

Ekstrakt

Stiftelsen Siste Sjanse presenterer i denne rapporten en systematisk gjennomgang av Siste Sjanse metoden. Metoden er et forvaltnings-verktøy for å kartlegge og ivareta biologisk mangfold i skog.

Vi presenterer metodens prinsipper (6 strategiske, 4 biologiske og 7 forvaltnings-messige) og kartleggings-parametere med en faglig begrunnelse og evaluering. Vi redegjør videre for grunnlaget for våre valg i overgangen fra forskningsresultater til praktisk kartleggingsmetode.

Styrker og svakheter ved metoden diskuteres i forhold til tilsvarende metoder i Norge og Sverige. Til slutt vurderes det om metoden oppfyller sitt formål ved en gjennomgang av resultater fra direkte og indirekte tester av metoden.

Nøkkelord

Biologisk mangfold
Dokumentasjon
Hensynsområder
Kartleggingsmetode
Kartleggingsparametere
MiS
Nøkkelbiotoper
Restaureringsbiotoper
Siste Sjanse metoden

ISSN: 1501-0708

ISBN: 82-92005-31-5

Siste Sjanse – rapport 2002-11

Tittel

Siste Sjanse metoden:
En systematisk gjennomgang av prinsipper og faglig begrunnelse

Forfattere

Ingunn Løvdal, Arne Heggland, Geir Gaarder,
Øystein Røsok, Dag Hjermann, Terje Blindheim

Dato

15.10.2001

Antall sider

151 + vedlegg

Finansiering

Rapporten er finansiert av egne midler.

Siste Sjanse Oslo-kontor: Maridalsveien 120, 0461 OSLO

Telefon 22 71 60 95. E-post: terje@sistesjanse.no

Siste Sjanse Arendal-kontor: Telefon 37 06 04 18/95 97 96 12. E-post:

ingunn@sistesjanse.no, arne@sistesjanse.no

Nettadresse: www.sistesjanse.no

Forord

I 2002 er det ti år siden Siste Sjanse så dagens lys. Gjennom disse årene har vi kartlagt betydelige arealer med norsk natur, særlig skognatur, og vi har dessuten arbeidet på ideell basis for å øke egen og andres forståelse av skogøkosystemet. Gjennom 1990-tallet, særlig fra og med 1997, har fokus på biologisk mangfold i skog vært sterkt økende. Den politiske og faglige debatten om forvaltningen av våre skogressurser har bare tiltatt i intensitet, men uten at det per 2002 finnes noen registreringsmetodikk for miljøverdier i skog som respekteres av både naturvern- og skogbrukssida.

Siste Sjanse sine erfaringene per 1996 ble samlet i boka "Nøkkelbiotoper og Arsmangfold i skog". Boka gir et innblikk i Siste Sjanse-metoden, men dekker ikke inn drøfting av metoden med faglige begrunnelser og redegjørelse for valg av prinsipper. Siste Sjanse har gjennom flere år sett behovet for å lage en slik redegjørelse og styret for stiftelsen vedtok høsten 2001 at ideen skulle settes ut i livet. Prosjektet ble igangsatt 1. januar 2002 og det har vært brukt om lag 7 månedsverk på å skrive denne rapporten. Ingunn Løvdal har hatt hovedansvar for å skrive og redigere rapporten. De øvrige forfattere har i varierende grad bidratt med hel tekst og alle har kommentert på deler av manus i ulike faser av skriveprosessen. Flere av medlemmene i Siste Sjanse sitt fagråd har bidratt i oppstartsfasen, samt med tips om litteratur og disse takkes herved. En spesiell takk rettes til Marit Helene Lie og Irene Lindblad som har kommet med nyttige innspill.

*"Der er ofte en overflod av data
som er perifere for vår
problemstilling.....mens det
tenderer til å være en utpreget
mangel av data som vi virkelig
trenger"*

A.M. Starfield og A.L. Blelock 1986.
Oversatt fra boka "Building models for
conservation and wildlife management"

Sammendrag

Denne rapporten er en systematisk gjennomgang av prinsipper og faglig begrunnelse for Siste Sjanse metoden (SiS-metoden). Metoden er et forvaltningsverktøy for å kartlegge og ivareta biologisk mangfold i skog. Formålet med metoden er å skaffe et kunnskapsgrunnlag for å sikre det biologiske mangfoldet gjennom innhenting av informasjon om naturverdier samt avgrensning og dokumentasjon av områder med særlig verdi for biologisk mangfold.

Vi presenterer vitenskapelig dokumentasjon av Siste Sjanse-metoden gjennom:

- 1) Å gi en faglig begrunnelse ved at vi presenterer original forskningslitteratur eller reviews som henviser til slik litteratur. Gjennom presentasjonen og drøfting av forskningsresultater gjør vi rede for (a) grunnleggende økologiske prinsipper og forskningsresultater som underbygger metodikken (f.eks. landskapsøkologi, metapopulasjonsdynamikk, fragmentering osv.) og (b) at metodens kartleggingsparametere er faglig relevante for artsbevaring.
- 2) Å vise hvordan registreringene blir dokumentert og at resultatene er etterprøvbare, slik at andre har mulighet for i ettertid å kontrollere f.eks. områdebeskrivelser og konklusjoner.
- 3) Å gjennomgå resultater fra direkte og indirekte tester av om metoden oppfyller sitt formål.
- 4) Å diskutere styrker og svakheter ved metoden med støtte i tilgjengelig kunnskap, samt med henvisning til tilsvarende metoder som benyttes i Norge og Sverige.

SiS-metoden baseres på økologiske forskningsresultater hentet fra litteraturen og på relevante faglige erfaringer. Overgangen fra forskningsresultater til praktisk kartleggingsmetode og forvaltningsforslag innebærer flere verdivalg og strategiske valg. Vi redgår i rapporten for grunnlaget for våre valg. Til sammen 17 prinsipper legger rammene for metoden; 6 strategiske, 4 biologiske og 7 forvaltningsmessige prinsipper. Prinsippene er som følger: *Strategiske prinsipper*: 1. Ansvarliggjøring og åpenhet; 2. Føre var; 3. Biologisk kompetanse; 4. Kvalifisert biologisk skjønn er viktig; 5. Forvaltningsforslag utarbeides i felt; 6. Dynamisk metodikk. *Biologiske prinsipper*: 1. Urskogen som forbilde; 2. Artsmangfoldets endrede forutsetninger; 3. Kontinuitet; 4. Signalarter, rødlistearter og andre spesielle arter kompletterer elementer. *Forvaltningsmessige prinsipper*: 1. Den tredelte forvaltningsmodellen; 2. Funksjonell avgrensning av nøkkelbiotoper; 3. Restaurering; 4. Hensynsområder fyller viktige økologiske funksjoner; 5. Åpen og etterprøvbare verdisetting med faglig skjønn; 6. Klar prioritering av mål og tiltak på ulike arealer; 7. Komplementaritet.

SiS-metoden opererer med tre hovedkategorier for biologisk viktige områder i skog; nøkkelbiotoper, restaureringsbiotoper og hensynsområder. Slike områder identifiseres ved hjelp av indirekte og direkte indikatorer: 32 indirekte indikatorer (for eksempel biototype, treslagsfordeling, død ved, bergvegg og grove trær), og én direkte indikator (rødlistearter, signalarter og andre spesielle arter). Kartleggingsparameterne overlapper mye med parametere valgt i andre kartleggingsmetoder, mens valg av registreringsenhet (elementer eller biotoper) og metode for verdisetting/rangering er mer forskjellige fra metode til metode. Registreringer etter SiS-metode er etterprøvbare gjennom dokumentasjon på kart, registreringsskjema og i rapporter. Metoden har et forbedringspotensiale for dokumentasjon av prosessen ved verdisetting og utvelgelse av områder, og slike forbedringer vil bli innarbeidet i metoden.

