat de methode werkt. Daarna kan de methode verder ontwikkeld en verfijnd worden en toepasbaar gemaakt worden voor andere soorten. Maar de eerste stap is 1 soort.

Welke soort?

Het projectteam vindt dat er uit deze workshop voldoende informatie is gekomen om een keuze te maken. Voorgesteld wordt om een soort te nemen waarover veel bekend is, en waarop in beleid geconcentreerd wordt.

Afstemming met andere projecten?

EKSTER gaat uit van natuurdoelen. Er is een ander project dat de maatregelen centraal stelt (zoals verlaging van de ammoniakemissie). Er schijnt ook een project te zijn waarin naar de EHS gekeken wordt, maar er is nog geen afstemming met dat project.

Gemaakte keuzes verantwoorden

Per soort kun je zeggen of een bepaalde maatregel effect heeft. De vraag is op welk doel je gestuurd hebt en of dat doel meetbaar is. Het effect is alleen definieerbaar in relatie tot een doel; zonder doel kun je geen effect meten. Er wordt benadrukt dat veel keuzes politieke keuzes zijn. Wat zijn de gevolgen van die keuzes (welke soorten betrek je wel en welke juist niet, welke streefwaardes gebruik je voor bijvoorbeeld de dichtheid, enz). Het is belangrijk (en nuttig voor LNV) ook inzichtelijk te maken wat de gevolgen zijn van die keuze.

4.3 Workshop 2: ecologische modellen

4.3.1 Inleiding (Rob van Apeldoorn)

Omdat er een aantal nieuwe gezichten is, geeft hij eerst een inleiding over de achtergrond van het project. EKSTER staat voor Economische KoSTen en Ecologisch Resultaat. Aanleiding voor het project is de vraag naar de doelmatigheid van de besteding van belastinggeld: is natuurbeheer effectief en efficiënt?

Het doel van EKSTER is het evalueren van maatregelen, die beogen bij te dragen aan het waarborgen van de duurzame instandhouding van populaties (flora, fauna) of ecosystemen, waaronder maatregelen voor agrarisch natuurbeheer. Het project wil een relatie leggen tussen de (economische) kosten en de (ecologische) baten van de maatregelen, zodanig dat kan worden nagegaan op welke wijze de duurzame instandhouding van soort of vegetatie zo efficiënt mogelijk kan worden gerealiseerd.

De SAN (Subsidieregeling Agrarisch Natuurbeheer) kent ecologische doelen die veelal statisch zijn (aan- of afwezig) en betrekking hebben op bijvoorbeeld soort, landschap en vegetatie. Er zijn soorten die in aantal afnemen (bv. grutto), die in aantal toenemen (bv. grauwe gans) of die stabiel zijn in aantal. Daar hoort een typerende dynamiek in de tijd bij. Zonder informatie daarover weet je niet wanneer je welke maatregel moet uitvoeren. Het bepalen van de efficiëntie van maatregelen zonder inzicht in de dynamiek van het gekozen doel levert een aantal problemen op, zoals:

- Hoe lang duurt het voordat een bepaalde toestand is bereikt? (maatregel tussentijds stoppen of opvoeren?)
- Hoe bijsturen bij interactie met andere factoren (bv. slechte jaren)
- Kiezen tussen verschillende maatregelen waarmee hetzelfde doel kan worden bereikt

De conclusie van de eerste workshop is dat er een voorkeur bestaat voor het gebruik van kwantitatieve modellen die een causale beschrijving geven van de relatie tussen maatregel en effect (doel).

Vandaag zullen twee typen kwantitatieve modellen worden besproken: stromingsmodellen en demografische modellen. Bij de stromingsmodellen gebeurt dit aan de hand van een voorbeeld (SMART-SUMO-MOVE-NTM), bij de demografische modellen wordt de groep van deterministische matrixmodellen gepresenteerd. De centrale vraag van de discussie zal zijn in

hoeverre beide typen modellen het mogelijk maken om de effectiviteit van beheersmaatregelen te bepalen en welke criteria daarbij kunnen worden gehanteerd.

Criteria voor de keuze voor een model zijn:

- het moet toepasbaar zijn voor cultuurvolgers;
- het moet een kwantitatief model zijn dat de causale relatie beschrijft tussen de verandering in de condities (door de maatregel) en de duurzaamheid van de populatie;
- de condities moeten beïnvloed (kunnen) worden door maatregelen op bedrijfsniveau;
- het effect moet meetbaar zijn in de tijd;
- ruimtelijke schaal waarop het ecologisch effect speelt is afhankelijk van de soort, dit moet op het niveau van percelen, bedrijven of een regio liggen.

4.3.2 Stromingsmodellen (Wieger Wamelink)

Wieger bespreekt de modellering m.b.v. de modellen SMART-SUMO-NTM. SMART en SUMO zijn stromings- of procesmodellen, NTM is een regressiemodel. Het belangrijkste proces dat door deze modellen wordt beschreven is de N-kringloop.

SMART richt zich voornamelijk op de bodem en SUMO op de vegetatie. NTM is een statistisch model en is te visualiseren als een 3-dimensionale bak met gegevens; een opzoekmodel dus. Tussen de modellen vindt uitwisseling van informatie plaats. Gegevens die als input worden gebruikt zijn in dit geval informatie over depositie en management. De output is biodiversiteit, vegetatietype en vegetatiestructuur. In het bodemdeel zijn de processen mineralisatie en (de)nitrificatie van belang.

