



Ecosysteembeheer

Beheer is een experiment en voorschriften zijn hypotheses – aanzet tot een discussie

S.M.J. Wijdeven

Alterra-rapport 1431, ISSN 1566-7197



Ecosysteembeheer

Ecosysteembeheer

Beheer is een experiment en voorschriften zijn hypotheses – aanzet tot een discussie

S.M.J. Wijdeven

Alterra-rapport 1431

Alterra, Wageningen, 2006

REFERAAT

Wijdeven, S.M.J., 2006. *Ecosysteembeheer; beheer is een experiment en voorschriften zijn hypotheses – aanzet tot een discussie*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1431. 45 blz.; 2 fig.; 52 ref.

De samenleving stelt steeds meer eisen aan het Nederlandse bos. De vraag is of binnen de complexe en veranderende omgeving dit 'nieuwe' bos effectief (adequaat en evalueerbaar inzetten van maatregelen om doelen te bereiken) beheerd kan worden? In dit rapport worden enkele internationale benaderingen geschetst onder de noemer Ecosysteembeheer, Adaptief beheer en Model Forests, als aanzet tot een discussie. In deze benaderingen staan dynamiek, onzekerheid en adaptatie centraal. Beheermaatregelen zijn in deze context experimenten en voorschriften zijn hypothesen, om het ecosysteem beter te begrijpen en effectiever te beheren. Monitoring en evaluatie zijn hierbij cruciaal. Mede naar aanleiding van dit gedachtengoed kan in Nederland effectiever beheerd worden door: (a) gericht samenwerken, (b) gericht en diverser experimenteren en evalueren en (c) gericht resultaten bundelen en communiceren.

Trefwoorden: Ecosysteembeheer, Adaptief beheer, onzekerheid, monitoring, experimenten, platform.

ISSN 1566-7197

Dit rapport is digitaal beschikbaar via www.alterra.wur.nl. Een gedrukte versie van dit rapport, evenals van alle andere Alterra-rapporten, kunt u verkrijgen bij Uitgeverij Cereales te Wageningen (0317 46 66 66). Voor informatie over voorwaarden, prijzen en snelste bestelwijze zie www.boomblad.nl/rapportenservice

© 2006 Alterra

Postbus 47; 6700 AA Wageningen; Nederland

Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: info.alterra@wur.nl

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

Alterra aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Inhoud

Woord vooraf	7
Samenvatting	9
Inleiding	13
1 Ecosysteembeheer	15
1.1 Duurzaamheid	15
1.2 Complexiteit, verstoringen en onzekerheid	16
1.3 Naar toepassen van Ecosysteembeheer	19
2 Adaptief beheer	21
2.1 Typering	21
2.2 Verschillen met traditioneel beheer en onderzoek	22
2.3 Elementen van Adaptief Beheer	23
2.4 Erkennen van onzekerheid en risicospreiding	25
3 Monitoring	27
3.1 Monitoring voor beheerevaluatie	28
3.2 Criteria & Indicatoren	29
3.3 Bepalen van beheereffecten	30
4 Aansluiting bij beheer	33
4.1 Gericht leren	33
4.2 Samenwerken	34
4.3 Communicatie en beleid	35
4.4 'Model Forests'	36
5 Naar een implementatie en platform in Nederland?	39
5.1 Effectiever beheren	39
5.2 Opzet platform	39
Bronnen	43

Woord vooraf

Dit rapport is tot stand gekomen binnen het project Ecologische Effectiviteit Ecosysteembeheer van het Beleidsondersteunende Onderzoeksprogramma van LNV, Cluster EHS. De achterliggende probleemstelling voor het project is: *“Tot op heden is het echter onvoldoende duidelijk in hoeverre de uitgevoerde beheermaatregelen leiden tot gewenste doelen en hoe effectief (in ecologische zin) deze zijn. Er ontbreekt een systematiek om de effecten van beheer te toetsen en te evalueren. Deze systematiek is nodig voor een efficiënte inzet van beleid- en beheerinstrumenten.”* Onderdeel hiervan is een zoektocht naar een opzet voor een systematiek om effecten van beheer systematisch te toetsen en evalueren. Deze opzet bestaat uit een tweetraps raket en dit rapport gaat in op de eerste fase. Centraal hierin staat de vraag hoe ‘Ecosysteembeheer’ als beheerbenadering een rol kan vervullen in een effectief beheer. Hierin zal met name ingegaan worden op de manier waarop beheer (in samenwerking met onderzoek en beleid) effectiviteit zou kunnen organiseren. Waar dit deel zich zal concentreren op de vraag ‘hoe te toetsen’, zal het tweede deel met name ingaan op ‘wat getoetst zou kunnen worden’, bij een effectiever Ecosysteembeheer. Hierover zal apart gerapporteerd worden.

Er wordt hier met nadruk gesteld dat dit een discussiestuk is, een aanzet om mogelijkheden te verkennen. De in dit rapport gepresenteerde opties en benaderingen vormen hiervoor een denkrichting en mogelijke voorbeelden die van dienst kunnen zijn voor verdere discussies. Het is zeker niet bedoeld als voorschrift of blauwdruk. We willen hier collega’s in binnen- en buitenland bedanken voor de discussies die bij hebben gedragen aan de tot standkoming van dit rapport; waaronder: Henk Siebel (Natuurmonumenten), Arno Willems (Unie van Bosgroepen), Jaap Kuper (Kroondomein het Loo), Jan den Ouden (Universiteit Wageningen), leden van de Cost-Actie E25 (European Network for long-term Forest Ecosystem and Landscape Research), leden van de IUFRO (Setting conservation targets in managed forests landscapes: theory and practice) en vertegenwoordigers van het Canadian Model Forest Network voor hun enthousiasme en betrokkenheid.

Samenvatting

De samenleving stelt steeds meer eisen aan het Nederlandse bos en hoe dit wordt beheerd. Het bos dient duurzaam, effectief en resultaatgericht beheerd te worden en onderdak te bieden aan een veelvoud van functies en diensten. Uitgaande van de huidige bossamenstelling en functioneren vragen deze verschillende functies en diensten een 'nieuw bos'. Het is echter (nog) onvoldoende helder wat dat precies inhoudt en hoe dit bereikt zou kunnen worden. Boscosecosystemen zijn complex en dynamisch, er is nog maar een beperkte kennis van dit ecosysteem, er zijn veel onvoorspelbare factoren en is er een alsmaar veranderende context. Dit leidt tot onzekerheid over de resultaten van beheer(maatregelen) en discussie over hoe het bos effectief beheerd moet worden.

De vraag is nu of binnen een complexe en veranderende omgeving (zowel sociaaleconomisch als (a)biotisch) een aanzet gegeven kan worden richting een 'nieuw bos' dat duurzaam en effectief beheerd wordt? Effectief betekent in deze zin het adequaat en evalueerbaar inzetten van maatregelen om gestelde doelen te bereiken. In een vergelijkbare context zijn in Noord-Amerika sinds de '80er jaren beheerbenaderingen onder de noemer 'Ecosysteembeheer' en 'Adaptief Beheer' opgekomen. In dit rapport worden deze benaderingen en elementen daaruit toegelicht. Het is niet de intentie om een alomvattend overzicht, of een blauwdruk voor de Nederlandse situatie te geven, maar om mogelijkheden te schetsen, als aanzet voor een discussie naar effectief beheer in Nederland.

Beheerbenaderingen

"Ecosysteembeheer is beheer op basis van expliciete doelen, uitgevoerd door beheerplannen, protocollen en maatregelen, en is adaptief gemaakt door monitoring en onderzoek, gebaseerd op de best beschikbare kennis van de ecologische interacties en processen, noodzakelijk voor het duurzaam voortbestaan van ecosysteem compositie, structuur en functioneren" (naar Christensen et al. 1996).

Belangrijke kernpunten van Ecosysteembeheer zijn:

- duurzaamheid is een fundamentele waarde;
- de nadruk ligt op processen, complexiteit, samenhangendheid, onzekerheid en het dynamische karakter van ecosystemen;
- beheer is gebaseerd op operationele doelen en is adaptief en afrekenbaar.

Cruciaal hierbij is het uitgangspunt dat ecosystemen niet zozeer voorspelbaar ontwikkelen maar eerder dynamisch, door regelmatige verstoringen en niet-lineaire ontwikkelingen. Hierdoor is onzekerheid en onvoorspelbaarheid een essentiële factor waar het beheer mee om moet gaan. Beheer moet gebaseerd zijn op de best voorhanden wetenschappelijke inzichten. Echter deze zijn in constante staat van ontwikkeling en kunnen dus slechts als voorlopig worden gezien. Hierdoor worden in deze context beheervoorschriften opgevat als hypothesen en maatregelen als experimenten.

De complexe, dynamische en onzekere ecosystemontwikkelingen vragen dus ook om een flexibel en aanpassingsgericht beheer. In het kielzog van het Ecosysteembeheer is in Noord-Amerika het Adaptief Beheer opgekomen. De kern hiervan is dat onzekerheden expliciet worden opgenomen in het beheer. Hierbij is er de erkenning dat het beheer verder moet, ook al is niet alle noodzakelijke informatie voorhanden. Beheermaatregelen zijn hiermee kansen en worden bewust ingezet om de kennis over het systeem te vergroten.

“Adaptief beheer is een formeel proces van continue aanpassing van beheerrichtlijnen en -maatregelen door het leren van resultaten. Beheerrichtlijnen worden bewust opgesteld om de kennis te vergroten over de effecten van maatregelen op het systeem. Vergroting van het inzicht wordt verkregen door monitoring en op basis daarvan de uitkomsten te vergelijken met de verwachtingen. Terugkoppelingsmechanismen moeten in het beheer ingebracht worden om dit vergrote inzicht te benutten” (naar Taylor et al. 1997).

Adaptief beheer behelst:

- expliciete erkenning van onzekerheid in de uitkomsten van beheermaatregelen;
- bewust opzetten van beheerrichtlijnen/maatregelen om kennis van het systeem te vergroten en beste manier van doelrealisatie te zoeken;
- monitoring van sleutelrespons indicatoren en het analyseren van uitkomsten in het licht van doelen en verwachtingen;
- incorporeren van resultaten in toekomstige beslissingen.

In het Adaptieve beheer wordt een continue cyclus doorlopen van probleemstelling-planvorming-uitvoering-monitoring-evaluatie-aanpassing. Het omgaan met onzekerheid en bewust inzetten van beheermaatregelen als experimenten zijn onderscheidende aspecten. In het traditionele beheer wordt onzekerheid vaak aangevoerd om geen of slechts een gerichte actie uit te voeren. Echter, in het licht van onzekerheid kan een risicospreiding over meerdere maatregelen te prefereren zijn boven het wedden op één (of geen) paard. Deze diversificeren van beheer, vooral wanneer de maatregelen als zorgvuldige experimenten zijn opgezet, biedt daar bovenop het voordeel dat er sneller en meer kennis verzameld wordt.

Metten is weten?

Essentieel hierbij is de rol van monitoring van ecosysteemrespons op beheermaatregelen. Alleen op basis van een adequate monitoring kunnen de effecten van acties worden geëvalueerd, veronderstellingen aangepast en eventuele nieuwe maatregelen worden gepland. Monitoring wordt echter vaak als kostbaar en weinig effectief ervaren. In dit verband wordt er voor gepleit om niet zozeer inventariserend en breed maar juist doelgericht te monitoren. Monitoring moet erop gericht zijn de precieze informatie te verzamelen die noodzakelijk is voor onderbouwde beheerbeslissingen. Een raamwerk om te komen tot monitoringsindicatoren biedt het (Principes) Criteria & Indicatoren stelsel waarin hiërarchisch en systematisch doelen, gewenste toestand en meeteenheden worden gekoppeld.

Het toetsen van de effectiviteit van maatregelen kan problemen opleveren. Door de grote variatie en dynamiek binnen bosecosystemen in combinatie met beperkte middelen, tijd en terreinen, is het adequaat uitvoeren van beheerexperimenten (met voldoende behandelingen, herhalingen en controles) gelimiteerd. De gangbare statistiek kan hiermee niet goed uit de voeten, en zal zolang geen significant effect gevonden wordt de nulhypothese (=geen effect) niet verwerpen. Echter door de beperkende omstandigheden is de kans groot dat er geen statistisch significant effect gevonden wordt terwijl er wel een is. Dit zou kunnen resulteren in het achterwege laten van noodzakelijke maatregelen of continueren van schadelijke ontwikkelingen. Daarnaast is de gangbare wetenschappelijke methode vooral gericht op het ontrafelen van deelaspecten en de vraag of er een effect is. Het beheer richt zich vooral op het systeem als geheel en zit met de vraag wat de kans is op een effect als een bepaalde maatregel wordt uitgevoerd. Oplossingen hiervoor kunnen gevonden worden in de recentelijk opgekomen analysetechnieken in het ecologisch onderzoek zoals Power analyse en Bayesian analyses.