Tilgjengelige data om SiS-metodens effektivitet tilsier at metoden er et tilfredsstillende verktøy for kartlegging av biologisk mangfold i skog. Vi mener at metoden også er et egnet grunnlag for en videre metodeutvikling mot en felles nasjonal metodikk for kartlegging av biologisk mangfold.

Innhold

SAMMENDRAG	1
INNHold	2
1 INNLEDNING	4
1.1 STIFTELSEN SISTE SJANSE OG "SISTE SJANSE METODEN"	4
1.1.1 Hvem er Siste Sjanse i dag?	4
1.1.2 Siste Sjanse sin bakgrunn	4
1.1.3 Hvordan er Siste Sjanse metoden utviklet?.....	5
1.2 FORMÅL MED RAPPORTEN	5
1.3 INTERNASJONALE OG NASJONALE FØRINGER	6
1.4 METODER FOR KARTLEGGING AV BIOLOGISK MANGFOLD I SKOG I NORGE	8
1.5 "VITENSKAPELIG DOKUMENTERT METODE"	8
1.6 BEGREPER.....	9
2 SYSTEMATISK GJENNOMGANG AV SISTE SJANSE-METODEN.....	11
2.1 FORMÅL MED METODEN.....	12
2.2 STRATEGISKE PRINSIPPER	12
2.2.1 Ansvarliggjøring og åpenhet	12
2.2.2 Føre var	12
2.2.3 Biologisk kompetanse	13
2.2.4 Kvalifisert biologisk skjønn er viktig	15
2.2.5 Forvaltningsforslag utarbeides i felt	18
2.2.6 Dynamisk metodikk.....	19
2.3 BIOLOGISKE PRINSIPPER	20
2.3.1 Urskogen som forbilde.....	20
2.3.2 Artsmangfoldets endrede forutsetninger.....	21
2.3.3 Kontinuitet	26
2.3.4 Signalarter, rødlistearter og andre spesielle arter kompletterer elementer	31
2.4 FORVALTNINGSMESSIGE PRINSIPPER.....	43
2.4.1 Den tredelte forvaltningsmodellen	43
2.4.2 Funksjonell avgrensning av nøkkelbiotoper	47
2.4.3 Restaurering	53
2.4.4 Hensynsområder fyller viktige økologiske funksjoner	55
2.4.5 Åpen og etterprøvbare verdisetting med kvalifisert faglig skjønn.....	66
2.4.6 Klar prioritering av mål og tiltak på ulike arealer.....	68
2.4.7 Komplementaritet	72
2.5 KARTLEGGINGSPARAMETERE: FAGLIG GRUNNLAG.....	78
2.5.1 Bestandsinformasjon (nr. 1, 2, 3, 4)	82
2.5.2 Død ved (nr. 5, 6 og deler av 8).....	85
2.5.3 Tre dimensjoner (nr.7).....	93
2.5.4 Andre nøkkelelementer: (nr.8).....	96
2.5.5 Inngrep (nr.9)	110
2.5.6 Buffersoner (nr. 10).....	111
2.5.7 Behandlingsforslag (nr. 11).....	111
2.5.8 Foreløpig verdisetting av biotopen (nr. 12).....	112
2.5.9 Beskrivelse av biotopen: (nr. 13).....	112
2.5.10 Signalarter (og evt. andre spesielle arter) i biotopen (nr.14).....	112
2.5.11 Oppsummering av kriterier for naturskogs kvaliteter (nr. 15)	113
3 METODEN I PRAKSIS	114
3.1 FORARBEID	114
3.2 PRAKTISK GJENNOMFØRING.....	114
3.2.1 Kalibrering ved oppstart	114
3.2.2 Hvilke arealer oppsøkes?	115
3.2.3 Kartleggingsparametere	116
3.2.4 Terskel for registrering.....	116
3.2.5 Vurdering av grad av kontinuitet.....	117

3.2.6	Utvelgelse av restaureringsbiotoper.....	118
3.2.7	Utvelgelse og forvaltning i hensynsområder	119
3.2.8	Verdisetting.....	120
3.2.9	Dagsprestasjon og tid brukt i biologisk viktige områder.....	121
3.2.10	Artsregistreringe.....	122
3.2.11	Dokumentasjon.....	122
3.3	ETTERARBEID	123
3.3.1	Utvelgelsesprosess.....	123
3.3.2	Rapportering og dokumentasjon.....	125
3.4	OPPSUMMERING AV FORBEDRINGSFORSLAG TIL METODE OG RUTINER	125
4	SISTE SJANSE METODEN I ULIKE VARIANTER	127
4.1	NATURTYPEKARTLEGGING ETTER DN-HÅNDBOK 13	127
4.1.1	Erfaringsgrunnlag	127
4.1.2	Kort karakteristik.....	127
4.1.3	Hovedforskjell fra ordinær nøkkelbiotopundersøkelse	127
4.1.4	Direkte overførbare data	128
4.2	NATURLJØ-UTREDNING I SAMBAND MED PLANLAGTE UTBYGGINGER	128
4.2.1	Erfaringsgrunnlag	128
4.2.2	Kort karakteristik.....	128
4.2.3	Hovedforskjell fra ordinær nøkkelbiotopundersøkelse	128
5	FUNGERER METODEN ETTER HENSIKTEN?	129
5.1	HVORDAN TESTE OM METODEN FUNGERER?	129
5.2	RESULTATER FRA TESTER AV METODEN.....	130
5.2.1	Direkte tester	130
5.2.2	Indirekte tester.....	136
5.2.3	Oppsummering og konklusjoner fra testene	137
6	LITTERATUR.....	139
7	VEDLEGG	

1 Innledning

1.1 Stiftelsen Siste Sjanse og "Siste Sjanse metoden"

1.1.1 Hvem er Siste Sjanse i dag?

Siste Sjanse er i dag organisert som en binæringsdrivende stiftelse, Stiftelsen Siste Sjanse (SiS), opprettet 1. juli 2000. Stiftelsen er organisert med et styre som styrende organ, et fagråd oppnevnt av styret som består av personer med biologisk kompetanse (>20 personer i dag), og av ansatte. Siste Sjanse sin formålsparagraf er at vi skal arbeide for bevaring av det biologiske mangfoldet. Vårt arbeid skal i hovedsak rettes mot dokumentasjon av biologisk mangfold, samt opplysning og forskning innen fagfeltet bevaringsbiologi. Vi arrangerer seminarer, turer, aktualitetsmøter og deltar i den offentlige debatt. I tillegg til den ideelle delen tilbyr vi konsulentoppdrag innen kartlegging av biologisk mangfold. Vi har i første rekke arbeidet med skog, men jobber i dag også med andre naturtyper, som kulturlandskap, myr, vann og vassdrag, og kystnatur. Noen av våre viktigste oppdrag og prosjekter er listet i vedlegg 1. Stiftelsen er økonomisk uavhengig og er prosjektfinansiert, og har ikke mottatt offentlig støtte eller støtte fra andre parter. Vedtektene til stiftelsen er å finne på våre nettsider www.sistesjanse.no/omsistesjanse. Det er i dag 6 helårsansatte i stiftelsen.