SUMO levert gegevens over biomassa (hoeveelheid, N-gehalte, strooisel, hoeveelheid dood hout) en vegetatie (type, successie, boomsoorten, vegetatiestructuur). Belangrijk is parametrisatie (finetuning) en validatie (bij oplevering van een nieuwe versie). Hoe betrouwbaar is het model en hoe betrouwbaar zijn de metingen. Er is een grote variatie in metingen.

De vraag is of er een deterministisch of een stochastisch model gebruikt moet worden. Een deterministisch model levert bij elke run dezelfde uitkomst, een stochastisch model niet. De modellen werken op grid-basis. Dit betekent dat de ruimte ingedeeld is in vlakjes en de output per vlakje berekend wordt. Er zijn geen wisselwerkingen tussen grids. De tijdstap die gebruikt wordt is 1 jaar.

Samengevat

Voor procesmodellering is kennis van het proces nodig evenals gegevens om parameters te kunnen schatten (uit de literatuur moeten dus gegevens beschikbaar zijn). Een nadeel van deze modellen is dat het proces soms onvoldoende bekend is en er geen of te weinig gegevens beschikbaar zijn om de parameters te kunnen schatten. Soms wordt daarvoor in plaats van literatuur expertkennis gebruikt. Ook hebben deze modellen geen ruimtelijke component, er wordt dus geen rekening gehouden met interactie tussen de grids.

De toepasbaarheid van deze modellen is landelijk of op site schaal (perceelsniveau). Het wordt gebruikt voor natuurgebieden en zeer extensieve landbouwsystemen, en voor uit de intensieve landbouw genomen gebieden.

Het model voldoet slechts ten dele aan de hiervoor genoemde (keuze) criteria die relevant zijn voor EKSTER.

4.3.3 Demografische modellen (Hans Heesterbeek, RUU)

Matrixmodellen vormen een groep van de demografische modellen waarvoor veel analyse methoden zijn ontwikkeld (Caswell, 2001).

Matrixmodellen beschrijven de relatie tussen aantallen individuen in bepaalde toestanden op de tijdstippen t en $t+1$. In de standaard vorm is er een lineair verband tussen het aantal dieren (individuen) op tijdstip t en op tijdstip $(t+1)$.

$$\begin{pmatrix} | & n_1^{t+1} & | \\ | & & | \\ | & & | \\ | & n_n^{t+1} & | \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} | & a_{11} & \dots & a_{1n} & | \\ | & & & & | \\ | & & & & | \\ | & a_{n1} & \dots & a_{nn} & | \end{pmatrix} \begin{pmatrix} | & n_1^t & | \\ | & & | \\ | & * & | \\ | & n_n^t & | \end{pmatrix}$$

De coëfficiënten in een matrixmodel zijn de overlevingskansen in een bepaalde klasse (toestand), de kansen van overgang naar een andere klasse en de bijdrage aan de reproductie.

Lineaire, deterministische modellen zijn dichtheidsonafhankelijk, dat wil zeggen dat de coëfficiënten (a_{ij}) onafhankelijk zijn van de aantallen individuen in een bepaalde toestand (n_i), maar dichtheidsafhankelijke en stochastische modellen zijn ook mogelijk. Op de lange termijn gaan de waarden (aantal individuen per toestand) naar een vast niveau, deze waarde wordt bepaald door de gebruikte matrix. De schommelingen in het begin zijn het gevolg van de keuze van de beginconditie. Op de lange termijn is er een vaste ratio tussen de aantallen individuen per klasse en een stabiele verdeling over de klassen, een vaste waarde voor de populatiegroei, en een stabiele waarde voor de reproductie. De invloed van maatregelen hierop kan met matrixmodellen worden geanalyseerd.

Voordelen van deterministische matrixmodellen zijn:

- Heel handig voor het vergelijken van scenario's;
- Eenvoudige methode voor analyse van gevoeligheid/ elasticiteit;
- Eenvoudig te implementeren, snel en weinig parameters nodig;
- Duidelijke link met meetbare populatie parameters;
- Gemakkelijke betrouwbaarheidsintervallen voor groeisnelheid;
- Maken uitspraken mogelijk over de duurzaamheid van populaties.

Nadelen van deterministische matrixmodellen zijn:

- Lenen zich niet voor het modelleren van hele gemeenschappen
- Korte termijn voorspellingen zijn onzeker vanwege de afhankelijkheid van begincondities;
- Berekenen de populatiegroeisnelheid en niet een evenwichtsdichtheid, om deze te bepalen is een dichtheidsafhankelijke versie noodzakelijk. Als een bepaalde dichtheid als doel is gesteld zijn deze modellen minder geschikt;
- Dichtheidsafhankelijkheid, stochastische effecten en variabel milieu zijn niet heel gemakkelijk mee te nemen. Er zijn hiervoor echter wel technieken ontwikkeld (Caswell 2001);
- Validatie is mogelijk maar moeilijk omdat ongestoorde groei zelden voorkomt.

Samengevat

- Dit type modellen wordt veel gebruikt in populatiestudies van planten en dieren;
- Er is een goed gedocumenteerde en uitgewerkte wiskundige achtergrond;

- Wiskundige gevoeligheidsanalyse is gemakkelijk en informatief;
- Validatie is lastig;
- Erg gemakkelijk te implementeren als eerste benadering.