Beheerpraktijken

Uit internationale overzichtsstudies naar beheerpraktijken komt duidelijk naar voren dat er een gebrek is aan kennis voor een duurzaam en effectief beheer, en er een dringende noodzaak is voor gericht experimenteren op operationele schaal en het systematisch monitoren van beheerpraktijken. Dit geldt waarschijnlijk ook voor de Nederlandse situatie. Oplossingen hiervoor worden in twee richtingen voorgesteld. Ten eerste het gericht inzetten van (een breed scala van) experimenten op basis van risicospreiding, het adequaat monitoren van effecten en het continu aanpassen van beheer – in lijn met de Adaptieve Beheer benadering. Ten tweede kan efficiënter gebruik gemaakt worden van bestaande praktijken door het systematisch documenteren van maatregelen en effecten. Het samenbrengen van deze beheerervaringen en resultaten in een webgebaseerde database maakt deze kennis toetsbaar en overdraagbaar, zodat het wiel niet telkens wordt uitgevonden. Het beleid zou hierbij een ondersteunende rol kunnen vervullen door dit te promoten bij door het beleid gestimuleerde maatregelen.

Daarnaast blijkt uit deze studies ook de noodzaak voor een betere communicatie tussen beheer, onderzoek, beleid en overige betrokkenen. Door meer gezamenlijk bij probleemstelling, oplossingsrichtingen, evaluaties en vertaling betrokken te zijn kunnen misvattingen verminderd worden en beter aangesloten worden bij de verschillende behoeftes. In Canada is hier een vorm voor gevonden in de zogenaamde 'Model Forests'. Hierin wordt van de gezamenlijke expertise uitgegaan en gezocht naar breed gedragen oplossingen, draagvlak en inbedding.

Tot slot

In het Nederlandse bosbeheer wordt veelal zorgvuldig en op basis van inzicht gehandeld. Echter, het is niet duidelijk hoe effectief dit wordt uitgevoerd en resultaten worden onvoldoende benut. Door dit systematischer aan te pakken, te documenteren en te verspreiden kan veel effectiever en efficiënter gebruik gemaakt worden van de kennisbasis en -potentieel van het Nederlandse bosbeheer. Dit resulteert in drie aanbevelingen voor een effectiever beheer:

1. gericht samenwerken;
2. gericht en diverser experimenteren en evalueren;
3. gericht resultaten bundelen en communiceren.

Het testen, aanpassen en uitdragen van elementen van deze benaderingen kunnen in een Platform, bestaande uit een expertgroep en operationele testgebieden ondergebracht worden. Dit Platform kan dan dienen als testcase, vraagbaak en demonstratieobjecten. Voor een effectieve en doelgerichte uitvoering kan aansluiting gezocht worden bij representatieve beheervraagstukken en terreinen, beleidslijnen (VHR, SN2000) en onderzoeksprogramma's (Bosreservaten, experimenten) en bij kennisinfrastructuren zoals OBN.

Inleiding

De samenleving stelt steeds meer eisen aan de Nederlandse natuur en hoe deze wordt beheerd. Dit discussiestuk zal vooral gericht zijn op bos, maar de benadering is toepasbaar op verschillende terreintypen. Een eeuw geleden werd bos vooral gezien als een bron van hout en wild (en rust). Nu dient bos duurzaam een groot deel van de Nederlandse natuur te herbergen, vervult het een strategische rol in (inter)nationale koolstofdoelstellingen, is het een veilige plek voor schoon grondwater, is het een belangrijk onderdeel van het (cultuur)landschap, is hout een ‘groen’ product, en is bos rust, ruimte, stilte, gezondheid en spanning (zie bijvoorbeeld websites LNV, SBB, Bosinfo etc.).

Was vroeger de houtvester de koning van zijn bos, nu vormen de overheid, beheerorganisaties, belangengroepen, omwonenden en recreanten het krachtenveld waarbinnen geopereerd moet worden (bv Luckert 2006). Naast een toegenomen claim op het bos is ook de verantwoording van het bos(beheer) geïntensiveerd. Zo is er de overgang van een inspanningsverplichting (subsidies voor dunnen en herplant) naar resultaatverplichtingen (doelsoorten en -structuren). Er wordt vereist van een beheerder dat hij uiterst efficiënt met de schaarse middelen omgaat, aangeeft voor wat voor specifiek afrekenbaar doel ze ingezet worden, en krijgt ze pas definitief toebedeeld als het vereiste resultaat behaald is.

Echter, men moet roeien met de riemen die men heeft. Het huidige bos is een erfenis van een bosareaal en –samenstelling die een historische achtergrond heeft. Tegelijkertijd betreft het hier een ecosysteem waar ontwikkelingen eerder in decennia en eeuwen verloopt dan binnen een verkiezingstermijn, laat staan kan voldoen aan directe behoeftebevrediging. Daar komt bovenop dat veranderingen in land- en grondstoffengebruik (versnippering, verzuring, vermesting, verdroging, klimaatverandering) een onduidelijk en veranderend nieuw kader vormen waarbinnen de ecologische processen plaatsvinden. Er is dus maar een beperkte speelruimte waarbinnen het beheer invloed kan uitoefenen.

Nieuwe doelen en nieuwe wegen voor een nieuw bos

De verschillende eisen, doelen en functies vragen een ‘nieuw bos’. Het is echter (nog) onvoldoende helder wat dat precies inhoudt. Tegelijkertijd worden de gebaande paden verlaten; het omvormen van het huidige bos en de mogelijke ontwikkelingen zijn nog relatief onbekend terrein (Holling 1996, Bijlsma 2005).

De vraag is nu of binnen:

- een meereisende samenleving (van mono naar multi-producten en diensten),
- een beperkte ecologische speelruimte (soorten/ontwikkeling),
- en veranderende omstandigheden,

hieraan een invulling gegeven kan worden richting een ‘nieuw bos’ dat duurzaam, effectief en doelgericht beheerd wordt?

Effectief beheer betekent het adequaat en evalueerbaar inzetten van maatregelen om gestelde doelen te bereiken. Echter, door geringe financiële middelen, gebrekkige kennis, veranderende eisen en complex dynamisch ecosysteem is dit een moeilijke opgave. Desalniettemin moeten beleid en beheer door, en kunnen niet wachten totdat de wetenschap de antwoorden of routekaart klaar heeft. Uitgangspunt is echter wel dat effectiviteit van beheer pas bepaald en dus bereikt kan worden als doelmaatregel-resultaat aan elkaar gekoppeld worden.

In het buitenland worstelt men ook met vergelijkbare ontwikkelingen. Vooral in Noord-Amerika is sinds de '80-'90er jaren specifiek aandacht voor het duurzame beheer van complexe ecosystemen en zijn hiervoor beheerbenaderingen opgekomen, toegepast en verfijnd. In dit rapport zullen enkele van deze leidende ontwikkelingen beschreven worden en elementen hieruit toegelicht, waaronder Ecosystem Management (Christensen et al. 1996), Adaptive Management (B.C. Forest Service), Options Forestry (Bormann & Kiester 1994) en Model Forest Network (Canadian Forest Service). Het is niet de intentie om een alomvattend overzicht te geven, maar om benaderingen toe te lichten en mogelijkheden te schetsen, als aanzet voor een discussie naar effectief beheer in Nederland. Allereerst zal Ecosysteembeheer als kader toegelicht worden in Hoofdstuk 1, vervolgens zal een verdere beheertoepassing hiervan uitgewerkt worden in H2 onder de noemer "Adaptive Management". Een van de cruciale elementen hierbij is de monitoring en dit zal geschetst worden in H3. Tot slot zal in H4 en H5 een discussieaanzet gegeven worden hoe (delen van) deze benadering een rol kunnen vervullen in een effectiever beheer.

1 Ecosysteembeheer

1.1 Duurzaamheid

Duurzaamheid is een van de huidige kernprincipes van het beheer van ecosystemen en wordt onderschreven in diverse internationale en nationale beleidsstukken (zie bv MCPFE, CBD, NvMMvN). In de praktijk hebben beheerbenaderingen zich in het verleden meer gericht op korte termijn behoeftebevrediging of maximalisering van economische waarde in plaats van lange termijn duurzaamheid (Oliver 2003). De menselijke aandacht is vaak gericht op slechts een klein gedeelte van de totale soortensamenstelling of processen van het ecosysteem. Echter, de complexiteit van het geheel (inclusief sociaaleconomische aspecten) wordt gezien als essentieel voor haar duurzaamheid (Christensen et al. 1996, Oliver 2003, Franklin 1993).

Om om te gaan met de complexiteit van het ecosysteem en met de toenemende complexiteit van beheerdoelen is in Noord-Amerika het 'Ecosysteembeheer' opgekomen. Ecosysteembeheer heeft een grote mate van overeenkomsten met meer Europese benaderingen zoals Natuurgericht bosbeheer (en gerelateerde varianten), maar deze zijn veelal meer lokaal en minder fundamenteel gericht. Momenteel is Ecosysteembeheer het leidende beheerprincipe in Amerika en in toenemende mate in Europa (Dekker et al. 2005).

“Ecosysteembeheer is beheer op basis van expliciete doelen, uitgevoerd door beheerplannen, protocollen en maatregelen, en is adaptief gemaakt door monitoring en onderzoek, gebaseerd op de best beschikbare kennis van de ecologische interacties en processen, noodzakelijk voor het duurzaam voortbestaan van ecosysteem compositie, structuur en functioneren” (Christensen et al. 1996).

In een uitgebreid overzicht en discussie door een brede vertegenwoordiging van beheer en onderzoek in Amerika wordt gesteld dat centrale onderdelen van Ecosysteembeheer zijn (Christensen et al. 1996):

- lange termijn duurzaamheid is een fundamentele waarde;
 - mensen zijn onderdeel van het ecosysteem,
 - mensen zijn niet alleen oorzaak van bedreiging van de duurzaamheid, zijn ook een integraal onderdeel die betrokken moeten worden bij het nastreven daarvan,
- nadruk op processen, complexiteit, samenhangendheid en dynamische karakter;
 - het belang van complexiteit en de samenhangendheid van soorten, structuren en processen,
 - complexiteit en diversiteit bieden ook de mogelijkheid op veerkracht en adaptief vermogen voor verstoringen en veranderingen,
 - met complexiteit komt ook onzekerheid,
 - accepteren dat onwaarschijnlijke gebeurtenissen en verassingingen kunnen optreden,
 - erkenning van het dynamische karakter van ecosystemen,

- veranderingen en verstoringen zijn een onderdeel van het systeem en blijven optreden,
- context en schaal;
 - ecosysteem processen opereren over diverse ruimtelijke en temporele schaalniveaus en het gedrag is afhankelijk van het omringende systeem of landschap,
 - er niet 1 adequate schaal,
 - er is vaak een mismatch tussen ruimtelijke en temporele schaal van ecosysteemprocessen en die van beleid en beheer,
- heldere operationele doelen;
 - gebaseerd op goede ecologische modellen en begrip van het ecosysteem,
 - doelen moeten geformuleerd zijn in gewenste toekomstige trajecten en gedrag voor de ecosysteemcomponenten die noodzakelijk zijn voor de duurzaamheid,
 - doelen moeten meetbaar en monitorbaar geformuleerd zijn,
- adaptief vermogen en afrekenbaarheid;
 - huidige modellen zijn voorlopig en aan veranderingen onderhevig,
 - kennisbasis is gelimiteerd en onvolledig en blijft veranderen,
 - beheerdoelen en strategieën moeten worden gezien als hypothesen die getoetst worden door onderzoek en monitoring die specifieke verwachtingen vergelijken met objectief gemeten resultaten.

Met betrekking tot de inpassing van dit denkkader in het beheer wordt door Christensen en collega's benadrukt dat adaptatie en afrekenbaarheid centrale elementen zijn van Ecosysteembeheer. Beheer moet inspelen op de unieke lokale situatie en op de temporele veranderingen. In onderstaande paragraaf wordt de rol van complexiteit en onzekerheid verder uitgewerkt. Om te kunnen inspelen moeten doelen en verwachtingen in operationele termen verwoord worden, gebaseerd zijn op de best beschikbare ecologische modellen, en moeten de verwachtingen getoetst worden door zorgvuldig opgezette monitoringsprogramma's (H3, Christensen et al. 1996). Adaptief beheer (H2) wordt dan ook gezien als de operationalisatie van het Ecosysteembeheer principe.