1.1.2 Siste Sjanse sin bakgrunn

Siste Sjanse ble opprettet i 1992 som en faggruppe under Naturvernforbundet i Oslo og Akershus (NOA), og var knyttet til NOA fram til opprettelsen av stiftelsen 1. juli 2000. Siste Sjanse bestod i begynnelsen en liten gruppe personer, hovedsakelig biologistudentene. Gruppen arbeidet på frivillig basis med kartlegging av biologisk interessante områder i skog og drev med informasjonsvirksomhet som en del av Naturvernforbundets aktiviteter. En viktig motivasjon for opprettelsen av gruppa var skogbrukets desimering av areal av artsrike skogtyper, her under viktige miljøer for rødlistearter, og manglende omfang av barskogsvern. En viktig inspirasjonskilde for Siste Sjanse var den svenske gruppa "Steget före" som er en del av "Naturskyddsforeningen i Jokkmokk". "Steget före" arbeider for å bevare de siste gammelskogene i Sverige, og har utviklet en metode for bedømming skogområders verdi for biologisk mangfold ved hjelp av et sett med rødlistede arter blant sopp, lav, karplanter og dyr (Karström 1992a; Karström 1992b). Håndboken "Siste Sjanse - en håndbok om skogøkologi og indikatorarter" (Håpnes m. fl. 1993) er den første presentasjon av Siste Sjanse metoden. I 1993 gjennomførte Siste Sjanse også et prosjekt i øst- og sørøst-Norge hvor en rekke indikatorarters substratøkologi og tilknytning til kontinuitetsmiljøer ble undersøkt. Prosjektet ble støttet av Direktoratet for Naturforvaltning (DN) og Verdens Naturfond (WWF), og prosjektrapporten ("Vurdering av indikatorarter for kontinuitet, granskog i Øst-Norge") er den første faglige gjennomgang av Siste Sjanse metoden (Bredesen m. fl. 1994). Data fra dette prosjektet samt noen tilleggsundersøkelser er også presentert av Bredesen (1997). I de neste årene økte fokuset på artsrike løvskoger og forstyrrelsesbetingede biotoper, og i 1996 gav Siste Sjanse ut boka "Nøkkelbiotoper og arts mangfold i skog" (Haugset m. fl. 1996). Boka beskriver et utvalg av nøkkelbiotoper og signalarter i skog og danner basisen for gjeldende inndeling av biotoper og liste over signalarter i Siste Sjanse metoden. I 1996 ble også metodens registreringsskjema med instruks laget, og dette har siden vært i gradvis utvikling frem til dagens versjon. Registreringsmetoden er anvendt på ulike oppdragstyper, som

nøkkelbiotopkartlegging i skog, konsekvensutredninger og kartlegging av biologisk mangfold i kommunene etter DN-håndbok 13 (1999) (Direktoratet for Naturforvaltning 1999b).

Siste Sjanse har gjennomført en rekke prosjekter med kartlegging av biologiske verdier for ulike oppdragsgivere, som skogeierorganisasjoner, kommuner, Fylkesmenn og DN. I forbindelse med barskogsvernet, fase II, gjennomførte Siste Sjanse i perioden 1996-1998 registreringer av verneverdige områder i sør- og sørøst-Norge. I 1998 deltok vi med registrering av nøkkelbiotoper i Landbruksdepartementet (LD) sitt prosjekt Miljøregistreringer i Skog (MiS), og vi har i dag gjennomført, eller gjennomfører kartlegging av biologisk mangfold i til sammen 13 kommuner. Fra 1998 har Siste Sjanse hatt daglig leder i fast ansettelse på heltid. På profesjonell og og frivillig basis har Siste Sjanse registrert til sammen over 5 millioner daa skog.

1.1.3 Hvordan er Siste Sjanse metoden utviklet?

Utviklingen av Siste Sjanse metoden har foregått gradvis siden 1992. Metoden har utviklet seg ved at brukere av metoden i regi av Siste Sjanse har samarbeidet om å inkorporere både forskningsresultater, erfaringer fra svensk nøkkelbiotopkartlegging, og egne registrerings-erfaringer i metodens registreringsskjema med tilhørende instruks. Endringer og justeringer har foregått suksessivt og systematisk ettersom nye resultater og perspektiver har kommet til. En stor andel av dem som har deltatt i utviklingen av metoden har teoretisk biologisk utdanning, enten på hovedfags- eller doktorgradsnivå.

Økologisk vitenskap er i rask utvikling, men det er fremdeles store kunnskapshull. Dagens versjon av metodikken som er den som presenteres her kan derfor ikke ansees som et endelig resultat, men som et skritt i retning av å finne egnede redskaper til å forvalte naturen slik at vi ivaretar det biologiske mangfoldet. Metoden har utviklet seg fra å være en metode for identifisering av nøkkelbiotoper i barskog, til dagens metode som er et mer helhetlig verktøy for å ivareta biologisk mangfold i ulike naturtyper i et landskapsøkologisk perspektiv. Metoden har på veien endret karakter på flere måter. Blant annet er den utvidet fra kun å omfatte forvaltningskategorien nøkkelbiotoper, til også å omfatte restaureringsbiotoper (se kap. 2.4.3) og hensynsområder (se kap. 2.4.4). Signalarter, rødlistearter og andre spesielle arter ble i starten sterkt vektlagt for verdisetting av områder. Slike arter er fremdeles en viktig del av Siste Sjanse metoden, men artenes betydning sees i dag mer i sammenheng med de over 30 indirekte indikatorene (kfr. kap. 2.5) som brukes for å identifisere biologisk viktige områder. Verdisettingssystemet har også endret seg: Fra et stjernegiving-system som i stor grad ble bestemt ut fra lister over signalartenes indikatorverdi for kontinuitet, til dagens system som baseres på en hel rekke kartleggingsparametere og som er harmonisert med verdisettingssystemet i DN-håndbok 13 (Direktoratet for Naturforvaltning 1999b) (se kap. 2.4.5 og 3.2.8). Denne rapporten beskriver metodeversjon per juni 2002, og historiske endringer vil ikke gjennomgå systematisk, men vil i noen tilfeller belyses der det er relevant for evalueringen av dagens kartleggingsmetodikk.

1.2 Formål med rapporten

Formålet med denne rapporten er å foreta en systematisk gjennomgang av Siste Sjanse metoden for kartlegging av biologisk mangfold. Metoden er basert på økologiske forskningsresultater hentet fra litteraturen. Overgangen fra grunnforskningsresultater til praktisk kartleggingsmetodikk for biologisk mangfold krever imidlertid en rekke strategiske

valg og verdivalg. Vi redgjør i denne rapporten for både den vitenskapelige basisen og for de strategiske valg som er foretatt i utviklingen av SiS-metoden.

I første del av rapporten presenteres metodens prinsipper. I andre del følger en systematisk gjennomgang av det vitenskapelige grunnlag for metodens kartleggingsparametere. Prinsippene og kartleggingsparametere evalueres fortløpende med utgangspunkt i vitenskapelig kunnskap og ved sammenlikning med tilsvarende registreringsmetoder i Norge og Sverige. Etter den systematiske gjennomgangen følger kapittelet "Metoden i praksis" som er en veiledning for bruk av metoden ved kartlegging av biologisk viktige områder i skog. Både det registreringstekniske og den praktiske gjennomføringen av et slikt prosjekt (logistikk) gjennomgås. Etter dette følger et kapittel med to eksempler på hvordan metoden er brukt ved andre typer undersøkelser; 1) Kartlegging og verdisetting av viktige naturtyper i kommuner og 2) Begrenset konsekvensutredning. I rapportens siste kapittel vurderer vi om metoden fungerer etter hensikten ved å foreta en gjennomgang av relevante resultater fra et utvalg av forskningsprosjekter og andre undersøkelser.

Siste Sjanse-metoden kan med enkelte tilpasninger også anvendes for kartlegging av kulturlandskap, og i prinsippet kan rammeverket for metoden også utvides til å omfatte alle hovednaturtyper, som for eksempel myr, fjell, kyst og havstrand og våtmark. Utgangspunktet for å utvikle Siste Sjanse-metoden var imidlertid behovet for et verktøy for å lokalisere biotoper som er spesielt viktige for bevaring av biologisk mangfold i skog. Det er først og fremst i skog at metoden er praktisert, og vi fokuserer i denne rapporten på kartlegging av skog.

Spørsmålet om "hvor mye er nok" for å bevare det biologiske mangfoldet vil ikke behandles som et eget tema i denne rapporten, men berøres blant annet under kap. 2.4.1 og kap. 2.4.3. Det finnes i dag ikke noe entydig svar på spørsmålet. Problemstillingen er diskutert i to ferske rapporter: Evalueringen av skogsvernet i Norge (Framstad m. fl. 2002) og i MiS-prosjektets hovedrapport (Gjerde og Baumann 2002). Spørsmålet er av vitenskapelig karakter og bør etter vår oppfatning være et sentralt tema i fremtidig økologisk forskning. Avgjørelsen om hvor mye skog som skal forvaltes spesielt med hensyn til biologisk mangfold er imidlertid en politisk beslutning.