4.3.4 Discussie nut en noodzaak demografische modellen in EKSTER

Stromings- of procesmodellen

In het gepresenteerde voorbeeld van een stromingsmodel is het NTM model de biotische component. Dit is een regressiemodel dat associatieve verbanden legt zonder dat er een causaal verband bekend is. De output van het NTM model is een natuurbehoudwaarde, dit is een relatief getal dat de kans op voorkomen van een rode lijst soort op een bepaalde plek weergeeft, zonder dat bekend is op welke termijn dit gebeurt. Deze kans wordt berekend op basis van de N-beschikbaarheid, de voorjaarsgrondwaterstand en de pH van de bodem.

Opgemerkt wordt dat niet alleen het niveau (soort of hoger) belangrijk is, maar ook de relaties daartussen. In plaats van een black box zouden de verbanden zichtbaar moeten worden gemaakt, bijvoorbeeld de relatie tussen het voorkomen van de grutto en maaien, en de resultaten daarvan worden doorgetrokken naar het niveau van het ecosysteem.

Opgemerkt wordt dat het doel van de toepassing de keuze voor een modeltype bepaalt. Als je geïnteresseerd bent in de levensvatbaarheid van populaties zijn matrixmodellen zeer geschikt. Op het organisatieniveau van vegetaties of ecosystemen kan de kans op voorkomen van soorten en de soortensamenstelling een interessante vraag zijn. Om deze te beantwoorden zijn stromingsmodellen en expertsystemen geschikte methoden.

Ontwerpen model

Het ontwerpen van stromingsmodellen kost heel veel tijd, het ontwerpen van matrixmodellen kan veel sneller. Hier moet bij de keuze van een model ook rekening mee gehouden worden.

4.3.5 Overzicht demografische modellen toepasbaar in EKSTER (Chris Klok)

In deze inleiding is aangegeven waarom in EKSTER voor demografische modellen wordt gekozen en hoe deze modellen kunnen worden gebruikt. EKSTER beoogt een instrument te ontwikkelen om de optimale inzet van bestaande (beleids)maatregelen te bepalen om de levensvatbaarheid van een specifieke soort (flora of fauna) in een bepaald gebied te bewerkstelligen of te handhaven. Het criterium bij de bepaling van de optimale inzet is het quotiënt van het bereikte (ecologische) resultaat en de (economische) kosten die met de maatregelen gepaard gaan.

Een levensvatbare populatie is een populatie op een locatie die zich op eigen kracht in de tijd kan handhaven. Dat wil zeggen dat er evenveel of meer individuen bijkomen als er verdwijnen. Voor de beschrijving van de effecten op de populatie is een kwantitatief demografisch model gewenst omdat dit niet alleen inzicht geeft in het effect op de eindtoestand maar ook in de dynamiek van de soort in tijd en ruimte. Dit biedt de mogelijkheid om tijdens de rit bij te sturen en zo plaagsituaties of uitsterven te voorkomen.

Een demografisch model heeft de voorkeur, omdat reproductie, sterfte en migratie afhankelijk zijn van de opbouw en samenstelling van de populatie, en maatregelen aan kunnen grijpen op specifieke groepen binnen de populatie (zoals adulten). Binnen de demografische modellen zijn veel typen modellen te benoemen, een van deze typen, de matrixmodellen, is erg geschikt om de volgende redenen:

- wiskundig eenvoudig;
- geringe databehoeftes;
- algemeen toepasbaar;
- goed ontwikkelde analysetechnieken.

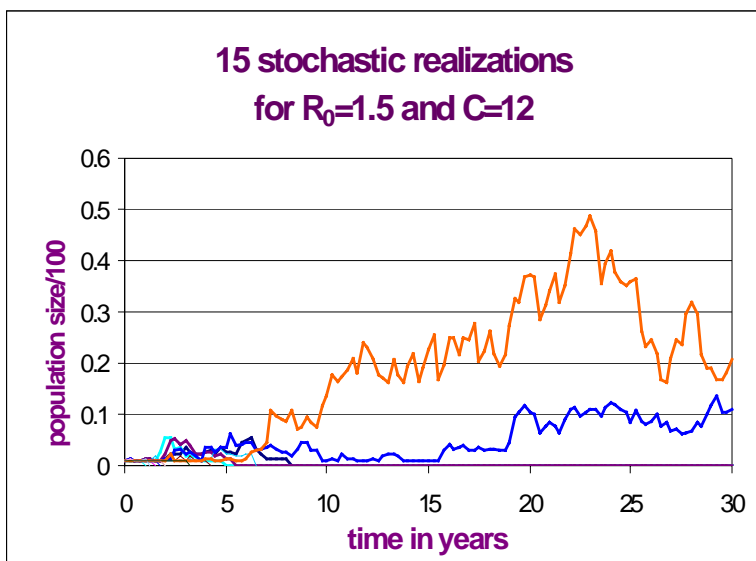
De keuze voor een model en de benodigde data zijn afhankelijk van het probleem (zie tabel 4). Als voorbeeld wordt de grutto genoemd. De adultenoverleving heeft de grootste invloed op de populatieoverleving, echter deze factor kan in het Nederlandse agrarisch gebied nauwelijks worden beïnvloed. Daarom wordt in AN ingezet maatregelen die de reproductie en overleving van de kuikens vergroten. De uitkomst van die maatregelen is sterk afhankelijk van stochastische factoren (zoals predatie en het weer), wat pleit voor de beschrijving met een stochastisch model.