1.2 Complexiteit, verstoringen en onzekerheid

Complexiteit en verstoringen

Het behoud van biologische diversiteit (ondersteund door diverse verdragen en beleidsstukken; bv CBD Rio de Janeiro 1992) is een integraal onderdeel van Ecosysteembeheer. Dit omvat de diversiteit in soorten, genetische verschillen, habitats en landschappen, maar ook processen en structuren (Keystone Center 1991). Deze verschillende elementen zijn op verschillende schaalniveaus met elkaar verbonden en veranderingen in een element kunnen doorwerken in verscheidene andere elementen. Rollen van deze diversiteit zijn onder andere het leveren van goederen en diensten, het leveren van essentiële processen, het omvatten van veerkracht en herstel van verstoringen en het adaptief vermogen om aan te passen

aan veranderende omstandigheden (Christensen et al. 1996 en referenties daarin). Dit geeft aan dat door de veelheid van actoren en factoren het systeem zeer complex kan zijn, zeker als men veronderstelt dat de verschillende spelers verschillend reageren op veranderingen in de omgeving (van beheer tot klimaatverandering) zoals Kramer en Bijlsma schetsen (Duinhoven 2006).

De laatste decennia is de zogenaamde ‘new ecology’ opgekomen (voor uitgebreid overzicht hiervan zie bijvoorbeeld Kramer et al. 2005, Duinhoven 2006). Dit was een reactie op het tot dan toe heersende visie dat ecosystemen zich constant en voorspelbaar ontwikkelden via duidelijke successiestadia totdat een stabiele, duurzame climax situatie bereikt was. Deze eindtoestand werd gezien als normaal of natuurlijk. Tegenwoordig worden deze veronderstellingen in toenemende mate bekritiseerd. De (steeds meer) heersende visie is dat veranderingen leidend zijn. In deze ‘new ecology’ (Botkin 1990) blijkt dat veel ecosystemen zeer variabel en complex zijn, zich niet lineair ontwikkelen, en moeilijk voorspelbaar zijn (Holling 1996). De oude concepten van voorspelbaarheid, ontwikkelingstrajecten, equilibria kunnen niet langer het functioneren en ontwikkelen van ecosysteem verklaren. In de nieuwe visie wordt verstoring als een onderdeel van het systeem gezien. Met op de achtergrond een continue lange termijn veranderingen zijn veel patronen in landschappen gevormd door natuurlijke verstoringen (Watt 1947, Bormann & Likens 1979, Picket & White 1985, Turner 1987). Verstoringen kunnen leiden tot een mozaïek van successionele plekken in verschillende stadia in het landschap en tussen landschappen. Verandering wordt hierbij dan ook gezien als een normale gang van zaken voor de meeste ecosystemen. Hierdoor zijn systemen niet stabiel maar juist dynamisch. Deze dynamiek komt o.a. door (Botkin 1990, Sprugel 1991, Attiwill 1994, Scheffer et al. 2002): veranderingen in milieu en klimaat, waaronder de steeds optredende lange termijn fluctuaties; optreden van onvoorspelbare gebeurtenissen zoals stormen, El Nino; catastrofes en niet-lineaire reacties van ecosystemen hierop. Daarnaast wordt hierbij dan ook verondersteld dat er niet zozeer een homeostasis is (de tendens dat systemen naar een niet verstoorde toestand neigen) maar een homeorhesis is (de tendens dat systemen naar het voor de verstoring optredende traject of veranderingssnelheid neigt) (Christensen et al. 1996).

Onzekerheid

Gegeven de complexiteit van het systeem en de doelen zijn resultaten van bosbeheer vaak onzeker en een ‘best practice’ kan dan ook wel eens niet bestaan. Onzekerheid in algemene zin wordt in dit discussiestuk opgevat als: “*het ontbreken van informatie over de waarschijnlijkheden van uitkomsten*” (naar Bormann & Kiester 2004). Er zijn verschillende soorten onzekerheden (Bormann & Kiester 2004, Christensen et al. 1996, Holling 1996):

- ‘weetbare onzekerheden’: onzekerheden die door meer data en analyses verminderd kunnen worden (bv groei en opbrengst van plantages); managers moeten samen met onderzoekers bepalen wat acceptabele betrouwbaarheden zijn (de kans voor het maken van een foute beslissing gebaseerd op data die niet adequaat de werkelijke toestand weergeven)
- mogelijk onweetbare onzekerheden komen boven wanneer veranderingen sneller zijn dan onderzoek kan volgen – de moeilijk voorspelbare

populatiodynamiek van veel soorten is een voorbeeld (Bormann & Kiester 2004 naar Perry et al. 2000);

- sommige gebeurtenissen zoals bepaalde epidemieën of uitbraken zijn volledig onvoorspelbaar. De grootte en relatieve belang kunnen echter ingeschat worden.

Veel ecologische processen zijn zo complex en niet-lineair dat voorspellingen vrijwel onmogelijk zijn. Stochastische processen hebben random componenten die de waarden constant kunnen beïnvloeden – stationaire stochastisiteit kan met data en statistiek worden ingeschat, niet-stationaire stochastisiteit daarentegen is moeilijk te voorspellen zelfs met meer data (Borman & Kiefer 2004).

Onzekerheden komen op alle terreinen voor, met name wanneer onderzoeksresultaten worden vertaald en opgeschaald naar een hoger niveau, andere periodes of plaatsen en condities. Bormann & Kiester stellen dat op basis van deze (niet of nauwelijks gekwantificeerde) opeenstapeling van onzekerheden mensen eigenlijk geen onderscheid kunnen maken tussen veel gekozen richtlijnen/uitgevoerde maatregelen en sommige verworpen alternatieven. De betrouwbaarheidsintervallen overlappen waardoor beslissingen niet genomen kunnen worden (hadden kunnen worden) op deze gronden.

Daarnaast betekent het erkennen van onzekerheden ook het erkennen van omgaan met risico's (May 2001). Echter, vaak speelt in het moderne management het risico vermijden een belangrijke rol (Lee 1993). Er wordt de nadruk gelegd op betrouwbaarheid of waarschijnlijkheid zonder onzekerheden te benoemen. Dit kan echter consequenties hebben; ten eerste kan pas na evaluatie worden erkend dat een werkwijze ineffectief was en wordt kostbare tijd verloren of is onherstelbare schade toegegaan; ten tweede helpt een gelimiteerde blootstelling aan onzekerheid in het beter omgaan met verassingen en het beter vermijden van ernstige risico's (Widalsky 1988 in Bormann & Kiester 2004).

Bosbeheer kan worden omschreven als “het proces van het maken en uitvoeren van beslissingen met betrekking tot het gebruik en behoud van natuurlijke hulpbronnen en de organisatie van de gerelateerde activiteiten” (Duerr et al. 1979 in Boo & Wiersum 2004). Mede doordat steeds meer functies en doelen onderkend en gesteld worden is ook het beheer van bos complexer geworden. Aandacht voor verschillende, onderling gerelateerde aspecten vraagt voor een geïntegreerde benadering waarbij ook meerdere belanghebbenden zijn. Een belangrijke vraag in bosbeheer is hoe verschillende, soms conflicterende, complexe, onzekere aspecten, zo goed mogelijk in het beheer kunnen worden opgenomen (Boo & Wiersum 2004). Twee benaderingen werden hierbij gehanteerd;

- blauwdruk (eindbeeld) planning – gebaseerd op gewenste toekomstige samenstelling en bijbehorende maatregelen om dat te bereiken. Is gericht op lange termijn en veronderstelt dat beheer grote invloed kan uitoefenen door het toepassen van lineaire doel-middelen relaties
- proces planning – gebaseerd op de beste manier om complexe processen te sturen met aandacht voor onvoorspelbare/onzekerheid. Geen veronder-

stelling van lineair doel-middelen maar vertrouwen in zelfregulerende sociale krachten. Benadering heeft relatieve korte tijdsplanninghorizon waarbij frequent gepland wordt obv informatie uit intenseif monitoringssysteem.

In het verleden werd de blauwdruk veelal toegepast. Met het groeiende besef van complexe, dynamische, niet voorspelbaar en niet-lineair stuurbare ecosystemen is er een overgang opgetreden naar een meer procesachtige benadering (Boo & Wiersum 2004).

1.3 Naar toepassen van Ecosysteembeheer

Volgens Christensen et al. (1996) moet het toepassen van Ecosysteembeheer gebeuren op basis van beschikbare kennis. De huidige kennis is echter slechts voorlopig en aan verandering onderhevig. Beheermaatregelen moeten daarom ook gezien worden als hypothesen van manieren om de beoogde doelen te bereiken. Monitoring is daarbij de sleutel om vast te stellen of het beheer het gewenste doel bereikt. Het erkennen dat beheer van ecosystemen (grote) onzekerheden en onvoorspelbaarheden met zich meebrengt is hierbij een essentieel onderdeel (Holling 1978, 1996, Lee 1993). Adaptatie naar veranderende omstandigheden en inzichten is dan ook cruciaal. Beheerders moeten dan ook onwetendheid, onzekerheid, en verrassingen accepteren. Adaptief beheer als benadering wordt hierbij dan ook gezien als een belangrijk middel om bovenstaande te implementeren. Dit is verder uitgewerkt in hoofdstuk 2.

2 Adaptief beheer

2.1 Typering

Bosecosystemen zijn complex en dynamisch. Daarnaast hebben we nog maar een beperkte kennis van dit ecosysteem, zijn veel natuurlijke gebeurtenissen (storm, sneeuw) onvoorspelbaar en is er een alomveranderende sociaaleconomische context (H1). Dit leidt tot onzekerheid over de resultaten van beheer(maatregelen) en discussie over hoe het bos het best beheerd kan worden (Taylor et al. 1997).

In toenemende mate wordt bovenstaande erkend en met name in Noord-Amerika en Australië wordt een mogelijke oplossingsrichting gezocht in het “Adaptive Management” (Adaptief Beheer; AB in dit stuk). De kern van deze strategie is dat onzekerheid over beheersuitkomsten expliciet wordt opgenomen in het beheer. AB incorporeert onzekerheid door beheermaatregelen te zien als kansen om te leren en deze activiteiten bewust in te plannen om het ecosysteem beter te begrijpen en beheren (Taylor et al. 1997). Daarnaast is er de erkenning dat beheer verder moet, ook al is niet alle informatie voorhanden die gewenst is, of is niet duidelijk wat alle effecten van betreffende acties (kunnen) zijn (Boo & Wiersum 2004).

“Adaptief beheer is een formeel proces van continue aanpassing van beheerrichtlijnen en -maatregelen door het leren van resultaten. Beheerrichtlijnen worden bewust opgesteld om de kennis te vergroten over de effecten van maatregelen op het systeem. Vergroting van het inzicht wordt verkregen door monitoring en op basis daarvan de uitkomsten te vergelijken met de verwachtingen. Terugkoppelingsmechanismen moeten in het beheer ingebracht worden om dit vergrote inzicht te benutten” (naar Taylor et al. 1997, blz 2). In deze zin zijn onverwachte uitkomsten, of resultaten die niet overeenkomen met de verwachtingen, kansen om te leren en verbeteren in plaats van beheermislukkingen.

Adaptief beheer behelst (Taylor et al. 1997):

- expliciete erkenning van onzekerheid over de uitkomsten van beheermaatregelen;
- bewust opzetten van beheerrichtlijnen/maatregelen om kennis van het systeem te vergroten en beste manier van doelrealisatie te zoeken;
- zorgvuldig implementeren van beheerplannen;
- monitoring sleutelrespons indicatoren;
- analyseren van uitkomsten in het licht van doelen en verwachtingen;
- incorporeren van resultaten in toekomstige beslissingen.

Impliceert beheerders die leren door te doen en ‘mislukkingen’ zien als leerervaring.

2.2 Verschillen met traditioneel beheer en onderzoek

Adaptief beheer verschilt vooral van andere beheerbenaderingen door niet alleen doelen en maatregelen aan te passen in respons op nieuwe informatie, maar juist beheermaatregelen in te zetten als kansen om nieuwe informatie over het systeem te ontwikkelen. Het is niet zozeer een *'trial and error'* manier van bekijken wat er uitkomt, het is het systematisch *'leren door te doen'*. Daarnaast is een verschil met veel traditioneel beheer dat terugkoppelingsmechanismen formeel in het beheer worden ingebakken en dat monitoring daar een belangrijke basis voor levert. Tot slot is de meerwaarde ook te vinden in het feit dat door het opzetten van verschillende alternatieve (gerepliceerde) maatregelen die vergeleken kunnen worden met nulsituaties er betrouwbare informatie verzameld worden over beheereffecten en ecosysteemruis.

AB verschilt van onderzoek doordat het gericht is op het systeem als geheel, terwijl onderzoek juist onderdelen van het systeem in detail bestudeert. Door het uitvoeren van maatregelen in een operationele setting en schaal worden er concessies gedaan aan de experimentele opzet waardoor minder gecontroleerde omstandigheden optreden. Hoge betrouwbaarheid en precisie worden dan ingeruild voor generalisaties over een grotere range. Tot slot verschilt AB door de actieve participatie van beheerders in de probleemdefinitie, opstellen en testen van hypothesen en evaluatie van de uitkomsten. Dit heeft tot voordeel dat opgedane kennis directer en explicieter ingebracht worden in het beheer.