1.3 Internasjonale og nasjonale føringer

Den politiske bakgrunnen for å utvikle et verktøy for kartlegging av biologisk mangfold er i første rekke Rio-konvensjonen fra 1992 om biologisk mangfold, ratifisert av Norge i 1993 (St. prp. nr. 56 (1992-93) 1992). Konvensjonen forplikter alle land til å kjenne til og ivareta sitt biologiske mangfold innen landets grenser. Som en oppfølging av konvensjonen har Stortinget vedtatt nasjonale mål for bevaring av biologisk mangfold i St. meld. nr. 42 (2000-2001) (2001). Stortingets strategiske mål for bevaring av biologisk mangfold er at (sitat): *"Naturen skal forvaltes slik at arter som finnes naturlig sikres i levedyktige bestander, og slik at variasjonen av naturtyper og landskap opprettholdes og gjør det mulig å sikre det biologiske mangfoldets fortsatte utviklingsmuligheter"*. Blant de 7 nasjonale resultatmålene er mål nr. 4 og mål nr. 6 blant de målene som er svært aktuelle for biologisk mangfold i skog: Nr. 4: *"Høsting og annen bruk av levende ressurser skal ikke føre til at arter eller bestander utryddes eller trues"*. Nr. 6: *"Truede arter skal opprettholdes på eller gjenoppbygges til livskraftige nivåer"*. I praksis tilsier disse målene at skogbruk ikke må drives på en slik måte at det kan føre til at verken arter, eller enkeltbestander av arter trues eller dør ut. Videre tilsier

det at dersom en art ikke ansees å ha et livskraftig nivå skal det iverksettes tiltak for å bøte på dette. I lys av den nasjonale rødlista over truede arter i Norge (Direktoratet for Naturforvaltning 1999c) synes det opplagt at både ivaretagelse av eksisterende områder med spesiell verdi for biologisk mangfold i skog og restaurering av egnede habitater er nødvendig for å nå nasjonale mål. Hele 1405 rødlistearter, eller ca 46% av de rødlistede artene i Norge, lever i skog.

Ansvar for å nå målene om bevaring av biologisk mangfold er etter prinsippet om sektoransvar i miljøpolitikk plassert hos de enkelte departementer. Landbruksdepartementet (LD) har hovedansvaret for å sørge for bærekraftig bruk og vern av biologisk mangfold i skog. Dette ansvaret innebærer bl.a. at LD skal ha oversikt over miljøvirkningene som følger av skogbruksnæringen, skal kartlegge og overvåke biologisk mangfold etter et nasjonalt definert program, er ansvarlige for tiltak for bærekraftig bruk og vern, forbygging, restaurering og for demping av skadevirkninger på biologisk mangfold i forbindelse med utøvelse av virksomheter under LDs ansvarsområder (i dette tilfellet først og fremst skogbruk). En hovedkonklusjon i St. meld. nr. 42 (2000-2001) (2001) er at det er nødvendig å etablere et nytt forvaltningssystem for å hindre unødig tap av biologisk mangfold. Essensen i dette systemet er at økonomiske og juridiske virkemidler skal samordnes og rettes inn mot konkrete områder med stor verdi for biologisk mangfold. Dette betyr at kartleggingen av områder med stor verdi for biologisk mangfold danner selve fundamentet for en framtidig kunnskapsbasert forvaltning av biologisk mangfold, og at det derfor er behov for kunnskapsbaserte verktøy for kartlegging. Dette prinsippet for et nytt forvaltningssystem har Stortinget sluttet seg til ved behandlingen av meldinga i juni 2002.

Kunnskapsbasert forvaltning krever effektiv og åpen flyt av kunnskap. Allmennhetens rett til åpenhet om og tilgang til miljøopplysninger blir stadig sterkere etablert, både internasjonalt og nasjonalt. EUs miljøinformasjonsdirektiv (Odelstinget 2001-2002) (bindende for Norge gjennom EØS-avtalen) og Århus-konvensjonen (ratifisert av Norge) (Århuskonvensjonen 1998) gir klare føringer for allmennhetens rettigheter til å få tilgang til miljøopplysninger fra både privat næringsvirksomhet og offentlig forvaltning. På nasjonalt nivå er retten til miljøopplysninger fra offentlige og private aktører og retten til å delta i offentlige beslutningsprosesser for allmennheten befestet gjennom NOU 2001:2 "Retten til miljøopplysninger" (Miljøverndepartementet 2001), og i det nylig fremlagte lovforslaget i Ot.prp.nr. 116 (2001-2002) "Om lov og rett til miljøinformasjon og deltakelse i offentlige beslutningsprosesser av betydning for miljøet (miljøinformasjonsloven)" (Miljøverndepartementet 2001-2002). Når det gjelder skog spesielt legger dessuten LD i sin miljøhandlingsplan for landbruket 2001-2004 (oktober 2001) opp til at miljødata fra skogbruket skal gjøres tilgjengelig over Internett.

Skognæringen har også selv tatt ansvar for oppfølging av Rio-konvensjonen gjennom bransjeavtalen "Levende Skog" (Levende Skog 1999). I samarbeid med blant annet naturvernorganisasjoner utarbeidet skognæringa et sett med 23 standarder for et bærekraftig skogbruk. Standardene omfatter spesifikke tiltak og hensyn for det biologiske mangfoldet i skog, og omfatter både hensyn på detaljnivå (for eksempel gjensetting av livsløpstrær på hogsflater og hensyn til enkeltforekomster av grove og sterkt nedbrutte læger), hensyn på biotopnivå (nøkkelbiotoper og restaureringsbiotoper skal kartlegging, dokumenteres og ivaretas), og hensyn på landskapsnivå (naturskogs kvaliteter skal ivaretas, treslagsfordeling skal planlegges til fordel for biologisk mangfold, og eiendommer > 10000 daa skal ha landskapsplan for langsiktig forvaltning av biologisk mangfold). Standardene, som gjelder for en femårsperiode fra mars 1998, brukes i dag som grunnlag for miljøsertifisering av størstedelen av tømmeromsetingen i Norge.

1.4 Metoder for kartlegging av biologisk mangfold i skog i Norge

Kartlegging av biologisk mangfold i Norge foregår i dag både i regi av både stat, kommuner og det private næringsliv. Det benyttes i dag særlig tre ulike metoder ved kartlegging av biologisk mangfold over større arealer (kommunenivå):

- 1) Direktoratet for Naturforvaltning (DN) sin metode: "Kartlegging av naturtyper - verdisetting av biologisk mangfold" presentert i DN-håndbok 13 (DN-metoden) (Direktoratet for Naturforvaltning 1999b).
- 2) Landbruksdepartementet (LD) sin metode: "Miljøregistrering i skog – biologisk mangfold" (MiS-metoden) (Baumann m. fl. 2001; Gjerde og Baumann 2002).
- 3) Siste Sjanse metoden (SiS-metoden) for kartlegging av biologisk viktige områder i skog (denne rapporten og Haugset m. fl. (1996)).

Metodene har samme overordnede målsetting; å fungere som et verktøy for å identifisere arealer som har spesiell verdi for bevaring av biologisk mangfold. Metodene er imidlertid utviklet med tanke på ulike forvaltningsnivåer: DN-metoden er spesialtilpasset kommunal forvaltning og favner mange hovednaturtyper som skog, myr og fjell. SiS-metoden er i utgangspunktet tilpasset skogbruket, men kan med justeringer tilpasses arealplanlegging på andre nivåer og for andre hovednaturtyper. MiS-metoden er spesialtilpasset kun for skogbruksplanlegging. I motsetning til MiS-metoden og SiS-metoden er det ikke utviklet et konkret verktøy for registrering (systematisk datainnsamling) for DN-metoden; DN-metoden er i utgangspunktet et klassifikasjons- og verdisettingssystem for naturtyper som er spesielt viktige for biologisk mangfold. MiS-metodikk og SiS-metodikk omfatter både registreringsmetode, klassifikasjonssystem og verdisetting. Denne forskjellen er det viktig å ta i betraktning ved sammenlikning og eventuell harmonisering mellom metodene.