Tabel 4 Keuze voor een model en de benodigde data

Beperkende factor voor de soort	Modeltype	Benodigde data	Model output	Tools?	Aanname expliciet?	Complexiteit?	Validatie?
Habitat kwaliteit Oogst, jacht, predatie	Deterministisch	Reproductie sterfte (gemiddelde waarde)	Populatie groeisnelheid Kans op uitsterven gevoeligste fase dichtheid (1)	++	++	++	++
Habitat kwaliteit + lage aantallen	Stochastisch demografie	Gemiddelde plus individuele variatie	Kans op uitsterven kans op afname aantallen	+ -	++	+	+ -
Habitat kwaliteit variabel over de jaren	Stochastisch milieu	Gemiddelde plus variatie over tijd tijdseries	Stochastische populatiegroeisnelheid Kans op uitsterven kans op afname aantallen	+ -	++	+	+ -
Ruimte fragmentatie	Ruimte expliciet	Reproductie sterfte immigratie emigratie dispersie	Kans op uitsterven Kans op aantal bezetten patches	+ -	++	+	+ -

4.3.6 Toelichting op enkele demografische modellen (Thomas Hagens, PRI)

Thomas Hagens licht de stochastische modellen kort toe. Als de populatie klein is, spelen kansprocessen een grote rol. Dit heeft invloed op of en hoe lang het duurt voordat het proces op gang komt/ gaat lijken op een groeicurve. Figuur 8 illustreert dit.



Figuur 8. Voorbeeld van een demografisch model

Van de vijftien populaties sterven er tien binnen de eerste vijf jaar uit als gevolg van kansprocessen terwijl de populaties gegeven de $R_0 > 1$ in aantal kunnen toenemen. Bij kleine aantallen individuen is het daarom verstandig rekening te houden met het effect van toevallige gebeurtenissen die tot uitsterven leiden. Voor de modellering betekent dit dat stochastische modellen een betere benadering leveren dan deterministische. Dit geldt ook voor het bestuderen van extinctie-eigenschappen van populaties met $R_0 > 1$. De aard van het probleem bepaalt dus de keuze voor een deterministisch of een stochastisch model.

4.3.7 Discussie ecologische toolbox EKSTER

Voorkeur: matrixmodellen

De voorkeur voor EKSTER bij de ecologische modellering gaat uit naar een demografisch matrixmodel, omdat met dit type modellen zowel inzicht kan worden verkregen in de eindtoestand als de wijze en tijdsduur waarop deze wordt bereikt. Proces- of stromingsmodellen zoals de gepresenteerde keten SUMO-SMART-MOVE-NTM voorspellen wel de kans op het bereiken van een eindtoestand, maar geven geen inzicht in de wijze waarop en de tijdsduur waarover deze wordt bereikt.

Bestaande modellen zoals SMART-SUMO-NTM zijn gericht op natuur, niet op landbouw

Veel van de besproken (proces)modellen hebben betrekking op natuurterreinen en niet op landbouw. Bij toepassing in het kader van EKSTER kan dit problemen geven omdat veel

processen die belangrijk zijn in natuurgebieden anders zijn dan die in landbouwgebieden. Voor landbouwgebieden zou je dan andere processen moeten gaan modelleren. Een voordeel daarbij is dat bij agrarische gebieden een aantal processen geen rol speelt, waardoor een stroommodel voor agrarisch gebied eenvoudiger lijkt.

Bij omvorming van landbouw naar natuur is het op natuur toegesneden model niet direct geschikt, na ongeveer 10-15 jaar spelen in deze nieuwe natuurgebieden processen die vergelijkbaar zijn aan die in natuurgebieden en kan het model dat deze processen simuleert worden toegepast. Er is veel informatie over landbouwsystemen, tabellen hiervoor (zoals de HELP tabel) zijn vaak ver uitgewerkt. Wellicht hebben die tabellen meer informatie voor ecologische modellen dan andersom.

Voorts wordt opgemerkt dat het ecologisch deel nog een probleem is in modellen, door de dynamiek van soorten in de tijd.

Afrekenen op resultaat

Bij het agrarisch natuurbeheer worden beheerders niet afgerekend op het creëren van omstandigheden, maar op het wel of niet voorkomen van een soort. Dit is niet gewenst, bijvoorbeeld omdat je bij agrarisch natuurbeheer de effecten op lange termijn wel kunt inschatten, maar boeren niet mag afrekenen op de resultaten in het eerste jaar. Dit vraagt om toepassing van een stochastisch model, waarmee je de kans kunt uitrekenen dat de gestelde doelen worden gehaald, en je kunt laten zien dat het moeilijk (of onjuist) is om af te rekenen op het wel of niet voorkomen van soorten. Als je alleen naar een statische eindtoestand kijkt, laat je veel dingen achterwege.

Benodigde tijd voor het opstellen van het model

Hoe verder je in de door Chris Klok gepresenteerde tabel naar beneden gaat, hoe meer tijd het kost om het model op te tuigen. Zelfs het opstellen (formuleren en bepalen waarde van de coëfficiënten) van een deterministisch model valt altijd tegen. Dit moet niet worden onderschat. Nagedacht moet worden hoeveel soorten er met een matrixmodel gemodelleerd gaan en kunnen worden.