Het beheer kan zowel passief als actief ingezet worden. Passief beheer kan ingezet worden daar waar het onmogelijk is goede experimenten op te zetten; ecologische en/of economische kosten van testen van alternatieven te riskant/hoog zijn; er al redelijke zekerheid in beheer bestaat over richtlijnen; of wanneer een brede range van natuurlijke variatie of variatie door eerdere beheermaatregelen informatie verschaft over de ecosysteemrespons onder verschillende condities. Echter, het niet actief opzetten van experimenten kan leiden tot: uitkomsten die moeilijk te interpreteren zijn; kwantificering van respons over een geringe bandbreedte; en tot langzamere voortgang in inzicht (Taylor et al. 1997).

Adaptief beheer kan:

- goed opgezette experimenten zorgen ervoor dat beheerders betrouwbaar de effectiviteit van alternatieve acties kan evalueren;
- vergroot het begrip van ecosysteemfunctionering en beheerexperimenten maken mogelijk om kennis te vergroten van grootschalige ecosysteemniveau relaties;
- zorgt ervoor dat beheerders systematisch en verantwoord voort kunnen in het licht van onzekerheid, kennislacunes en onenigheid;
- moedigen een efficiënte en effectieve monitoring aan;
- faciliteert in het onderscheiden van maatregelen die ecologisch verantwoord en onverantwoord zijn.

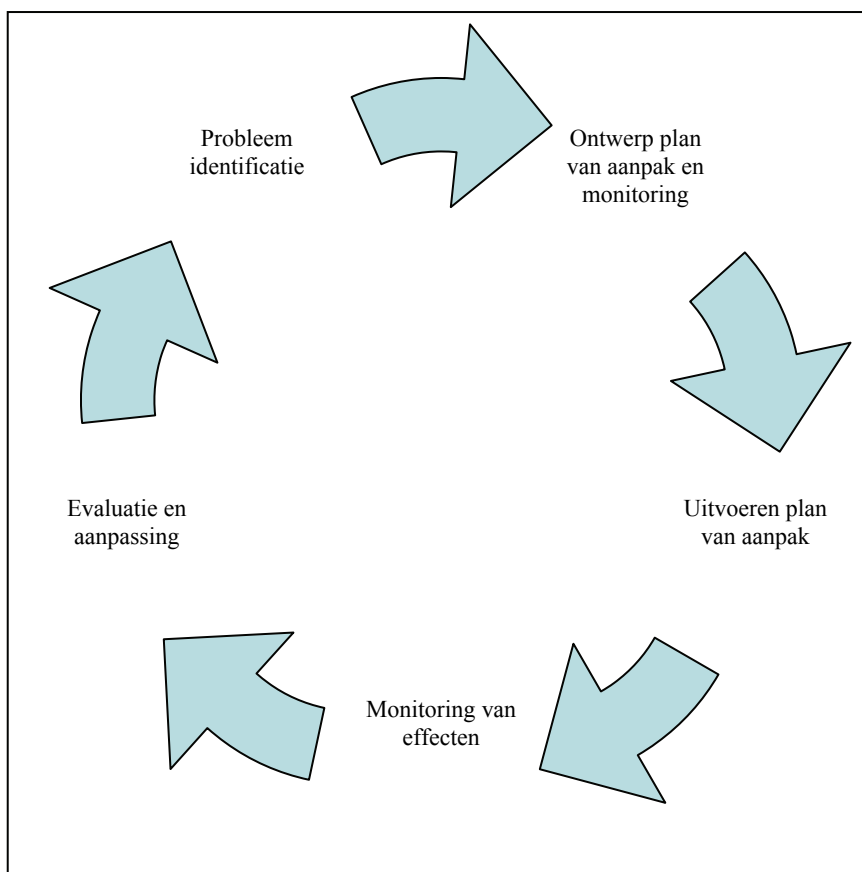
Adaptief beheer kan niet:

- conflicten over waarden (waardering) oplossen;
- kan niet veranderingen in waarderingen voorspellen;
- is geen proces om een visie te ontwikkelen;
- kan niet onverwachte gebeurtenissen niet vermijden;
- is geen alternatief voor onderzoek.

(Taylor et al. 1997, B.C. Forest Service 1999)

2.3 Elementen van Adaptief Beheer

Het AB bestaat uit de basis managementcyclus. Deze cyclus komt sterk overeen met de planningscyclus in regulier projectmanagement. Er zijn echter een paar belangrijke verschillen. Er is een sterke nadruk op de lerende organisatie en betrokkenen; men kan tijdens de cyclus altijd terug naar vorige fasen om nieuwe kennis in te passen; en na afloop van de cyclus wordt deze opnieuw doorlopen met opgedane kennis en nieuwe veronderstellingen. Het monitoren is hierbij cruciaal om te komen tot effectiever en efficiënter beheer (zie H3).



Figuur 1. Adaptieve beheercyclus (toelichting zie onder; naar Taylor et al. 1997, B.C. Forest Service 1999, Boo & Wiersum 2004).

Probleem identificatie

- Definieren van beheerprobleem:
 - samenbrengen van bestaande kennis over gebied; temporele en ruimtelijke schaalniveaus en bepalende factoren.
- Definieer meetbare beheerdoelen en identificeer potentiële beheermaatregelen:
 - identificeer sleutelindicatoren voor elk doel,
 - verkennen van potentiële uitkomsten van alternatieve beheermaatregelen op indicatoren (obv modellen, expert judgement)
 - voorspellen van respons van indicatoren op beheersmaatregelen,
 - nader uitwerken van meetbare criteria en indicatoren (meetbare attributen van systeemgedrag) die beheeralternatieven kunnen afwegen en uitkomsten kunnen bepalen .
- Identificeren van belangrijke kennislacunes.

Ontwerp plan van aanpak en monitoring

- Opzet van beheer en monitoringplan:
 - moet betrouwbare feedback geven over effectiviteit van beheermaatregelen,
 - verschillende (combinaties van) benaderingen van passief tot actief kunnen gekozen worden;
 - passief; implementatie van 1 actie,
 - actief: vergelijking van verschillende alternatieven, testen van een scala van opties (evt. mbv pilot), gebruik controles, herhalingen in tijd en ruimte, evaluatie van betrouwbaarheid en statistische 'Power' (zie 3.3),
 - plan ook gericht op het opvullen van belangrijke kennislacunes.
- Evalueren van een of meerdere plannen obv:
 - ecologische en economische kosten ,
 - risico's,
 - mogelijkheid om lange termijn doelen te halen,
 - mogelijkheid om belangrijke kennislacunes op te lossen.
- Ontwerp van monitoringsprotocol:
 - type en hoeveelheid van voorbehandeling noodzakelijke gegevens,
 - frequentie, timing en duur van monitoring,
 - te monitoren Indicatoren op elk interval,
 - relevante ruimtelijke schalen voor monitoring verschillende indicatoren,
 - verantwoordelijkheden voor verschillende aspecten van monitoring.
- Planning van databeheer en analyse.
- Vaststellen hoe beheermaatregelen of –doelen zullen worden aangepast.
- Maak communicatieplan.

Toepassen van beheeraanpak en monitoring

- Uitvoeren van maatregelen.
- Monitoren van indicatoren en vastleggen van afwijkingen van plan:

- Monitor voor;
 - Implementatie: “is gedaan wat beoogd was?”,
 - Effectiviteit: “heeft plan doelen bereikt?”,
 - Validatie: “welke hypothese is correct?”.

Evaluatie en aanpassingen (“learn and adapt”)

- Vergelijken van resultaten met projecties:
 - verklaren van verschillen tussen verwachtingen en uitkomsten,
 - waar nodig;
 - identificeren waar onzekerheden zijn gereduceerd en waar niet,
 - updaten van modellen,
 - Aanpassen van acties,
 - herevaluatie van doelen.
- Documenteren van het hele proces.
- Communiceren van resultaten.
- Start van nieuwe cyclus.

2.4 Erkennen van onzekerheid en risicospreiding

Adaptief beheer gaat expliciet om met risico's en onzekerheden en gebruikt deze als mechanismen om nieuwe kennis en begrip op te doen. Echter, AB toepassingen zijn volgens Bormann & Kiefer (2004) regelmatig teleurstellingen door verkeerde interpretatie en toepassing aan institutionele kant en de verschillende typen en mathematische aspecten van onzekerheid. Er worden veel verschillende interpretaties over definities gehanteerd, de organisatorische aspecten worden onvoldoende geïmplementeerd, er is mogelijk een grotere werklust, de toepassing kan door wetten worden belemmerd en het niet adequaat opzetten van experimenten geeft maar een beperkte reductie van weetbare onzekerheden (H1.2). Hierbij werden vaak risico's en onzekerheden aangevoerd om geen stappen te ondernemen (Bormann & Kiefer 2004). Echter, deze behoudende instelling belemmerd of voorkomt juist het lerende aspect van de benadering, door het uitsluiten van bepaalde ontwikkelingen. Een werkelijk adaptieve benadering omvat de bereidheid om fouten te maken en een grotere tolerantie voor andere ideeën.

Risicospreiding en diversificatie

Als de gecombineerde onzekerheid zelfs nog groter is dan vaak wordt aangenomen (zie 1.1) dan is het goed mogelijk dat vanuit het heersende voorzichtheidsbeginsel er nog minder stappen worden ondernomen totdat de onzekerheid is gereduceerd. “*Een andere benadering erkent dat alle benaderingen, inclusief degene met geen of weinig acties, een hoge onzekerheid hebben – en dat de meest risicovolle benadering is om op één paard te wedden*” (‘Options Forestry’ naar Bormann & Kiefer 2004). Een logisch vervolg op dit stochastische wereldbeeld zou zijn om beleid en beheer te diversificeren, vooral als onzekerheden groot zijn. Dit is een strategie om risico's op grote fouten te spreiden en te vermijden. Dit zal dus ook resulteren in gedeeltelijke successen en falen, terwijl

niet diversifiseren resulteert in mogelijk groter volledig succes, maar ook in mogelijk groter falen. Diversificatie in beleid, alle gericht op verschillende doelen kan er ook toe leiden dat meer mensen zich (gedeeltelijk) kunnen vinden in het gevoerde beleid.

Een andere manier om met onzekerheid om te gaan is om sneller te leren. In bosbeheer valt dit echter niet mee; veel processen zijn relatief traag, bodem, klimaat en organismen interacteren op complexe manieren en beleid verandert. Echter, de snelheid van leren wordt ook bepaald door het vergelijken van verschillend beleid/beheer en de inspanning voor monitoring en onderzoek. Het valt niet mee te leren van een eenzijdige benadering – de enige referentie is vaak het onvoldoende bekende verleden. Het toepassen van twee of meer benaderingen biedt de mogelijkheid tot vergelijking dat de betreffende maatregel(en) en niet de initiële conditie verantwoordelijk is voor het effect. Wanneer onvoldoende duidelijk is dat de uitgangssituaties gelijk zijn kunnen herhalingen toegevoegd worden. Dus het toevoegen van leerstructuren (random allocatie van verschillende behandelingen en replicaties) aan diversificerend beheer is een gerichte manier om sneller te leren en onzekerheid te verkleinen (Bormann et al. 1999 in Bormann & Kiefer 2004). Een uitkomst kan zijn dat meerdere benaderingen het beoogde effect hebben. Dit biedt het beheer een bredere keuzemogelijkheid. In deze benadering wordt expliciet onderkend dat leren alleen kan wanneer effecten gemonitord worden. Tot slot geven de auteurs aan dat het leerproces ook in de organisatie ingebakken moet worden. De integratie van onderzoek(afdelingen) en beheer vergroot de effectieve implementatie bijvoorbeeld. Door samenwerking tussen onderzoekers en beheerders kan vanuit beide partijen en invalshoeken gericht en effectiever gewerkt worden. Zo kunnen experimenten op operationele schaal (landschap) worden uitgevoerd, en kan gezocht worden naar mogelijkheden om resultaten te implementeren. Beheerders kunnen de tijdige inbreng van onderzoekers goed gebruiken bij het opstellen van alternatieve benaderingen, het opzetten van experimenten, en het schrijven van richtlijnen (Borman & Kiefer 2004).

De kern van deze diversificatie ('Options Forestry' volgens Bormann & Kiefer 2004) is dan ook:

- eerlijk zijn over de gecombineerde, inclusief onweetbare, onzekerheden;
- diversificeer beleid en beheer over het gehele landschap;
- leer van de gestructureerde diversiteit aan benaderingen;
- herdefinieer rollen en verantwoordelijkheden van onderzoekers, lokale specialisten en beleidsmakers.