1.5 "Vitenskapelig dokumentert metode"

Landbruksdepartementet (LD) har fokusert mye på vitenskapelig dokumentasjon av metoder for kartlegging av miljøverdier i skog. Dette kommer bl.a. til uttrykk i forskriften om miljøtiltak i skog, med virkning fra 24. oktober 2001, §2-1, der det kreves at "...miljøkvalitetene er registrert etter den metodikk som er utviklet gjennom prosjektet Miljøregistrering i skog (MiS), eller tilsvarende vitenskapelig dokumenterte metoder". Naturvitenskapene har en sterk stilling i dagens siviliserte samfunn, og å kunne støtte seg på faglig anerkjente resultater vil vanligvis gi stor tyngde til utsagn. Begrepet "vitenskapelig dokumentasjon" er derfor populært å bruke i forvaltningssammenheng. Et søk på begrepet på departementenes hjemmesider gav så mange som 184 treff og omfattet de fleste departementer.

Imidlertid finnes det i dag ingen vitenskapsteoretisk definisjon av begrepet "vitenskapelig dokumentert", og en hver kan altså legge sin egen tolkning til grunn for sin bruk av begrepet. Dette gjør det problematisk å forholde seg til hvilke kriterier som faktisk legges til grunn i overnevnte forskrift.

På en forespørsel til LD om hvilke kriterier de mener skal være oppfylt for at en metode er vitenskapelig dokumenterbar (brev fra SiS til LD av 16.10.2001) svarte LD i brev av 31.10.2001, at LD (sitat) "...ser det som nødvendig at det benyttes metoder som kan dokumenteres og er faglig godt begrunnet og underbygd. Det er også viktig at de registreringer som gjennomføres er dokumenterbare i ettertid." Det påpekes videre at

registreringer etter instruks utarbeidet fra LD sitt prosjekt Miljøregistreringer i skog (MiS) (Gjerde og Baumann 2002) (sitat) "...gjøres etter en instruks som gir en dokumentasjon som muliggjør etterprøving og kontroll". Et interessant moment ved LD sin tolkning av begrepet er at LD ikke stiller som krav til en vitenskapelig dokumentert metode at det skal være dokumentert at metoden fanger opp og sikrer miljøer som er viktige for bevaring av biologisk mangfold, d.v.s. at den fungerer etter hensikten.

Det er en tilnærmet uoverkommelig oppgave å forske seg frem til en objektiv metode som har som formål å skille ut arealer som er best egnet for å bevare det biologiske mangfoldet. Det nærmeste man kan komme vitenskapelig dokumentasjon av en registreringsmetodikk er å vise til forskningsresultater som underbygger metoden, og/ eller å demonstrere at metoden fungerer etter hensikten. Det er denne typen dokumentasjon som er presentert for de to mest brukte tilsvarende registreringsmetoder for miljøverdier i skog i Norge og Sverige, nemlig MiS-metodikk (Miljøregistreringer i Skog) i Norge (kfr. Baumann, red. (2001) og Gjerde og Baumann, red. (2002)) og svensk Skogstyrelse sin inventering av nøkkelbiotoper i Sverige (Skogstyrelsen 1994; Gustafsson m. fl. 1998; Gustafsson 1999; Skogstyrelsen 1999). Siste Sjanse metoden er altså, på samme måte som de to forannenvnte metoder, ikke et forskningsresultat i seg selv, men baseres på forskningsresultater og på nødvendige verdivalg truffet ved hjelp av kvalifisert biologisk skjønn.

Vi presenterer i denne rapporten vitenskapelig dokumentasjon av Siste Sjanse-metoden gjennom:

1. Å gi en faglig begrunnelse ved at vi presenterer original forskningslitteratur eller reviews som henviser til slik litteratur. Gjennom presentasjonen og drøfting av forskningsresultater gjør vi rede for (a) grunnleggende økologiske prinsipper og forskningsresultater som underbygger metodikken (f.eks. landskapsøkologi, metapopulasjonsdynamikk, fragmentering osv.) og (b) at metodens kartleggingsparametere er faglig relevante for artsbevaring.
2. Å vise hvordan registreringene blir dokumentert og at resultatene er etterprøvbare, slik at andre har mulighet for i ettertid å kontrollere f.eks. områdebeskrivelser og konklusjoner.
3. Å gjennomgå resultater fra direkte og indirekte tester av om metoden oppfyller sitt formål.
4. Å diskutere styrker og svakheter ved metoden med støtte i tilgjengelig kunnskap, samt med henvisning til tilsvarende metoder som benyttes i Norge og Sverige.

Vi mener at dette vil være tilstrekkelig for almenne krav til dokumentasjon av en registreringsmetode. Dokumentasjonsformen samsvarer i stor grad med for eksempel LD sin tolkning av begrepet "vitenskapelig dokumentert metode".

1.6 Begreper

Under følger våre definisjoner av hyppig brukte begreper i foreliggende rapport. Andre begreper som krever spesiell forklaring vil defineres fortløpende i teksten.

Biologisk viktige områder: I denne rapporten et samlebegrep som omfatter de tre forvaltningskategoriene nøkkelbiotop, restaureringsbiotop og hensynsområde.

Hensynsområder er større, sammenhengende områder (>100daa) hvor skogbruket tar utvidete hensyn for å ivareta det biologiske mangfoldet. Hensynsområder er en kompromissløsning med felles målsetting om ivaretagelse av biologisk mangfold og økonomisk utnyttelse.

Løsningen kan etter vår oppfatning bidra til å ivareta arealkrevende naturskogsarter, og kan i tillegg ha viktige funksjoner for biotopspesialister med mindre arealkrav.

Nøkkelbiotoper er områder som er særlig viktige for bevaring av det biologiske mangfoldet fordi de inneholder naturtyper, nøkkelelementer eller arter som er sjeldne i landskapet (Haugset m. fl. 1996).

Nøkkelelementer definerer vi som elementer i skogen som har stor betydning for arts-mangfoldet (Haugset m. fl. 1996). Noen eksempler på viktige nøkkelelementer er liggende død ved (læger), stående død ved (gadd), fuktige bergvegger, store steinblokker, grove trær, hule/avvikende trær og bekker.

Restaureringsbiotoper kan defineres som områder der en ønsker å etablere en nøkkelbiotop som det ikke er tilstrekkelig av i landskapet. Restaureringsbiotopene skal dekke inn de naturtypene som i dag ikke har nøkkelbiotoper.

Signalarter er arter som benyttes for å identifisere skog med høy naturverdi. Signalarter kan være både rødlistearter og andre spesielle arter. Signalarter brukes av SiS som tilleggs-informasjon til indirekte indikatorer som vegetasjonstype, skogstruktur og nøkkelelementer ved kartlegging av biologisk viktige områder. Mange signalarter kan være indikatorarter; d.v.s. arter som med sikkerhet stiller spesielle krav til miljøet, og som ofte finnes hvis disse kravene er oppfylt (Gaarder og Haugan 1998). Indikatorverdien for alle signalartene er ennå ikke klarlagt (kfr. kap. 2.3.4).

2 Systematisk gjennomgang av Siste Sjanse-metoden

Vi presenterer her en systematisk gjennomgang av Siste Sjanse metoden. Gjennomgangen er delt i tre hoveddeler: 1) Formål med metoden 2) Siste Sjanse metodens strategiske, forvaltningsmessige og biologiske prinsipper og 3) Det faglig grunnlaget for kartleggingsparameterene. Prinsippene i del 2 er delt i tre hovedkategorier: De strategiske prinsippene utgjør etiske og praktiske forutsetninger som Siste Sjanse har valgt å legge til grunn for registreringsmetodikken. De biologiske prinsippene er en kategorisering av den mest sentrale biologisk vitenskapelige kunnskap som SiS-metoden er basert på. De forvaltningsmessige prinsippene beskriver standpunkt som SiS har tatt i forhold til forvaltning av biologisk mangfold i skog. De forvaltningsmessige prinsippene er basert på både vitenskap og på valg foretatt ved bruk av faglig skjønn.