De vraag daarbij is wat het doel is. Wordt er ingezet op veel weten over weinig of weinig weten over veel? Hoe is dit laatste te generaliseren? Een alternatief is ambassadeursoorten te kiezen of om een te volgen bijvoorbeeld een algemene uitspraak doen over weidevogels. Een gedeeltelijke oplossing is een kruistabel maken, voor bijvoorbeeld 100 soorten of vegetaties, en daarin aan te geven waar de problemen liggen (ruimte, verbinding, beheer, etc.).

Alvorens deze vragen te beantwoorden moet men zich realiseren dat EKSTER (ook) is gericht op het ontwikkelen van een methode. Eerst moet worden gekeken of de methode werkt, je kunt niet alles ineens.

Referenties

- Akcakaya, R.H. 2000. Population viability analyses with demographically and spatially structured models. *Ecological Bulletin* 48:23-38.
- Andr n, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71:355-366.
- Anon., 2001. Modellen en bestanden Alterra. Inventarisatie Wissl. NPB, Wageningen.
- Beissinger, S.R. & M.I. Westphal, 1998. On the use of demographic models of population viability in endangered species management. *J. Wildl. Manage.* 62:821-841.
- Boersma, P.D., Kareiva, P., Fagan, W.F., Clark, J.A. & J.M. Hoekstra, 2001. How good are endangered species recovery plans?. *BioScience* 51:643-649.
- Boone, J.A., K.H.M. van Bommel, E.J. Bos en M.N. van Wijk, 2003. Natuurkostenmethodiek; Inventarisatie van discussiepunten. LEI-rapport 3.03.01 Den Haag
- Caswell, 2001 *Matrix population models: construction, analysis, and interpretation*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.
- Crouse, D.T., L.B. Crowder & H. Caswell, 1987. A stage-based population model for loggerhead sea turtles and implications for conservation. *Ecology* 68: 1412-1423.
- Drechsler, M. & C. Wissel 1998. Trade-offs between local and regional scale management of metapopulations. *Biological Conservation*, 83:31-41.
- Etienne, S.E. & J.A.P. Heesterbeek., 2001. Rules of thumb for conservation of metapopulations based on a stochastic winking-patch model. *American Naturalist*, 158:389-407.
- Johst, K., M. Drechsler and F. Watzold, 2002 An ecological-economic modelling procedure to design compensation payments for the efficient spatio-temporal allocation of species protection measures. *Ecological Economics* 41: 37-49
- Lande, R., 1998. Demographic model of the northern spotted owl (*Strix occidentalis caurina*). *Oecologia* 75: 601-607.
- Polaski, S., J.D. Camm and B. Garber-Yonts, 2001. Selecting biological reserves cost-effectively: an application to terrestrial vertebrate conservation in Oregon. *Land Economics* 77 (1): 68-78
- Terwan, P., Guldemond, J.A. & J. Buijs, 2002. Toekomst voor de grutto? Gruttobedrijven doorgerekend. CLM rapport 549.
- Silva, J.F., J. Raventos, H. Caswell & M.C. Trevisan, 1991. Population responses to fire in a tropical savanna grass *Andropogon semiberbis*: a matrix model approach. *Journal of Ecology* 79: 345-356.
- Steenvoorden, J.H.A.M., H. Houweling & J.J.F. Wien, 1998. Verkenning van de integratie van DLO-modellen op bedrijfsniveau en regionale schaal. SEO-rapport DLO, Wageningen.
- Verkaar, H.J., 1995. Ecological modelling of nature restoration: science as a contemporary Pythia. In: Schoute, J.F. Th et al. (eds.) *Scenario Studies for the Rural Environment*, 417-426. Kluwer Academic Publishers

- Vos, C.C., J. Verboom, P.F.M. Opdam & C.J.F. ter Braak, 2001. Towards ecologically scaled landscape indices. *American Naturalist*, 157: 24-31.
- Wamelink, G.W.W., V. Joosten, H.F. van Dobben & F. Berendse, 2002. Validity of Ellenberg indicator values judged from physico-chemical field measurements. *J. Vegetation Science* 13: 269-278.

Bijlage 1 Workshop EKSTER: deelnemers en programma

Eerste workshop, 11 maart 2003

Deelnemers

Rob van Apeldoorn (Alterra)	Chris Klok (Alterra)
Helena Berends (Alterra)	Robert Kwak (Alterra)
Willemien Geertsema (Alterra)	Tanja de Koeijer (NPB)
Nanny Gijsen (Alterra)	Cees Niemeijer (Alterra)
Rolf Groeneveld (WUR)	Marlies Sanders (Alterra)
Adriaan Guldemonnd (CLM)	Hans Schekkerman (Alterra)
Thomas Hagenaaars (PRI)	Alex Schotman (Alterra)
Lars Hein (WUR)	Raymond Schrijver (LEI)
René Henkens (Alterra)	Chantal Steuten, verslag (Alterra)
Tia Hermans (Alterra)	Frank Veeneklaas (Alterra)
Andre Jellema (Alterra)	Kees van Vliet, voorzitter (Alterra)
Fred Kistenkas (Alterra)	Jan Vreke (Alterra)

Programma

- Opening (Kees van Vliet)
- Inleiding problematiek vanuit ecologische hoek bezien (Rob van Apeldoorn)
- Inleiding problematiek vanuit de praktijk (Adriaan Guldemonnd, CLM)
- Interactieve sessie (Helena Berends)
- Voorgestelde methodiek (Frank Veeneklaas, Chris Klok)
- Plenaire discussie
- Sluiting en borrel