3 Monitoring

Essentiële elementen in geïnformeerd beslissen (en dus effectief beheer) zijn: (a) doelen, (b) potentiële acties, (c) modellen van systeemresponsen op deze acties, (d) inschattingen van betrouwbaarheid/onzekerheid van de modellen en (e) een monitoringsprogramma voor schattingen van systeemtoestand en mogelijk andere relevante variabelen (Nichols & Williams 2006). Monitoring vormt dan ook de basis in onder andere:

- schattingen van systeemtoestand om toestand afhankelijke beslissingen te maken;
- om voortgang naar doel te bepalen;
- schattingen van systeemtoestand (en andere variabelen) zijn nodig om vergelijkingen te kunnen maken tussen verschillende responsmodellen.

“Monitoring geeft inzicht in hoe acties indicatoren beïnvloeden – hierdoor kan de effectiviteit van alternatieve acties geëvalueerd worden, en kunnen veronderstellingen van de reacties van het ecosysteem aangepast worden en kunnen toegespitste correctiemaatregelen genomen worden” (naar B.C. Forest Service 1999).

Monitoring wordt herhaaldelijk getypeerd als een cruciaal element in een effectief beheer (B.C. Forest Service 1999, Christensen et al. 1996, Bormann & Kiestler 2004, Spit & Taylor 1998, Bawa & Menon 1997). Vaak wordt monitoring echter ervaren als een weinig effectieve manier van beleids- of beheersondersteuning:

- het is een kostbare aangelegenheid;
- veel van de verzamelde informatie is niet specifiek genoeg voor de betreffende beslissingen, of is moeilijk te analyseren;
- het mondt regelmatig uit in aanbevelingen voor nader onderzoek in plaats van gerichte actie.

Regelmatig wordt monitoring ingevuld als ‘Inventariserend monitoren’. Scherp gesteld is inventariserend monitoren niet gebaseerd op vooraf gestelde specifieke hypothesen en corresponderende modellen, maar bestaat uit het meten van een breed scala van (mogelijke) indicatoren. Inventariserend monitoren wordt verdedigd door te stellen dat hierdoor meer informatie beschikbaar komt voor het beheer, dat vooraf moeilijk te bepalen is welke informatie cruciaal is en welke niet, dat dit pas achteraf geëvalueerd kan worden en dat dit dan extra kosten met zich meebrengt om nog ontbrekende informatie te verzamelen. Er wordt niet zozeer betwist dat door inventariserend monitoren veel belangrijke gegevens verzameld worden, echter, het vermijdt de vraag of dit effectief en efficiënt gebeurt (Nichols & Williams 2006). Daarnaast is het op deze manier moeilijk inzicht te krijgen in het voorkomen van soorten die weinig of slechts lokaal voorkomen – en dit zijn vaak de soorten waar het in natuurbeheer om gaat.

Nichols & Williams stellen dan ook dat monitoring data niet moeten worden verzameld met de hoop dat deze op een of andere manier bruikbaar zijn in het

beheer. Monitoring voor effectief beheer zou zich juist moeten richten op de precieze informatie die nodig is voor onderbouwde beheersbeslissingen. Monitoring moet dan ook geen onafhankelijke actie vormen maar juist een component zijn van het beheer (Nicols & Williams 2006). Deze auteurs pleiten dan ook voor een ‘Doelgerichte monitoring’. Doelgerichte monitoring is gedefinieerd door haar *“integratie in beheer. Hierbij zijn monitoringsopzet en implementatie gebaseerd op a priori gestelde hypothesen en gerelateerde modellen van systeemresponsen op beheermaatregelen”* (naar Nicols & Williams 2006). De moeilijkheid hierbij is uiteraard het stellen van juiste, toetsbare hypothesen en responsmodellen. Echter, *“The ability to make predictions about system respons to management actions is not optional in decision making, and current ecological problems do not allow us the luxury of postponing conservation and management until some future time when we are more comfortable with model development. Indeed, even if we begin the mangement proces with a set of models that contains no good predictor, informed management will provide opportunities for revision of existing models and development of new ones”* (Nicols & Williams 2006).

3.1 Monitoring voor beheerevaluatie

Uiteindelijk zal duidelijk gemaakt moeten kunnen worden hoe de effecten van verschillende alternatieve strategieën in beeld gebracht kunnen worden ten einde effectief en effenend te beheren (Failing & Gregory 2003). Het bepalen van een effectieve beheerstrategie komt deels neer op enkele beslissinggebaseerde sleutelvragen (Failing & Gregory 2003):

- hoeveel en wat voor type verbetering is bereikt onder strategie A vs. B?
- Is dit type van verbetering direct gerelateerd aan fundamentele beheerdoelen?
- Wat zijn de kosten (economisch, sociaal, milieu) van strategie A en B?
- Is de verbetering onder A de gemaakte kosten waard?

Er blijkt vaak een mismatch te zijn tussen monitoringsindicatoren vanuit verschillende invalshoeken. Immers, monitoringsindicatoren vanuit een wetenschappelijke achtergrond naar gedrag en zelfs toestand zijn lang niet altijd goede indicatoren voor de vraag of beheermaatregelen adequaat waren. Failing & Gregory (2003) identificeren 10 fouten die vaak gemaakt worden bij het opstellen van indicatoren voor beheerevaluatie:

- 1) onvoldoende identificeren van einddoelen;
- 2) verwisselen van middelen (beleid/beheer) met doelen (bv biodiversiteit);
- 3) negeren van de management context (schaal, ecosysteembeheer);
 - a) hierbij moeten doelen: meetbaar, begrijpelijk, relevant naar beleidsalternatieven en gevoelig voor drempelwaarden zijn;
 - b) doelen, indicatoren en eindpunten moeten gelinked zijn;
- 4) maken van lijsten in plaats van indicatoren;
- 5) vermijden van waardering van indicatoren;
- 6) vermijden van samenvattende indicatoren;
 - a) vanuit beslissingsstandpunt is behoefte aan betrouwbare informatie over de richting van de verandering;
 - b) gevoeligheid voor overstappen van belangrijke drempels en;
 - c) voldoende accuraatheid om relatieve schaling van verschillende opties;

- 7) onvoldoende linken van indicatoren met beslissingen;
- 8) verwarren van waardering met technische inschatting;
 - a) Interpretatie van data en inschatten wat het betekent voor einddoelen;
 - b) Expliciteren van betrouwbaarheid en onzekerheid;
- 9) verwisselen van datacollectie met kritische beschouwingen;
 - a) Vaak wordt beschikbaarheid of affiniteit verwisseld met de vraag wat expliciet noodzakelijk is voor evaluatie van beleids/beheeralternatieven;
- 10) het versimplificeren – negeren van ruimtelijke en temporele relaties;
 - a) Duidelijk maken wat op welke schaal gemeten moet worden (lokale of tijdelijk biodiversiteitsverlies tov langere termijn/grotere schaal).

3.2 Criteria & Indicatoren

Lammerts van Bueren & Blom (1997) hebben een hiërarchisch raamwerk opgesteld als instrument voor het implementeren van duurzaam bosbeheer. Een vergelijkbaar proces is onder andere in Canada voltrokken naar de Criteria & Indicatoren voor duurzaam bosbeheer (Canadian Council of Forest Ministers 2003) en door bijvoorbeeld Larsson et al (2000) in EU verband. Dit raamwerk bestaat uit een set van hiërarchische Principes, Criteria en Indicatoren en biedt daardoor de mogelijkheid om algemene doelen op te delen in parameters die kunnen worden beheerd of vastgesteld.

Principes zijn expliciete elementen van het doel.

1. *“De productieve functies van het bos zullen behouden blijven”*

Criteria omschrijven de gewenste toestand of dynamiek van het systeem. Het is een toestand of aspect wat aanwezig moet zijn om aan doel/principe te voldoen. Criteria zijn een vorm van vonnis over de mate van overeenstemming met actuele situatie.

- 1.1 *“De productieve capaciteit van het ecosysteem is behouden”*

- 1.2 *“De productieve capaciteit van de bodem is behouden”*

Indicatoren zijn meetbare eenheden van criteria, en kunnen kwantitatief of kwalitatief zijn. Deze kunnen objectief worden bepaald.

- 1.1.1 *“Toepassen van lage impact oogst en uitslepen”*

- 1.2.1 *“Percentage van gebied met significante bodemcompactie”*

Om te komen tot deze criteria zijn tenslotte normen nodig waarboven of beneden de criteria niet voldoen aan doel en moeten bronnen worden vermeld ten einde te kunnen onderbouwen op basis van welke gegevens het is bepaald (Lammerts van Bueren & Blom 1997).

- 1.1.1.1 *“Veldcontrole tijdens werkzaamheden volgens oogstprotocol”* (bron)

- 1.2.1.1 *“Significante bodemcompactie < 20% van oppervlakte”* (norm)

De PC&I zullen lokaal en consistent moeten worden ontwikkeld met de beheerbenadering om goede inbedding en toepasbaarheid te garanderen (Boo & Wiersum 2004).

Indicatoren dienen: (a) snel te reageren op veranderingen, (b) veranderingen signaleren in andere belangrijke variabelen, (c) efficiënt kunnen worden gemonitord en (d) oorzakelijk gelinkt zijn met stressfactoren en beheermaatregelen (Spit & Taylor

1998). Zeker binnen het biodiversiteitsvraagstuk is er een dringende behoefte aan indicatoren om te bepalen of beleid en beheer de gewenste resultaten heeft (Lindemayer et al. 2000). Lindemayer et al. (2000) evalueren verschillende typen indicatoren; soortgebaseerde indicatoren (soorten/guilds) en structuurgebaseerde indicatoren (complexiteit, connectiviteit, heterogeniteit).

- Soorten worden vaak gehanteerd als indicatoren doordat ze andere soorten representeren, een belangrijke rol in het ecosysteem vervullen, verstoring of veranderingen indiceren, dominant of indicatief zijn voor bepaalde elementen of stadia. Echter, tot op heden zijn in alle categorieën zowel aanwijzingen als uitsluitingen gevonden waardoor deze benadering slechts een deel van het beeld kan geven. Guilds/groepen vormen een interessante invalshoek aangezien niet zozeer betreffende soorten gemonitord hoeven worden maar de aanwezigheid van bepaalde groepen indicatief kan zijn voor stadia, toestanden of ontwikkelingen. Maar ook hier geldt dat er onzekerheid is bij deze benadering aangezien zeker niet alle soorten binnen een bepaalde groep op dezelfde manier zullen reageren op verstoringen. Over het algemeen wordt de 'indicatorsoort' als benadering bruikbaar ervaren, immers niet alles kan gemeten worden. Echter, indicatoren zijn niet altijd adequaat, de toestand die ze moeten indiceren is vaak niet expliciet gedefinieerd, en een causale link tussen indicator en andere soorten of ecosysteemprocessen is niet of voldoende gelegd (Lindemayer et al. 2000).
- Een andere (aanvullende) benadering is om beheer als uitgangspunt te nemen en effecten daarvan in kaart te brengen in de vorm van structuurgebaseerde indicatoren zoals opstandscomplexiteit, samenhangendheid en heterogeniteit. Hierbij zijn de leidende veronderstellingen dat een ruimtelijke variatie en structurelementen uit natuurlijker bos (dood hout, dikke bomen, etc.) belangrijk zijn voor veel soorten (Hanski 1994) en dat menselijke verstoring die natuurlijke nabootsen of structuur heterogeniteit bevorderen (zowel in temporele als ruimtelijke samenhang) minder negatieve invloed zullen hebben op biodiversiteit (Hunter 1994, Attiwill 1994). Kern van deze structuurgebaseerde indicatoren is dat beheer taxonomische, structuur en landschappelijke complexiteit van het bosecosysteem nastreeft en zodoende het behoud van bosgerelateerde biodiversiteit bevordert. Dit lijkt intuïtief correct en borduurt voort op bestaande kennis maar is vooralsnog voor de langere termijn grotendeels niet onderbouwd (McComb et al. 1993).

3.3 Bepalen van beheereffecten

Zoals in vorige delen besproken; het beheer van ecosystemen gaat met grote onzekerheden gepaard. Onzekerheden door natuurlijke variaties en onvoorspelbare gebeurtenissen (storm, overstromingen, genetische verschillen), door menselijke invloeden (klimaatverandering, populatiegroei), door gebrek aan kennis over veel aspecten van ecosystemen en door veranderende sociale en economische omgeving (budgetten, claims). Hierdoor kan beheer (ten dele) opgevat worden als een experiment en zijn beheermaatregelen of –beslissingen (ten dele) hypotheses of verwachtingen.