Hvert kapittel starter med et prinsipielt standpunkt. Prinsippene diskuteres og evalueres. Konklusjonen definerer verdivalg og konkrete tiltak. Boks 1 gir en oversikt over prinsippene. Del 3 er en tilsvarende systematisk gjennomgang av metodens kartleggingsparametere. For hver parameter presenteres vitenskapelig bakgrunn, og det foretas en evaluering av parameteren sin indikatorverdi for biologisk mangfold. Som en del av evalueringen sammenliknes parameterutvalg og metode for datainnsamling med andre tilsvarende metoder, som MiS-metodikk (Baumann m. fl. 2001; Gjerde og Baumann 2002), svensk Skogstyrelse sin metodikk for nøkkelbiotopkartlegging (Skogstyrelsen 1994), samt DN-metoden for kartlegging og verdisetting av biologisk mangfold (Direktoratet for Naturforvaltning 1999b).

BOKS 1. Oversikt over SiS-metodens formål og prinsipper.

Siste Sjanse-metoden: Formål og prinsipper

Formål

- ◆ Formålet er å sikre det biologiske mangfoldet

Strategiske prinsipper

- ◆ Ansvarliggjøring og åpenhet
- ◆ Føre var
- ◆ Biologisk kompetanse
- ◆ Kvalifisert biologisk skjønn er viktig
- ◆ Forvaltningsforslag utarbeides i felt
- ◆ Dynamisk metodikk

Biologiske prinsipper

- ◆ Urskogen som forbilde
- ◆ Artsmangfoldets endrede forutsetninger
- ◆ Kontinuitet
- ◆ Signalarter, rødlistearter og andre spesielle arter kompletterer elementer

Forvaltningsmessige prinsipper

- ◆ Den tredelte forvaltningsmodellen
- ◆ Funksjonell avgrensning av nøkkelbiotoper
- ◆ Restaurering
- ◆ Hensynsområder fyller viktige økologiske funksjoner
- ◆ Åpen og etterprøvbare verdisetting med faglig skjønn
- ◆ Klar prioritering av mål og tiltak på ulike arealer
- ◆ Komplementaritet

2.1 Formål med metoden

Formålet med Siste Sjanse metoden er å sikre det biologiske mangfoldet. Målet med kartlegging av biologisk mangfold i skog etter SiS-metoden er å sikre det biologiske mangfoldet gjennom innhenting av informasjon om naturverdier samt avgrensning og dokumentasjon av områder med særlig verdi for biologisk mangfold. Kulturbetinget biologisk mangfold inkluderes i vår forståelse av begrepet. Dersom andelen av biologisk viktige områder er uforholdsmessig lav i landskapet, er det i tillegg en målsetting å identifisere og avgrense tilstrekkelig mengde biotoper som på sikt kan utvikle egenskaper som er nødvendige for de artene som lever i landskapet (kfr. kap. 2.4.2 og 2.4.3, eller Framstad m.fl. (2002) og Gjerde og Baumann, red. (2002) for diskusjon om ”hvor mye er nok?”).

Evaluering

Formålet er i samsvar med politisk vedtatte nasjonale mål om ivaretagelse av biologisk mangfold, se kap. 1.3 om internasjonale og nasjonale føringer. For å oppfylle formålet, er det nødvendig å fokusere på den delen av det biologiske mangfoldet som har behov for spesifikke bevaringstiltak. Særlig viktig er det å fokusere på det mangfoldet som vurderes til å ha en usikker framtid i Norge, og derfor er oppført på nasjonale rødlistelister. Dette gjelder både arter, vegetasjonstyper og naturtyper (Gundersen og Rolstad 1998b; Direktoratet for Naturforvaltning 1999b; Direktoratet for Naturforvaltning 1999c; Fremstad og Moen 2001).

2.2 Strategiske prinsipper

2.2.1 Ansvarliggjøring og åpenhet

Prinsipp

Alle trinn i kartleggingsprosessen må være åpne og lett tilgjengelig for innsyn, inkludert dokumentasjon over hvem som er ansvarlig for gjennomføringen av ulike trinn.

Bakgrunn

For å oppnå målet om etterprøvbare resultater, må alle trinn i kartleggingsprosessen være åpne, tydelige og lett tilgjengelige. Dette innebærer, slik Siste Sjanse ser det, en eksplisitt ansvarliggjøring av deltakerne i de ulike fasene av kartleggingsprosessen. Dette gjelder både på institusjon- og personnivå: Det må presenteres hvilken institusjon/firma som utfører oppdraget, hvilke personer som har gjennomført, beskrevet og fattet avgjørelser i de ulike deler av prosjektet, og når dette har skjedd. Data må være mest mulig offentlig tilgjengelige, og metode og resultater skal uttrykkes på en mest mulig enkel og etterprøvbar måte. Det er også et mål å redegjøre på en åpen og pedagogisk god måte for valgene som foretas både under metodeoppbygging og presentasjon av resultatene. Prosessen må være tydelig for at resultatene skal oppnå den nødvendige troverdighet. Sentralt er det også at prinsippet om allmennhetens tilgang til miljøinformasjon i dag stadig blir sterkere politisk og juridisk befestet både nasjonalt og internasjonalt, kfr. kap. 1.3.

2.2.2 Føre var

Prinsipp

Føre var prinsippet i naturforvaltningen innebærer at en skal bygge inn en sikkerhetsmargin for aktiviteter og la eventuell tvil komme miljøet til gode. Vitenskapelig usikkerhet kan ikke forsvare passivitet, da manglende tiltak for å hindre en tilsynelatende negativ utvikling for miljøet kan få dramatiske følger (Røhnebæk 1995).

Bakgrunn og diskusjon

Føre-var prinsippet er et internasjonalt anerkjent prinsipp i miljøforvaltning. Prinsippet må legges til grunn for all naturforvaltning i Norge dersom vi skal oppfylle vår nasjonale forpliktelse til Rio-konvensjonen om biologisk mangfold fra 1992 (St. prp. nr. 56 (1992-93) 1992). Mange naturinngrep fører til miljøendringer som vil ta lang tid å tilbakeføre, for eksempel endrer skogbruk både abiotiske og biotiske faktorer i skog (se kap. 2.3.2). Imidlertid er omfattende skogbruk generelt og bestandsskogbruket spesielt et forholdsvis nytt fenomen i økologisk og evolusjonsmessig tidsperspektiv, og vi har fremdeles begrenset kunnskap om langsiktige effekter for det biologiske mangfoldet. Terskelnivået for hvor mye en art tåler av habitatreduksjon og endring i ulike økologiske parametere før den dør ut er ikke kjent for de fleste arter. Videre er det mange ubesvarte spørsmål knyttet til interspesifikke relasjoner, artenes utbredelse, arealkrav, livshistoriestrategier, spredningsøkologi, konkurranseevne, substratkrav, tilpasningsevne og krav til kontinuitet og stabilitet. At skogbruk utgjør den viktigste trusselen for mange arter er likevel på det rene (se for eksempel Direktoratet for Naturforvaltning (1999c) og Gundersen og Rolstad (1998a), og kap. 2.3.2 denne rapp.). Siste Sjanse mener derfor at forvaltning av skog (som andre økosystem) bør basere seg på føre var prinsippet. Et eksempel på bruk av føre-var prinsippet i SiS-metoden er at eneste anbefalte tiltak i nøkkelbiotoper er fri utvikling eller skjøtsel for å fremme det biologiske mangfoldet. Dette anbefales konsekvent fordi det i dag ikke finnes kunnskap om hvilke effekter ulike hogstinngrep har på det biologiske mangfoldet.

2.2.3 Biologisk kompetanse

Prinsipp

Kartleggingen skal holde en tilfredsstillende faglig kvalitet og biologisk kompetanse er nødvendig for å kartlegge og dokumentere biologisk mangfold i skog.