Tweede workshop, 21 mei 2003

Deelnemers

Rob van Apeldoorn (Alterra)	Cees Niemeijer (Alterra)
Paul Berentsen (WUR)	Gert Jan Noij (Alterra)
Annemarieke de Bruin (WUR)	Jaap van Raffé (Alterra)
Rolf Groeneveld (WUR)	Raymond Schrijver (LEI)
Thomas Hagenaaars (PRI)	Chantal Steuten, verslag (Alterra)
Anja Hagendoorn (EC-LNV)	Frank Veeneklaas (Alterra)
Hans Heesterbeek (Universiteit Utrecht)	Kees van Vliet, voorzitter (Alterra)
Tanja de Koeijer (NPB)	Jan Vreke (Alterra)
Chris Klok (Alterra)	Wieger Wamelink (Alterra)

Programma

- Opening (Kees van Vliet, vz)
- Inleiding (Rob van Apeldoorn)
- Procesmodellen (Wieger Wamelink)
- Demografische modellen (Hans Heesterbeek, Universiteit Utrecht)
- Discussie nut en noodzaak demografische modellen in EKSTER
- Overzicht demografische modellen toepasbaar in EKSTER (Chris Klok)
- Toelichting op enkele demografische modellen (Thomas Hagenaaars, PRI)
- Discussie Ecologische toolbox EKSTER
- Sluiting en borrel

Natuurplanbureau-onderzoek



Verschenen werkdocumenten in de reeks 'Planbureau - werk in uitvoering (per 1 november 2003)

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

Werkdocumenten vanaf nummer 2001/01 zijn ook te downloaden via de NPB-website
www.natuurplanbureau.nl

1998

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

1999

- 99/01 *Kuindersma, W.* (red). Realisatie EHS. Intern achtergronddocument bij de Natuurbalans 1999 voor de onderdelen Begrenzing en realisatie EHS, Strategische Groenprojecten, Landinrichting, Compensatiebeginsel en Bufferbeleid.
- 99/02 *Prins, A.H., T. van der Sluis en R.M.A. Wegman.* Begrenzing van beekdalén in de Ecologische hoofdstructuur.; De relatie met biodiversiteit van planten.
- 99/03 *Dijkstra, H.* Landschap in de natuurbalans 1999.
- 99/04 *Ligthart, S.* Bescherming van natuurgebieden, nationale en internationale instrumenten.; Intern achtergronddocument bij de Natuurbalans 1999.
- 99/05 *Higler, B & S. Semmekrot.* Verkennende studie graadmeter natuurwaarde laagveenwateren
- 99/06 *Neven, I. K. Volker & B. van de Ploeg.* Tussenrapportage van een exploratief onderzoek naar de indicering van het concept maatschappelijk draagvlak voor de natuur.
- 99/07 *Wijk, H. van & H. van Blitterswijk.* Achtergronddocument bij de Natuurbalans 1999.
- 99/08 *Kuindersma, W.* Beleidsevaluatie voor de Natuurbalans; Een handleiding voor medewerkers aan de Natuurbalans.
- 99/09 *Hinssen, P. J. Lujit & L. de Savornin Lohman.* Het meten van effectiviteit door het Natuurplanbureau; Enkele overwegingen.
- 99/10 *Koolstra, B.J.H., G.W.W. Wameling & V. Joosten.* Modelkoppeling en –aanpassing SMART/SUMO – LARCH; Modelkoppeling en aanpassing ten behoeve van integratie in de natuurplanner in het kader van het project Graadmeters Natuurwaarde Terrestrisch.
- 99/11 *Koolstra, B.J.H., R.J.F. Bugter, J.P. Chardon, C.J. Grashof, J.D. van Kuijk, R.M.G. Kwak, A.A. Mabelis, R. Pouwels & P.A.Slim.* Graadmeter natuurwaarde terrestrisch; Verslaglegging van de uitgevoerde werkzaamheden.
- 99/12 *Wijk, M.N. van, J.G.de Molenaar & J.J. de Jong.* Beheer als strategie; Een eerste aanzet tot ontwikkelen van een graadmeter beheer (tussenrapportage).
- 99/13 *Kuindersma, W. & M.Pleijte.* Naar nieuwe vormen van beleidsevaluatie voor het Natuurplanbureau?; Een overzicht van evaluatiemethoden en de toepasbaarheid daarvan.
- 99/14 *Kuindersma, W, M. Pleijte & M.L.A. Prüst.* Leemtes in de beleidsevaluatie natuurbalansen ingevuld?; Een verkenning van de mogelijkheden om enkele leemtes in het evaluatiedeel van de Natuurbalans op te vullen.
- 99/15 *Hinssen, P.J.W. & H. Dijkstra.* Onderbouwende programma's; de resultaten van 1999 en de plannen voor 2000. Inventarisatie van projecten en de betekenis van de resultaten daaruit voor producten van het Natuurplanbureau
- 99/16 *Mulder, M. Wijnen & E.Bos.* Uitgaven, kosten en baten van natuur; Inventarisatie van de rijksuitgave aan natuur, bos en landschap en toepassing van maatschappelijke kosten-batenanalyses bij natuurbeleidsverkenning.
- 99/17 *Kalkhoven, J.T.R., H.A.M. Meeuwssen & S.A.M. van Rooij.* Omzetting typologie Basiskaart Natuur 2020 naar typologie Begroeiingstypenkaart
- 99/18 *Schmidt, A.M., M. van Heusden & C.J. de Zeeuw.* Tussenresultaten project Informatielogistiek Natuurplanbureau
- 99/19 *Buijs, A.E., M.H. Jacobs, P.J.F.M. Verweij & S. de Vries.* Graadmeters beleving; theoretische uitwerking en validatie van het begrip 'afwisseling'
- 99/20 *Farjon, H. J.D. Bulens, M. van Eupen, K.Schotten & C. de Zeeuw.* Plangenerator voor natuur-scenario's; ontwerp en verkenning van de technische mogelijkheden van de Ruimtescanner
- 99/21 *Berg, A.E. van den.* Graadmeters beleving: Horizonvervuiling (*vervallen*)