Helaas is uit het oogpunt van beschikbare terreinen, middelen en tijd, een zorgvuldige opzet met voldoende herhalingen van een ingreep en het meten van resultaten daarvan, om betrouwbaar het effect te toetsen, niet of nauwelijks realiseerbaar (Schulte et al. 2006). Het toepassen van de gangbare statistiek, waarvoor deze genoemde aspecten vereisten zijn, is daardoor belemmerd. Echter het beheer moet beslissingen nemen en uitvoeren om bepaalde doelen na te streven en kan niet wachten op het beschikbaar komen van voldoende informatie (Sit & Taylor 1998, Nicols & Williams 2006).

Traditionele statistiek is conservatief van aard. Zo lang geen significant effect is gevonden dan wordt logischerwijs de nulhypothese (van geen effect) niet verworpen. Dit is vooral goed van toepassing onder gecontroleerde omstandigheden met voldoende herhalingen en controles. Echter, in complexe beheerde systemen is de kans groot dat door de grote variatie in lokale omstandigheden en geringe mogelijkheid op herhalingen of adequate controles er geen statistisch significant effect gevonden wordt terwijl er mogelijk wel een ecologisch effect is (Sit & Taylor 1998). Dit zou bijvoorbeeld kunnen resulteren in het achterwege laten van noodzakelijke maatregelen of het continueren van schadelijke activiteiten. Ook richt wetenschappelijk onderzoek zich met name op het gedrag van deelaspecten, terwijl juist de reactie van het systeem als geheel van belang is voor het beheer (Holling 1996). Daarnaast sluit de wetenschappelijke statistische gangbare methode soms onvoldoende aan bij de beheerspraktijk (Bormann & Kiefer 2004). De eerste tracht aan te tonen of er wel of geen effect is, terwijl het beheer juist vraag heeft wat de kans is op een effect als maatregel x of y wel of niet wordt uitgevoerd (Sit & Taylor 1998).

'Nieuwe methoden'

Al enkele decennia zijn er statische technieken voorhanden om op bovenstaande problemen in te gaan. Ze zijn echter nog nauwelijks vertaald naar en toegepast in ecologische beheervraagstukken. Pas recentelijk wordt hieraan aandacht besteedt (zie special issue *Ecological Applications* 1996, Hobbs & Hilborn 2006). Deze 'nieuwe' technieken gaan uit van onzekerheden en voorspellen effecten in termen van kansen.

Een voorbeeld hiervan is de Power analyse. Hierbij wordt vooral naar de zeggingskracht gekeken van het al dan niet verwerpen van de nulhypothese. Hierbij wordt naast de standaard statistische vraag of de nulhypothese onterecht wordt verworpen als er in werkelijkheid geen effect is (type I error) er de vraag gesteld of de nulhypothese onterecht wordt geaccepteerd terwijl er wel een effect is (type II). Met de Power analyse kan worden aangegeven wat waarschijnlijkheid is waarmee de statistische test de nulhypothese terecht verwerpt (Foster 2001, Di Stefano 2001). Daarnaast is er Bayesian analyse. Hierbij wordt in tegenstelling tot traditionele statistiek gebruikt gemaakt van de huidige kennis en wordt naar aanleiding van de hypothese de werkelijke effecten vergeleken met de verwachte effecten op basis van bestaande kennis (Ellison 1996). In deze techniek staat onzekerheid van beheersbeslissingen (hypothesen) centraal en wordt gekeken naar de kans dat een hypothese correct is (Sit & Taylor 1998). Beide methoden sluiten (praktisch en informatief) meer aan bij de beheervraagstukken en zijn dus mogelijke technieken om effectiviteit te kunnen toetsen.

4 Aansluiting bij beheer

4.1 Gericht leren

In het bosbeheer moeten vaak beslissingen genomen worden op basis van onvolledige of onvoldoende informatie. Veronderstellingen gebaseerd op theorieën/concepten komen dan vaak in plaats voor empirisch bewijs. Ook al neemt het wetenschappelijke inzicht toe, er is nog steeds het inzicht dat de conceptuele basis voor veel handelen onvoldoende is onderzocht en getest voor brede toepassing (Schulte et al. 2006, Simberloff 1999, 2001, Ehrlich 1996). Desalniettemin vervullen concepten en theorieën een belangrijke rol in onderzoek en beheer; ze vormen namelijk een wetenschappelijke basis voor voorspellingen van soort- en ecosysteemrespons, ze zijn benchmarks voor het evalueren van beheeruitkomsten en ze vormen een creatief raamwerk voor het ontwerpen van beheeralternatieven. Helaas zijn er nog weinig omvattende ecosysteemstudies die het behoud van biodiversiteit daadwerkelijk en adequaat testen (Schulte et al. 2006). Uit de overzichtsstudie van Schulte et al (2006) naar beheerpraktijken in Noord-Amerika komen twee aanbevelingen voor een effectiever en beter gefundeerd beheer: (1) er moet meer en beter getest worden (zie hieronder), en (2) er moet beter gecommuniceerd worden (zie paragraaf 4.3).

Schulte et al. (2006) geven aan dat er een dringende noodzaak is voor de implementatie van beheerexperimenten op operationele schaal om benodigde empirische data te leveren en voor een effectieve en efficiënte monitoring van bestaande beheerpraktijken. Een recente studie naar bosbeheer en biodiversiteit in Zweden onderschrijft dit (Eriksson & Hammer 2006). Het op grote schaal testen, monitoren en evalueren is echter niet gebruikelijk. Laat staan het implementeren hiervan als feedback in de beheerpraktijk (Schulte et al 2006). Daarbij komt dat monitoring vaak wordt opgenomen in plannen maar om financiële redenen later vaak weer (deels) geschrapt (Schulte et al. 2006). In het verlengde van deze constatering komt ook Lindemayer in een overzichtartikel over ecologisch duurzaam beheren tot de volgende aanbevelingen:

- toepassen van risicospreiding door verschillende beheerbenaderingen en -maatregelen op verschillende schaalniveaus;
- beheermaatregelen inzetten als experimenten;
- dit “management-by-experiment-and-monitoring” (AB) bestaat o.a. uit:
 - toepassen van een variëteit van beheermaatregelen (kaalkap, selectieve oogst, verschillende variaties in retentie, controle plots);
 - vastleggen van intensiteit van verstoring en mate van vegetatieretentie;
 - aanpassen van maatregelen aan resultaten van experimenten;
 - blijven monitoren en evalueren bij blijvend adaptief beheer;

en drijft op het instellen van goed opgezet monitoringssysteem, inclusief controleplots. *“Indeed, a forest cannot be considered constructively managed if it is not monitored”* (Lindemayer et al. 2000 pg 947).

Uit de Voorbeeldbedrijven Geïntegreerd Bosbeheer (Hekhuis et al. 1998) komen de aanbevelingen om meer en gedocumenteerd te experimenteren en communiceren (Cleassens 2005). Deze systematiek van gericht experimenten wordt ook onderschreven in andere sectoren zoals bijvoorbeeld bij de veranderingen in het rivierengebied, mede in aansluiting op klimaatverandering (Kennisonline 2006) en in een recente rapportage van het WRR (Meurs et al. 2006, zie box). Het OBN (zie Grimberg et al. 2006 voor recent overzicht) geeft eveneens aanknopingspunten, waaronder het experimenteren, evalueren en communiceren in samenwerkingsverbanden tussen beheer, onderzoek en beleid. Het Overlevingsplan Bos en Natuur zal in de toekomst meer vanuit ecosysteembenadering ingevuld gaan worden en meer richten op natuurlijke processen, zoals ook de naamsverandering impliceert; 'Ontwikkeling en Beheer Natuurkwaliteit'.

4.2 Samenwerken

In een onderzoek naar natuurbeheerpraktijk in Engeland komen Sutherland et al. (2004) tot opmerkelijke bevindingen. Zij bestudeerden de achtergronden van beheerbeslissingen in natuurgebieden bij een brede groep beheerorganisaties. Hieruit bleek dat meer dan $\frac{3}{4}$ van de beslissingen gebaseerd was op anekdotische informatie (common sense, persoonlijke ervaring, gesprekken andere beheerders) en slechts 2% was gebaseerd op wetenschappelijk bewijs. De anekdotische informatie was zeer moeilijk te herleiden tot de werkelijke bron. Sutherland en collega's (2004) stellen dat de op deze wijze ontstane overtuigingen (terecht of onterecht) hardnekkig kunnen zijn. Hierdoor zijn goede praktijken moeilijk te onderscheiden van minder goede praktijken en worden alternatieven onvoldoende overwogen. Daarnaast bleek ook dat er vaak niet of vooral een (beperkt) aantal indicatorsoorten werd gemonitord terwijl ecosysteemrespons naar aanleiding van beheersmaatregelen niet of nauwelijks werd gemonitord. De combinatie van specifiek gebruik van bronnen en beperkte evaluatie kan ertoe leiden dat onjuiste veronderstellingen geaccepteerd worden en blijven. Sutherland et al (2004) concluderen dan ook provocerend dat veel beheer eerder gebaseerd is op mythes dan op een systematische bepaling feiten.

Het is moeilijk in algemene zin te stellen hoe dit is in de Nederlandse situatie. Echter, bijvoorbeeld in Programma Beheer is geen monitoring (voor en na) opgenomen, wat een effectieve evaluatie bemoeilijkt. Ook in een verkennend onderzoek naar bossamenstelling in relatie tot beheergeschiedenis in verschillende opstanden concludeert van der Schaaf (2003) dat de uitgevoerde maatregelen meestal summier worden vastgelegd. Mede op basis hiervan kan verondersteld worden dat de constatering in Engeland ook hier op zouden kunnen gaan.

Sutherland et al. (2004) maken een vergelijking met de werkwijze in de medische sector in de '70-'80 jaren. Daar bleek dat vaak uitgegaan werd van traditionele gezichtspunten en expertkennis, en dat bestaande en nieuwe gegevens onvoldoende gebruikt werden. Systematische en objectieve reviews van wetenschappelijk onderzoek toonde aan dat een op feiten gebaseerde werkwijze dramatisch kan verschillen van de traditionele werkwijze, en in een aantal gevallen levens had kunnen

redden. Dit leidde tot een radicale verandering in de medische sector, naar een kennisinfrastructuur waarin opgedane kennis systematisch wordt verzameld, geëvalueerd en toegankelijk gemaakt voor betrokkenen.

Naar analogie van bovenstaande stellen Sutherland et al (2004) dan ook een vergelijkbare ontwikkeling voor; het systematisch verzamelen en reviewen van feiten en methodieken over de effecten van beheermaatregelen. Deze bevindingen kunnen toegankelijk gemaakt worden in webgebaseerde databases zoals die destijds ook in de medische wetenschap opgericht is (zie <http://www.cochrane.org/>). Een hiërarchische evaluatie wordt hierin gehanteerd, waarin feiten die gebaseerd zijn op strikt experimenteel onderzoek een groter gewicht krijgen dan die waarbij een grote steekproef of bv controles ontbreken. Dit laatste zal in het natuurbeheer eerder regel dan uitzondering zijn. De gezamenlijke verzamelde kennis is uiterst waardevol. De essentie is immers dat een individu slechts een gelimiteerde kennis heeft, maar dat al deze datapunten samen een grote ervaring vormen (Sutherland et al. 2004). Zij stellen voor om in deze centrale database diverse gegevens op te nemen, van proefopzet tot de resultaten van beheersmaatregelen (bv locatie, organisatie, habitat, probleem, betreffende soorten/structuren, beheermaatregel, werkwijze/proefopzet, consequenties). Zowel kwantitatieve als kwalitatieve informatie kan gebruikt worden. Uiteindelijk kan de informatie kan bevraagd worden door bijvoorbeeld alle vergelijkbare probleem te vergelijken, of door een systematische review van beheermaatregelen (Sutherland et al. 2004). Voorwaarde voor deze opzet is echter dat beheerorganisaties het helder opzetten en documenteren van maatregelen en effecten een standaard onderdeel maken in de beheerpraktijk. De in Nederland op te starten website www.natuurkwaliteit.nl is een goed medium om de voorgestelde bundeling van gedocumenteerde beheerervaringen vorm te geven en toegankelijk te maken (Gerard Grimberg persoonlijke mededeling).