Bakgrunn

Nøkkelen til å kunne gjennomføre kartlegging av biologiske viktige områder i skog er evnen til å identifisere arealene hvor artene og/eller miljøene forekommer. Per i dag finnes det ingen allment aksepterte standardkrav for kompetanse hos registrant som skal kartlegge biologisk viktige områder. Statskog Ressursdata kartla i perioden 1998-2000 store skogarealer ved hjelp av SiS - metoden (se f.eks. Solås (2000b), Dahl (2000), Solås (2000c) og Lie (2000)), og formulerte et sett med kompetansekrav for registrantene (Solås 2000b); se boks 2. SiS - metoden baserer seg på bruk av biologisk kompetanse i alle ledd av kartleggingsprosessen. Siste Sjanse har imidlertid ikke formulert standardkrav til kompetanse hos registrantene. Registranter som har arbeidet og arbeider i Siste Sjanse er som hovedregel biologer med hovedfag innen økologi eller naturforvaltere fra Norges Landbrukshøgskole (NLH) og har fått opplæring i spesiell arts kunnskap og praktisk registreringsmetodikk på frivillig basis gjennom sitt engasjement i Siste Sjanse. Fagfeltet er i stadig utvikling og kontinuerlig faglig oppdatering av hver enkelt registrant er nødvendig dersom metoden skal oppfylle sin målsetting (kfr. kap 2.2.6). Svensk Skogstyrelse sin nøkkelbiotopkartlegging (Skogstyrelsen 1994) baserer seg, i likhet med kartlegginger etter SiS - metoden, på datainnsamling ved bruk av registranter med spesialtilpasset biologisk kompetanse. MiS-metoden står i kontrast til SiS -

metoden ved at det ikke stilles krav til biologisk kompetanse ved identifisering av biologisk viktige områder. Den biologiske kompetansen er i MiS-prosjektet i stedet plassert i utformingen av registreringsinstruks, i utformingen av dataprogram for rangering av registrerte livsmiljøer og, dersom oppdragsgiver ønsker det, ved fastsettelse av inngangsverdier og planlegging av utvelgelsesprosessen (Baumann m. fl. 2001).

Boks 2. Kompetansekrav til registranter i Statskog Ressursdata per 2000 (Solås 2000b).

- ♦ Teoretisk kunnskap i økologi, minst tilsvarende mellomfagsnivå ved Universitetet. Punktet kan fravikes hvis registranten kan dokumentere eller sannsynliggjøre at øvrige punkter er oppfylt.
- ♦ God skogøkologisk forståelse, d.v.s. kjennskap til viktige skogøkologiske prosesser på ulike skalaer i norske skogtyper.
- ♦ God arts kunnskap, d.v.s. sikker bestemmelse i felt av minst 50 av de mest brukte signalartene av moser, sopp og lav fra artslista i "Nøkkelbiotoper og artsmangfold i skog". I tillegg evne til bestemmelse i felt av viktige arter av karplanter og fugl.
- ♦ Kunnskap om signalartenes økologi
- ♦ Praktisk erfaring i registrering av nøkkelbiotoper
- ♦ Kjennskap til skogbrukets driftsformer og evne til å vurdering av den enkelte biotops/områdes økonomiske verdi for skogbruket.

Evaluerings

SiS-metodikken fokuserer på direkte og indirekte indikatorer og registrantenes faglige vurderinger av registrert areal er en vesentlig bærebjelke i metoden. Slike vurderinger innebærer bruk av faglig skjønn (kfr. kap 2.2.4), registrering av arter (kfr. kap 2.3.4) og vurdering av miljøenes egnethet som levested for arter. Kompleksiteten og variasjonen i skogøkosystemet gjør at kunnskap og relevant erfaring med artsmangfold og skogøkologi er nødvendig for å sikre tilfredsstillende kvalitet på datagrunnlaget. Solid felterfaring er essensielt, og relevant teoretisk kunnskap er en stor fordel. Teoretisk kunnskap vil ikke kunne oppveie for kunnskaper ervervet i felt, mens felterfaring til en viss grad vil kunne oppveie for teoretiske kunnskaper. Gjerde og Baumann, red. (2002) framholder at datagrunnlaget i registreringer etter MiS-metodikk i større grad bli fritt for verdivurderinger, og holde en jevnere og lettere sammenliknbar kvalitet fordi biologisk kompetanse ikke benyttes i feltkartlegging. Gjerde og Baumann, red. (2002) setter fokus på en viktig metodisk utfordring, men vi mener at den faglige gevinsten ved å bruke biologisk kompetente feltregistratorer langt oppveier ulempene. Bruk av biologer gir både registreringsdata av høyere kvalitet, et mer presist grunnlag for forvaltning av biologisk mangfold og det gir data av verdi for forskning og vitenskap (kfr. kap. 2.3.4). Egen erfaring med skogbruksplanleggere som kartlegger miljøverdier i skog viser også at det er stor variasjon mellom planleggere i kvaliteten på datainnsamlingen, og at MiS-metoden i praksis ikke gir person-uavhengige rådata.

Statskog Ressursdata sin tilnærming (boks 2) er et skritt i retning av standardiserte kompetansekrav, men kravene er likevel forholdsvis statiske, og fokuserer ikke på oppdatering og videreutvikling av kunnskap. God kontakt mellom feltbiologer med virke i skog bidrar til kunnskapsoverføring og kalibrering. SiS har derfor gjennomført flere kalibreringer hvor registranter uavhengig av hverandre har kartlagt et skogområde i den hensikt å teste og samkjøre vurderinger. Vi ser likevel behovet for en form for standardisert opplæring for å sikre et jevn og høyt nivå på naturkartlegging i Norge. Dette vil dessuten være et viktig ledd i en kvalitetssikring både for oppdragsgivere og for miljøsidene. Slik opplæring bør i hovedsak fokusere på praktisk registreringsvirksomhet og økt arts kunnskap.

I kommunenes kartlegging av naturtyper etter DN-håndbok 13 (Direktoratet for Naturforvaltning 1999b) stilles ingen krav til fagbiologisk kompetanse, men et faglig

tilfredsstillende resultat fordrer artskunnskap og økologisk kompetanse hos kartleggeren. Den utbredte bruken av biologiske konsulenter ved naturtypekartlegging illustrerer også behovet for fagbiologisk kompetanse ved naturtypekartlegginger. Selv om naturtypekartlegging etter DN-håndbok 13 også dekker inn hovednaturtypen skog, kan slike prosjekter ikke uten videre sidestilles med miljøregistreringer i skogbruket, blant annet på grunn av økonomiske rammer og store forskjeller i ambisjonsnivået fra kommune til kommune.

Konklusjon

Kartlegging av biologisk mangfold krever kunnskap om artsmangfold og økologi. Så lenge det ikke eksisterer noen standardisert form for opplæring av registranter, må enhver som bedriver kartlegging av natur, eller innhenter konsulent tjenester for å utføre slike oppdrag, selv sørge for tilstrekkelig kvalitetssikring. Kravene som er formulert av Statskog Ressursdata (boks 2) bør inntil videre brukes som minimum kompetansekrav for å drive med praktisk naturkartlegging. Standardisering av kompetansekrav og kalibrering av den enkelte registrant er en utfordring til både fagmiljøet og forvaltningen.

2.2.4 Kvalifisert biologisk skjønn er viktig

Prinsipp

Bruk av kvalifisert biologisk skjønn er en nødvendig del av prosessen med å kartlegge natur.

Bakgrunn

Med kvalifisert biologisk skjønn mener vi en faglig vurdering som baserer seg på fagbiologisk teori og erfaring, og som oftest lar seg begrunne, men som ikke uten videre lar seg kvantifisere.