2000

- 00/01 *Sluis, Th. Van der.* Natuur over de grens; functionele relaties tussen natuur in Nederland en natuurgebieden in grensregio's
- 00/02 *Goossen, C.M., F. Langers & S. de Vries.* Recreatie en geluidbelasting in 1995 en 2030; onderzoek voor Milieuverkenning 5
- 00/03 *Kelholt, H.J & B. Koole.* N-footprint 1980 – 1997, doorkijk 2030
- 00/04 *Broekmeyer, M.E.A., R.P.B. Foppen, L.W.G. Higler, F.J.J. Niewold, A.T.C. Bosveld, R.P.H. Snep, R.J.F. Bugter & C.C. Vos.* Semi-kwantitatieve beoordeling van effecten van milieu op natuur
- 00/05 *Broekmeyer, M.E.A. (samenstelling).* Stroom- en rekenschema's 1^e fase VijNo thema natuur. Bijlagerapport voor de bouwsteen natuur en de indicatoren natuurkwaliteit, landschapskwaliteit en confrontatie recreatievraag en –aanbod
- 00/06 *Vegte, J.W. van de & E. Turnhout.* De maat van de natuur; een onderzoek naar waarderinggrondslagen in graadmeters voor natuur
- 00/07 *Kuindersma, W., M.A. Hoogstra & E.E.M. Verbij.* Realisatie Ecologische Hoofdstructuur 2000. Achtergronddocument bij hoofdstuk 4 van de Natuurbalans 2000
- 00/08 *Kuindersma, W. & E.E.M. Verbij.* Realisatie van groen in de Randstad. Achtergronddocument bij hoofdstuk 9 van de Natuurbalans 2000
- 00/09 *Van Wijk, M.N, M.A. Hoogstra & E.E.M. Verbij.* Signalen over natuur en landschap. Achtergronddocument bij hoofdstuk 2 van de Natuurbalans 2000
- 00/10 *Van Wijk, M.N. & H. van Blitterswijk.* Evaluatie van het bosbeleid. Achtergronddocument bij hoofdstuk 5 van de Natuurbalans 2000
- 00/11 *Veeneklaas, F.R. & B. van der Ploeg.* Trendbreuken in de landbouw. Achtergrondrapport project VIJNO-toets van het Milieu- en Natuurplanbureau voor de Vijfde Nota Ruimtelijke Ordening
- 00/12 *Schaminée, J.H.J. & N.A.C. Smits.* Kwantitatieve veranderingen in de vegetatie van drie biotopen (laagveenwateren, heide en schraalgraslanden) voor zeldzaamheid en voedselrijkdom over de periodes 1930-1950 (referentie), 1980-1990 en 1990-2000. Achtergronddocument bij de Natuurbalans 2000
- 00/13 *Willemen, J.P.M. & A.M. Schmidt.* Datacatalogus. Eerste inventarisatie van geo-data beschikbaar voor het Natuurplanbureau
- 00/14 *Klijn, J.A.* Landbouw, natuur en landschap in Nederland; een voorverkenning voor de Natuurverkenning 2
- 00/15 *Klijn, J.A.* Landschap in Natuurplanbureau-producten: een mental map en onderzoeksaanbevelingen
- 00/16 *Elbersen, B., R. Jongman, S. Mûcher, B. Pedroli & P. Smeets.* Internationale ruimtelijke strategie
- 00/17 *Berends, H, E den Belder, N. Dankers & M.J. Schelhaas.* Een multidisciplinaire benadering van de gebruikswaarde van natuur; verkenning van een methode om ontwikkelingsopties voor (stukken) natuur te beoordelen

2001

- 01/01 *Jansen, S. m.m.v. R. P.H. Snep, Y.R. Hoogeveen & C. M. Goossen.* Natuur in en om de stad
- 01/02 *Baveco, H., J.C.A.M. Bervaes & J.Vreke.* Advies over de ontwikkeling van modellen voor het Natuurplanbureau
- 01/03 *Zouwen, M. van der & J. van Tatenhove.* Implementatie van Europees natuurbeleid in Nederland
- 01/04 *Sanders, M.E. & A.H. Prins.* Provinciaal natuurbeleid: kwaliteitsdoelen voor de Ecologische Hoofdstructuur
- 01/05 *Reijnen, M.J.S.M. & R. van Oostenbrugge.* Wetenschappelijke review van SMART-MOVE. Onderdeel van het kern-instrumentarium van het Natuurplanbureau
- 01/06 *Bruchem, C. van.* Stuwende schaarste. Over de drijvende kracht achter de ontwikkeling van de agrarische sector