4.3 Communicatie en beleid

Naast het gericht testen en leren blijkt uit het onderzoek van Schulte et al. (2006) ook dat er te weinig of niet goed gecommuniceerd wordt tussen onderzoek, beheer en beleid. Een directere samenwerking tussen onderzoekers en beheerders bij beheerdoelen, alternatieven, toetsing, evaluatie en communicatie is een goede stap (Bormann & Kiester 2004). Daarnaast zal monitoring niet alleen aan moeten sluiten bij beheersvraagstukken. Ook, voor het beleid zal monitoring antwoord moeten geven of beheerresultaten aansluiten bij beleidsdoelstellingen. Uit een recent uitgevoerde inventarisatie van beleidsvraagstukken rondom ecologie in Engeland blijken enkele belangrijke belemmeringen (Sutherland et al 2006). Ten eerste zijn de meeste beleidsvragen algemeen van aard, dit in tegenstelling tot de specifieke vragen die onderzoekers nodig achten. Er is dan ook behoefte aan een intensievere communicatie tussen onderzoekers en beleidsmakers. Hierbij moeten onderzoekers de specifieke resultaten opschalen naar een generiek niveau (meta-analyses – zie vorige paragraaf) en vertalen in begrijpelijke taal voor beleidsmakers. Echter, er is meer nodig dan alleen deze seriële benadering. Onderzoekers (en andere belanghebbenden) zullen betrokken moeten zijn bij de vraagarticulatie, zullen de

huidige stand van kennis moeten vertalen, zullen moeten assisteren bij het monitoren van beleidsresultaten en zullen oplossingen moeten bieden bij onverwachte gebeurtenissen. Het is onvermijdbaar dat onzekerheid bij al deze aspecten een rol speelt en deze zal ook duidelijk in beeld moeten worden gebracht (Sutherland et al. 2006).

Ook zal een effectiever beheer directer ondersteund kunnen worden door het beleid. Een manier om dit te promoten is door te bevorderen dat in door beleid gestimuleerde projecten of maatregelen de werkwijze (passieve of actieve experimenten) en effecten helder gedocumenteerd worden (Sutherland et al. 2004). Deze resultaten kunnen dan voeding voor een mogelijke web-database. Uiteindelijk is het van belang dat er effectief en efficiënt met de schaarse middelen wordt omgegaan. Het kunnen aantonen waaraan, op welke wijze en met welk resultaat de middelen zijn ingezet is een essentiële stap (Sutherland et al. 2004).

4.4 ‘Model Forests’

Adaptief beheer richt zich met name op de inhoudelijke organisatie van de planningscyclus (doel – maatregel – resultaat – evaluatie). Vooral tijdens het bepalen van de doelen, maatregelen en mogelijke alternatieven, is het van groot belang hierbij belanghebbenden te betrekken voor draagvlak en inbedding. In Canada is hier sinds de jaren 90 een benadering voor gevonden, de zogenaamde ‘Model Forests’. Hierin worden gezamenlijk, in plaats vanuit tegenstellingen, opties, doelen en alternatieven verkend, ontwikkelt en getest voor een duurzaam beheer.

“A model forest is a place where the best sustainable forests management practices are developed, tested and shared across the country....At the heart of each model forest is a group of partners who have different perspectives on the social, economic and environmental dynamics within their forest – perspectives that are necessary to make more informed and fair decisions about how to manage the forest. The real ‘model’ in these forests is the way the different partnershave integrated their own interests into their common goal of developing approaches to sustainable forest management that do not sacrifice one interest for another” (Model Forest Network 2003).

Deze gezamenlijke benadering leidt tot bredere gezichtpunten en oplossingen, een groter draagvlak en effectiever beheer (zie Canadian Forest Service 2003, Model Forest Network 2003, www.modelforest.net). Uiteraard blijft de terreineigenaar volledige zeggingskracht behouden, maar uiteindelijk is men meer gebaat bij draagvlak en overeenstemming en brede visie op duurzame oplossingen. In Canada zijn betrokkenen zeer enthousiast, er zijn 11 model bossen opgezet, variërend in grootte van 100.000 tot 8miljoen ha, en de MF worden ondersteund door de overheid. Ook vind deze benadering internationaal een steeds grotere bijval, van Zuid-Amerika, Azië tot Europa (zie Canadian Forest Service 2003, International Model Forest Network: www.idrc.ca/imfn/). Het succes in Canada kan mede verklaard worden door de grote betrokkenheid en vaak grote tegenstellingen in bosgebruik tussen industrie, oorspronkelijke bewoners en milieu/natuurorganisaties. Deze wijze van organiseren van belangengroepen bij doelen, alternatieven en eventuele experimenten sluit goed aan bij AB benadering.

Een zijsprong

De geschetste problematiek en mogelijke ontwikkelingen treden niet alleen op in het beheer van ecosystemen maar op veel andere terreinen in de samenleving. Onlangs publiceerde de Wetenschappelijke Raad voor het Regeringsbeleid (WRR) het rapport 'Lerende overheid – een pleidooi voor probleemgerichte politiek' en in samenhang daarmee 'Leren van de praktijk. Gebruik van lokale kennis en ervaring voor beleid' (Amsterdam University Press). Naar aanleiding daarvan verscheen een begeleidend stuk in de Volkskrant: "Denk beter na, voordat je snijdt in de overheid" (Meurs et al. 2006).

Zij constateren dat er veel complexe maatschappelijke vraagstukken (bv verzorgingsstaat, mobiliteit, klimaat) liggen die verkiezingstermijnen overstijgen. Een zorgvuldige aanpak hiervan is van groot belang; het is nodig om grondig te analyseren, verschillende aanpakken in de praktijk te brengen en deze goed te evalueren. De overheid zou dit moeten agenderen, hiervoor over voldoende kennis beschikken en die kunnen mobiliseren samen met anderen. Echter, de overheid moet kleiner worden en gaat steeds meer 'doen' in plaats van 'denken' en 'controleren' in plaats van 'leren'. Deze groter wordende afstand tussen beleid en uitvoering gaat voorbij aan het feit dat ambtenaren, maatschappelijke organisaties en politici elkaar nodig hebben om goed beleid en dienstverlening te realiseren.

Dit uit zich ook op lager schaalniveau. Lokale oplossingen (en verschillen daartussen) worden niet meer herkend. Hierbij gaat belangrijke kennis en ervaring verloren en wordt de mogelijkheid om te leren van lokale praktijken bij voorbaat uitgesloten. Door gemeenten meer ruimte te geven om lokale oplossingen door te voeren en dit expliciet als experiment in te richten ontstaat de mogelijkheid ervaringen op te doen en hiervan te leren.

Het WRR pleit dan ook voor een visie waarin maatschappelijke vraagstukken het uitgangspunt zijn. Politiek is daarbij een manier om maatschappelijke leerprocessen vorm te geven. Zij onderkennen hierbij dat van ervaringen geleerd moet worden, dat voordat oordeelsvorming en afgewogen besluitvorming plaatsvindt er ruimte nodig is voor wikken en wegen. Een regeerakkoord is hierdoor ook niet zozeer een contract maar een programma waarin:

- op hoofdlijnen prioriteiten aangegeven staan;
- tijdens de regeerperiode de prioriteiten nader worden onderzocht en getest;
- er gebruik wordt gemaakt van opgedane kennis om de koers bij te stellen;
- er ruimte is om in te spelen op veranderende omstandigheden zonder dat dit als contractbreuk wordt gezien.

Hiermee kan de regering leiding geven aan een lerende overheid en zich richten op inhoudelijke doelstellingen die gaandeweg uitgewerkt worden en op basis van opgedane kennis bijgesteld worden.

5 Naar een implementatie en platform in Nederland?

5.1 Effectiever beheren

In het Nederlandse bosbeheer wordt veelal zorgvuldig en op basis van inzicht gehandeld wordt. Onderzoek vervult hierbij een belangrijke rol. Het testen en aanpassen aan de lokale situatie is en blijft van belang, dit detailniveau kan vanuit het onderzoek in onvoldoende mate bedient worden. Echter, op veel plaatsen wordt het wiel in verschillende gradaties (vaak met gemeenschappelijke middelen) uitgevonden. Veel van deze (in meer en mindere mate gedocumenteerde proeven) zijn hoofdzakelijk door betreffende personen of in betreffende gebieden bekend. Door dit systematischer aan te pakken, te documenteren en te verspreiden kan veel effectiever en efficiënter gebruik gemaakt worden van de grote kennisbasis en -potentieel in het Nederlandse bosbeheer.

In Nederland kan een effectiever beheer:

1. richter samenwerken;
2. richter en diverser experimenteren en evalueren (Adaptief Beheer);
3. richter resultaten bundelen en communiceren (webgebaseerde database).

Deze onderdelen kunnen stapsgewijs geprobeerd en geïmplementeerd worden in het bestaande beheer. Dit proces kan versterkt worden door ondersteuning van het beleid. De voorgestane kennis-website kan als vliegwiel dienen om richter samen naar een effectiever beheer te komen. Een platform bestaande uit experts vanuit verschillende organisaties en locaties waar bovenstaande elementen kunnen worden ontwikkeld en getest kan als voorloper een belangrijke stimulerende rol vervullen (zie paragraaf 5.2).

5.2 Opzet platform

Aanleiding

De deels onzekere en onvoorspelbare ontwikkeling van ecosystemen, en de veranderende en intensievere eisen aan het functioneren van het boscysteem levert een complexe realiteit. Complex doordat er een ander bos gevraagd wordt en doordat de wijze waarop verschilt van traditionele benaderingen. De opgedane kennis uit het verleden is hiervoor onvoldoende, zowel voor de inschattingen van de effecten van maatregelen als voor de mogelijke ontwikkelingen.

Nieuwe wegen voor nieuwe bossen?

Een effectiever beheer is gebaat bij een methodiek waarin effecten en ontwikkelingen systematisch getest, in kaart gebracht en gecommuniceerd worden. Dit vraagt om een gezamenlijke benadering waarin kennis en krachten van verschillende partijen gebundeld worden. Een Platform is een middel om partijen (beheer, onderzoek/onderwijs, beleid) bij elkaar te brengen, deze benaderingen en elementen

daaruit aan te passen aan Nederlandse omstandigheden en te testen. Daarnaast kan het platform en gerelateerde experimenten dienen als testcases, demonstratieobjecten, vraagbaak en aanjager voor meer generieke inpassing in bestaande beheer.

In dit platform wordt voorgesteld om in samenwerkingsverband van beheer, onderzoek en beleid beheermaatregelen op operationele schaal te testen, evalueren en communiceren, op ecosysteemeffecten in relatie tot beheerdoelen en mogelijke bosontwikkelingen in kaart te brengen.

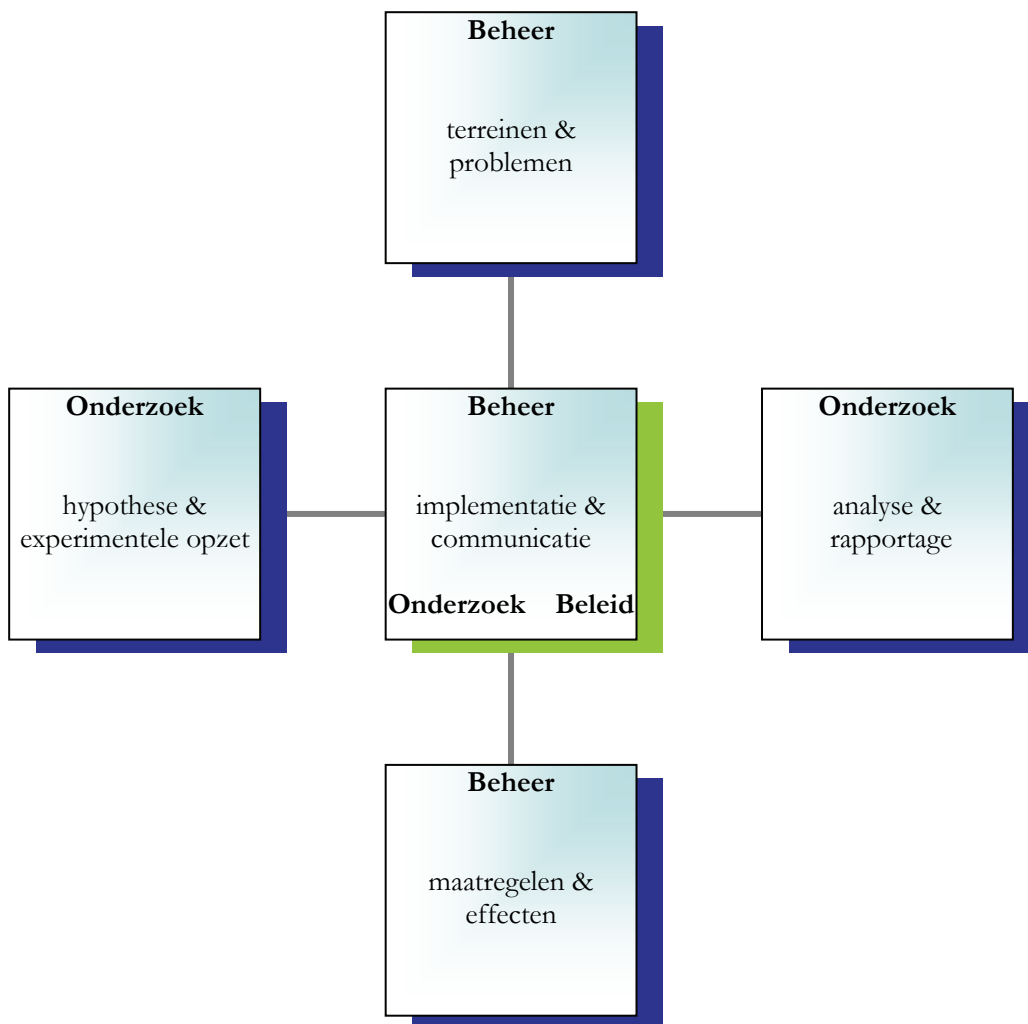
Op deze wijze kan de implementatie van gericht leren en communiceren uitgeprobeerd worden in nauwe samenwerking tussen beheer, onderzoek/onderwijs en beleid. Het is voor een gedeelte een combinatie van elementen uit OBN en de Voorbeeldbedrijven Geïntegreerd Bosbeheer, maar deels ook uit andere factoren en richt zich onder andere op:

- systematisch opzetten van beheer als experimenten, inclusief monitoring en evaluatie;
- het meer systematisch ontwikkelen en implementeren van criteria en indicatoren die inzicht geven in ecosysteemrespons op beheermaatregel;
- het uitvoeren van beheerexperimenten op operationele schaal, aansluitend bij ecosysteemprocessen, structuren en soorten;
- het richten op het ecosysteem met meerdere doelen (natuur, houtproductie, etc.);
- het verfijnen van een beheerbenadering waarin effectiviteit getoetst kan worden.