- 01/07 *Berkhout, P., G. Migchels & A.K. van der Werf.* Te hooi en te gras. Verkenning naar ontwikkelingen in de grondgebonden veehouderij en gevolgen hiervan voor natuur en landschap
- 01/08 *Backus, G.B.C.* Parel in de Peel. Intensieve veehouderij en natuur in Nederland Plattelandstad
- 01/09 *Salz, P.* Requiem voor de visserij in Vis Mineur
- 01/10 *Smit, A.B.* Ruimte voor akkers en tuinen, bomen en bollen. Verkenning naar ontwikkelingen in de akkerbouw en opengrondstuinbouw en effecten hiervan op natuur en landschap
- 01/11 *Bouwma, I.M., J.A. Klijn & G.B.M. Pedrol.* Voorstudies Natuurverkenningen 2002 – onderdeel internationaal. Deel A: Europees beleid, wetgeving en financiële middelen, nu en in de toekomst; Deel B: Verkenning internationale waarden Nederlandse natuur en landschap
- 01/12 *Oerlemans, N., J.A. Guldemond & E van Well.* Agrarische natuurverenigingen in opkomst. Een eerste verkenning naar natuurbeheeractiviteiten van agrarische natuurverenigingen
- 01/13 *Koster, A., A. Oosterbaan & J.H. Spijker.* Ontwikkeling van natuur in de Nederlandse steden
- 01/14 *Bos, E.J. & J.M. Vleugel (eindred).* Uitgaven aan natuur door Rijk, provincies, lagere overheden, particulieren en de EU
- 01/15 *Oostenbrugge, R., F.J.P. van den Bosch & K.M. Sollart.* Natuurbalans 2001: enquête resultaten provincies
- 01/16 *Bouwma, I.M.* Programma Internationaal Natuurbeheer 1996 – 2000. Doelen & besteding
- 01/17 *Jonkhof, J.F. & M.P. Wijermans.* De Deltametropool: een grenzeloos parklandschap!
- 01/18 *Jonkhof, J.F. & W. Timmermans m.m.v. J. Borsboom-van Beurden & L. Crommentuijn.* Groen wonen tussen stad en land
- 01/19 *Keuren, A, H. Houweling & J.G. Nienhuis.* EHS 2000. Technische achtergronden bij de bestanden van de Ecologische Hoofdstructuur
- 01/20 *Veldkamp, B., A. Keuren, J.G. Nienhuis & H. Houweling.* EHS 2001. Technische achtergronden bij de bestanden van de Ecologische Hoofdstructuur
- 01/21 *Koole, B., J. Lujit & M.J. Voskuilen.* Grondmarkt en grondgebruik. Een scenariostudie voor Natuurverkenning 2

2002

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

- 02/14 *Reijnen, M.J.S.M., J.T.R. Kalkhoven & J. Dirksen.* Graadmeter doelrealisatie EHS. Verkenning van praktisch toepasbare opties.
- 02/15 *Willemen, J.P.M. & A.M. Schmidt.* Kernbestanden Natuurplanbureau. Overzicht van ruimtelijke gegevensbestanden geïnventariseerd voor het Natuurplanbureau
- 02/16 *Koomen, A.J.M.* Verkenning van de samenhang tussen aardkunde en historische geografie. Een verkenning op basis van de landelijke digitale bestanden AKIS en HISTLAND

2003

- 03/01 *Winsum-Westra, M. van, m.m.v. A.E van den Berg, A.E. Buijs & en J.Vreke* .Meetproblematiek natuurhouding. Problemen bij en suggesties voor het meten van de natuurhouding van actoren
- 03/02 *Balduk, C.* Bestuurlijke trends. Beleidsdocumentanalyse naar veranderingen in percepties over sturing bij het Ministerie van LNV
- 03/03 *Klostermann, J.E.M.* Bestuurlijke evaluatie van beleid voor zoet-zout overgangen. Achtergronddocument Natuurbalans 2003
- 03/04 *Leneman, H.* Natuurkosten; Verslag van werkzaamheden maart tot juli 2003
- 03/05 *Schmidt, A.M., L. Kooistra, J.G. Nienhuis en O. Knol.* Duurzame Informatievoorziening Natuurplanbureau; Stand van zaken januari 2003
- 03/06 *Spijker, J.J., M.J. Strookman, E.A. de Vries & H.C.J. Vrolijk.* Stedelijk groen onder de loep. Verkenning naar de mogelijkheden van de Databank Gemeentelijk Groenbeheer als informatiebron voor het Milieu- en Natuurplanbureau
- 03/07 *Balduk, C.* 'De Betrouwbare Overheid'; Maatschappelijk vertrouwen in de overheid
- 03/08 *Luttik, J., B. van der Ploeg, J. van den Berg, M.J.S.M. Reijnen & M.E. Sanders.* Landbouw Natuurlijk; over het meten van natuurkwaliteit in agrarisch gebied
- 03/09 *Beek, A.J.C.M. van, J.T. Kalkhoven, G. Mighels, A.J. Visser & C. Wierda.* Koppelingen tussen landbouw & natuur; een scenariostudie naar de interacties tussen landbouw en natuur bij ontwikkelingen op basis van Business as Usual in 2030
- 03/10 *Kirsten, U., M.J.S.M. Reijnen, J. Vreke & R.J.H.G. Henkens* Mobiliteit en effecten op natuur
- 03/11 *Vreke, J. (red), R.C. van Apeldoorn, T.C. Klok, C.D.M. Steuten, F.R. Veeneklaas* Economische KoSTen en Ecologisch Resultaat (EKSTER); Verslag van werkzaamheden juni2002 – juni 2003