Opzet

Partijen zullen aanvullend op elkaar belangrijke rollen vervullen (figuur 2):

- beheer; door beschikbaar stellen van terreinen, identificeren van problemen en uitvoeren van maatregelen en bepalen van effecten;
- onderzoek/onderwijs; door opzetten van hypothesen en experimenten, monitoring en bepalen van resultaten en consequenties
- beleid; door ondersteunende rol in opzet en communicatie



Figuur 2. Opzet voor platform

Het vertrekpunt is een vraaggestuurde benadering. Hierbij zal aansluiting gezocht worden bij:

- representativiteit in vorm van bostypen/beheervraagstukken;
- beleidsdoorwerking naar aanleiding van SN2000, Habitattypen, Natura 2000, leefgebiedplannen, doelsoorten;
- bestaande ‘experimenten’ waaronder Bosreservaten en reeds ingezette experimenten.

Inbedding in praktijk wordt voorgesteld door het instellen van een brede begeleidingsgroep en er zal aansluiting gezocht worden bij de systematiek van OBN nieuwe stijl.

Enkele mogelijke vraagstukken als voorbeeld:

- wat is de rol van de erfenis van voormalige bos op diversiteit en nieuwe bosontwikkeling (kwantiteit en kwaliteit van dood hout, humus, structuur)?

- wat is het effect van openheid en dichtheid van bos, de variatie daarin en de rol van ondergroei, op natuurwaarde?
- wat is effect van (permanente/tijdelijke) grootte open ruimtes en retentie van vegetatiestructuren daarbinnen, op diversiteit en bosontwikkeling (zie ook Groot Bruinderink 2003)?
- Hoe kunnen overgangen tussen terreintypen (bos en hei) dynamisch in stand gehouden worden?

Uitvoering en belanghebbenden

Het platform richt zich bij de start op de uitvoering in enkele terreinen van verschillende beheerorganisaties (NM, SBB, Kroondomein) die betrokkenheid kenbaar maken. Opzet is om op kleine schaal lokaal te beginnen en zoveel mogelijk aan te sluiten bij bestaande praktijken en vandaar uit bestaansrecht te verwerven.

Echter, middelen voor opstart en vastleggen uitgangssituatie, identificeren van criteria en indicatoren, monitoring, analyse en communicatie zullen gevonden moeten worden. Mogelijke financieringsbronnen vanuit het onderzoek zijn de LNV BO en KB programma's, en vanuit het beheer mogelijke Provinciale stimuleringsregelingen (ILG toekomst) en OBN middelen? In overleg met betrokkenen zal dit verder verkend en uitgewerkt moeten worden.

Belanghebbenden zijn de beheersorganisaties en particuliere terreinbeheerders, beleidsmakers op landelijk en provinciaal niveau, het Bosschap maar mogelijk ook de houtverwerkende industrie en recreatiebedrijven.

Kennisoverdracht

Voorzien wordt om jaarlijks resultaten te communiceren via:

- excursie (voor beheer, beleid, onderwijs en recreatie en houtverwerking);
- vakbladen;
- websites (b.v. natuurkwaliteit);
- rapporten (onderzoeks- en studentenrapporten).

Bronnen

- Attiwill, P.M. (1994). The disturbance of forest ecosystems: the ecological basis for conservative management. *Forest Ecology and Management* 63:247-300.
- Bawa, K.S. & S. Menon (1997). Biodiversity monitoring: the missing ingredients. *TREE* 12(1): 42.
- Bijlsma, R.J. (2005). Natuurlijkheid en biodiversiteit: een verstoorde relatie. *Vakblad Natuur, Bos en Landschap* 2(2): 7-11.
- Boo, H.L. de & K.F. Wiersum (2002). Adaptive management of forest resources: principles and process. Wageningen University, Forest and Nature Conservation Policy Group, Discussion Paper 2002-04, the Netherlands.
- Bormann, B.T., & A.R. Kiester (2004). Options Forestry; acting on uncertainty. *Journal of Forestry* (June): 22-27.
- Botkin, D.B. (1990). *Discordant harmonies. A new ecology for the twenty-first century.* Oxford University Press, New York/Oxford.
- British Columbia Forest Service (1999). An introductory guide to adaptive management; for project leaders and participants. B.C. Forest Service, Victoria, Canada.
- British Columbia Ministry of Forests. Adaptive management; learning from our forests.
- Canadian Forest Service (2003). Canada's Model Forest Program; advancing sustainable forest management from the ground up. Ottawa, Canada.
- Model Forest Network (2003). The Canadian Model Forest Network. Ottawa, Canada.
- Canadian Council of Forest Ministers (2003). Defining sustainable forest management in Canada; Criteria and Indicators 2003. Canadian Forest Service, Ottawa, Canada.
- Christensen, N.L., A.M. Bartuska, J.H. Brown, S. Carpenter, C. D'Antonio, R. Francis, J.R. Franklin, J.A. MacMahon, R.F. Noss, D.J. Parsons, C.H. Peterson, M.G. Turner & R.G. Woodmansee (1996). The report of the Ecological Society of America Committee on the scientific basis for Ecosystem Management. *Ecological Applications* 6(3): 665-691.
- Cleassens, B. (red) (2005). 10 jaar geïntegreerd bosbeheer in Gelderland; de erfenis van een stimuleringsproject. Gelderland.
- Dekker et al. (in prep). European forest management in its current policy framework: Ecosystem Management.
- Duinhoven, G. van (2006). Voorspelbaarheid van ecosystemen: de praktijk – gesprek met Kramer, K. & R.J. Bijlsma. *Vakblad Natuur, Bos, Landschap* 5(3): 26-27.
- Ehrlich, P.R. (1996). Conservation in temperate forests: what do we need to know and do? *Forest Ecology and Management* 85: 9-19.
- Ellison, A.M. (1996). An introduction to Bayesian inference for ecological research and environmental decision-making. *Ecological Applications* 6(4): 1036-1046.
- Eriksson, S. & M. Hammer (2006). The challenge of combining timber production and biodiversity conservation for long-term ecosystem functioning – a case study of Swedish boreal forestry. *Forest Ecology and Management* (in press).

- Failing, L. & R. Gregory (2003). Ten common mistakes in designing biodiversity indicators for forest policy. *Journal of Environmental Management* 68: 121-132.
- Foster, J.R. (2001). Statistical power in forest monitoring. *Forest Ecology and Management* 151: 211-222.
- Franklin, J.F. (1993). Preserving biodiversity: species, ecosystems, or landscapes? *Ecological Applications* 3(2): 202-205.
- Grimberg, G., H. Beije & D. Bal (2006). Van waldsterben naar succesvol effectgericht beheer. *OBN Nieuwsbrief* 06/21: 3-9.
- Groot Bruinderink, G.W.T.A. (2003). Hoefdieren op de Veluwe: de relatie tussen open plekken, soortdiversiteit en begrazing. *Landschap* 20(4): 216-223.
- Hanski, I. (1994). Patch occupancy dynamics in fragmented landscapes. *TREE* 9: 131-134.
- Hekhuis, H.J., A. Oosterbaan, M.N. van Wijk & C.A. van den Berg (1998). Voorbeeldbedrijven geïntegreerd bosbeheer Gelderland. *IBN-rapport* 342, Wageningen.
- Hobbs, N.T. & R. Hilborn (2006). Alternatives to statistical hypothesis testing in ecology: a guide to self teaching. *Ecological Applications* 16(1): 5-19.
- Holling, C.S. (1978). *Adaptive environmental assessment and management*. John Wiley & Sons, New York.
- Holling, C.S. (1996). Surprise for science, resilience for ecosystems, and incentives for people. *Ecological Applications* 6(3): 733-735.
- Hunter, M.L. (1994). *Fundamentals of conservation biology*. Blackwell, Cambridge, USA.
- Kennisonline 2006. Maak ruimte voor experimenten. *Kennisonline* (3): 5.
- Kramer, K. (2006). Hoe voorspelbaar –en beheerbaar – zijn ecosystemen? *Vakblad Natuur, Bos, Landschap* 5(3): 24-25.
- Kramer, K., A.G. Brinkman, A.T. Kuiters & P.F.M. Verdonschot (2005). Is ecological succession predictable? Theory and applications. *Alterra-report* 1277, Wageningen, the Netherlands.
- Larsson, T.B. (2001). *Biodiversity evaluation tools for European forests*. Oxford: Blackwell Science.
- Lammerts van Bueren, E.M. & E.M. Blom (1997). Hierarchical framework for the formulation of sustainable forest management standards. *Tropenbos foundation*, Wageningen, the Netherlands.
- Lee, K. (1993). *Compass and gyroscope: integrating science and politics for the environment*. Island Press, Washington D.C.
- Lindemayer, D.B., C.R. Margules & D.B. Botkin (2000). Indicators of biodiversity for ecological sustainable forest management. *Conservation Biology* 14(4): 941-950.
- Luckert, M.K. (2006). Has the myth of the omnipotent forester become the reality of the impotent forester? *Journal of Forestry*, September 299-306.
- May, R. (2001). Risk and uncertainty. *Nature* 411: 891.
- McComb, W.C., T.A. Spies & W.H. Emmingham (1993). Douglas-fir forests. Managing for timber and mature-forest habitats. *Journal of Forestry* December: 31-42.

- Meurs, P., E. Schrijvers & G. de Vries (2006). Denk beter na, voordat je snijdt in de overheid. Volkskrant – Het Betoog, pg 1.
- Nichols, J.D. & B.K. Williams (2006). Monitoring for conservation. TREE (in press).
- Oliver, C.D. (2003). Sustainable Forestry, what is it? How do we achieve it?. Journal of Forestry 101(5): 8-14.
- Schaaff, J van der (2003) De relatie tussen de bossamenstelling en beheersingrepen in ongelijkjarige, gemengde bossen.
- Schulte, L.A., R.J. Mitchell, M.J. Hunter Jr., J.F. Franlin, R.K. McIntyre & B.J. Palik (2006). Evaluating the conceptual tools for forest biodiversity conservation and their implementation in the U.S. Forest Ecology and Management 232: 1-11.
- Simberloff, D. (1999). The role of science in the preservation of forest biodiversity. Forest Ecology and Management 115: 101-111.
- Simberloff, D. (2001). Mangement of boreal forest biodiversity – a view from the outside. Scand. J. For. Res. 3(suppl.): 105-118.
- Sit, V. & B. Taylor (editors) (1998). Statistical methods for Adaptive Management Studies. Res. Br., B.C. Min. For., Res. Br., Victoria, BC, Land Management Handbook No. 42. Canada.
- Sprugel, D.G. (1991). Disturbance, equilibrium, and environmental variability: what is 'natural' vegetation in a changing environment? Biological Conservation 58: 19-29.
- Stefano, J.D. (2001). Power analysis and sustainable forest management. Forest Ecology and Management 154: 141-153.
- Sutherland, W.J., A.S. Pullin, P.M. Dolman & T.M. Knight (2004). The need for evidence-based conservation. TREE 19(6): 305-308.
- Sutherland et al. (2006). The identification of 100 ecological questions of high policy relevance in the UK. Ecological Applications 43: 617-627.
- Taylor, B., L. Kremsater, R. Ellis (1997). Adaptive Management of Forests in British Columbia. B.C. Ministry of Forests, For.Res.Br., Canada.

Model Forests:

www.modelforest.net

www.idrc.ca/imfn/

OBN:

www.natuurkwaliteit.nl

Web database:

www.cochrane.org/