Vektlegging av kvalifisert biologisk skjønn i feltdelen av registreringsprosessen innebærer at en del biologiske vurderinger tas i felt. Dersom kvalifisert biologisk skjønn ikke brukes i felt, kan verdisetting og forvaltningsforslag fremmes i etterkant (kfr. kap. 2.2.5). Dette kan gjøres enten ved en åpen skjønnsmessig vurdering på bakgrunn av utfylt skjema, eller ved å oppsummere skjemaopplysningene med et poengsystem. Utformingen av poengsystemet (f.eks. vektlegging av ulike elementer) vil alltid være tuftet på noe skjønn, så det siste innebærer en skjult skjønnsutøvelse. I begge tilfelle mener vi at en degraderer informasjon som biologen har i felt, men som nødvendigvis ikke er lett å kategorisere og skjemaføre.

Kvalifisert biologisk skjønn bør ikke være farget av personlige ideer eller ønsker. Skjønnet er likevel ikke nødvendigvis konstant:

- Det skal justeres og bedres i tråd med nye forskningsresultater.
- Det bedres med økt teoretisk forståelse og med økt erfaring hos registranten.

Siste Sjanse bruker kvalifisert biologisk skjønn i følgende deler av registreringen:

1. *For å avgjøre hvilke arealer som skal oppsøkes i felt.* For å gjøre søket etter biologisk viktige områder effektivt og rasjonelt er Siste Sjanse-metoden basert på at deler av arealet gjennomføres grundigere enn andre. Fokuset er rettet mot de områdene som har potensielt høyest biologisk verdi, samt mot områder som vurderes å ha potensiale for fremtidige verdier for biologisk mangfold (restaureringsbiotoper, se kap. 2.4.3). Vurderingen av hvilke områder som mest sannsynlig innehar slike kvaliteter, og som bør oppsøkes, baserer seg på generell vitenskapelig kunnskap, kartarbeid og praktisk erfaring, men

innebærer også nødvendigvis skjønsmessige prioriteringer fordi man vanskelig kan ha full oversikt over landskapet før registreringen starter.

2. *For å skille ut biologisk viktige områder i felt:* Å skille ut biologisk viktige områder i felt krever bruk av kvalifisert biologisk skjønn: Mengde og kvalitet for aktuelle kartleggingsparametere må estimeres og sammenliknes med hva som finnes ellers i landskapet. Det må avgjøres om biotopen har kvaliteter som gjør den spesielt viktig for bevaring av biologisk mangfold. Å bestemme nivået for hva som skal kartlegges er en utfordring, og settes på basis av det generelle kvalitetsnivået i landskapet (kfr. kap. 3: Metoden i praksis). Siste Sjanse metoden baseres ikke på tallfestede nivåer for kartleggingsparameterene slik som MiS-metoden (Baumann m. fl. 2001). Siste Sjanse metoden baseres på bruk av kvalifisert biologisk skjønn for å vurdere den samlede verdien av alle kartleggingsparameterene (kfr. kap. 3.2.8). For evt. å tallfeste den samlede verdien kreves bruk av skjønn for å kvantifisere en rekke vanskelig kvantifiserbare parametere. Vi anser dette for unødvendig ressursbruk som vil degradere datakvaliteten. Bruk av kvalifisert biologisk skjønn direkte under feltarbeidet gir etter vår vurdering mer reelle resultater.
3. *For å vurdere behovet for restaurering av naturtyper som er underrepresentert i landskapet.* Om det er tilstrekkelig eller for lite av en naturlig forekommende biotoptype i landskapet, er et spørsmål uten fasitsvar. Ofte gir skogbrukshistorien og øyeblikksbildet av den naturlige suksessen i landskapet en indikasjon om hvorvidt en naturtype er i framgang eller tilbakegang. Hvilke naturtyper, hvor mye av hver type som skal restaureres, og hvilke konkrete biotoper som er best egnet til restaurering er i stor grad en biologisk faglig skønnsvurdering. Det er imidlertid fullt mulig å begrunne valgene og å dokumentere de vurderinger som gjøres.
4. *For å foreslå en funksjonell avgrensning og evt. buffersoner.* Forutsatt at en har tilstrekkelig godt kartverk er det etter vår mening en klar faglig fordel å trekke forslag til grenser for biologisk viktige områder i felt. Registranten kan da finjustere avgrensningen etter hvor elementer (konsentrasjoner og enkeltstående elementer) og arter er lokalisert. Om det er behov for stabile kanter (og hvordan disse skal bygges), og behov og utforming av buffersoner er etter vår mening avveininger som ikke bør vente til inntrykket av biotopen har falmet. Det er mange ikke-kvantifiserbare parametre som spiller inn i valg av avgrensning, og dette mener vi krever kvalifisert biologisk skjønn ”på stedet”. Størrelse og avgrensning av buffersoner bør også i stor grad tilpasses terrengform, skogstruktur og naturtyper inntil lokaliteten, kriterier som er vanskelig å standardisere og som best kan vurderes i felt.
5. *For å verdisette.* Verdisetting av en nøkkelbiotop baserer seg på en kombinasjon av alle registrerte parametere, både kvantitative og kvalitative (se kap.2.4). Lokalitetsverdien bør ikke være en matematisk kombinasjon av tallverdier for de kvantifiserbare og kategoriserbare parametrene. En rent matematisk tilnærming tar liten høyde for skogøkosystemets kompleksitet med tanke på for eksempel elementsammensetning, artsinventar og klimatiske og topografiske forhold. Ved verdisetting er det etter vårt syn nødvendig med biologisk skjønn, og det er ikke mulig å forholde seg utelukkende matematisk til de registrerte parameterene på en faglig forsvarlig måte. Også ved verdisetting både kan og bør imidlertid bruken av biologisk skjønn begrunnes og dokumenteres. Verdivurderingen kan etter vår mening ikke gjøres på noen mer effektiv og faglig presis måte enn i første omgang direkte av registranten i felt.
6. *For å estimere parametere som i praksis vanskelig lar seg kvantifisere.* En del av de forrige punktene inkluderer slike parametre; verdi/sjeldenhet, biologisk funksjon og behov for buffersoner. I tillegg er fremtidig potensiale for biologisk mangfold, grad av kontinuitet og potensiale for forekomst av rødlistearter eksempler på andre parametre hvor kvalifisert biologisk skjønn er nødvendig. En del andre parametere er det fullt mulig å kvantifisere.

Verdiskala for parametere som ikke skal kvantifiseres, må være relativ (litt/middels/mye, få/noen/mange, liten/middels/stor osv.) Vurderingen av nivået for slike parametere er avhengig av subjektive vurderinger og følgelig registranten sin erfaringsbakgrunn og vurderingsevne. Kalibreringer er derfor viktig for å samkjøre registranter.

7. *For å foreslå forvaltningstiltak (se kap. 2.2.5).*

Evaluerings

Det er allment akseptert at verdisetting vanligvis inneholder kriterier med subjektive elementer (se f.eks. Erikstad (1997)). Dette gjelder ikke minst ved måling av miljøverdier. Selv om det i Siste Sjanse - metoden har vært et mål å redusere det subjektive elementet (det faglige skjønn) for de parametere og vurderinger der dette er mulig, er likevel det faglige skjønn et karakteristisk og nødvendig trekk ved metoden. Dette skyldes ikke minst følgende: *Sterke forsøk på å redusere eller fjerne faglig skjønn, kan i stedet lett føre til at skjønn skjules* - med andre ord et brudd på prinsippet om dokumenterbarhet og etterprøvbarehet. I stedet har det under utvikling av metoden vært fokusert på å uttrykke det faglige skjønn på en klar og forståelig måte og være åpen på de stedene der det benyttes. Videre har det vært arbeidet for å unngå at dette skjønn skal være personlig/individuell basert, men derimot forankret i kjent fagkunnskap og koordinert mellom kartleggere.

Det finnes per i dag ingen fasit-løsninger for forvaltningen av skogøkosystemet. Skogøkosystemet er komplekst, og vitenskapelig kunnskap om en rekke forhold er svært mangelfull. Dokumentasjon av arters spredningsevne, levedyktige populasjoner og krav til livsvilkår er for eksempel sparsom, og for de fleste arter mangler slik dokumentasjon helt. Det finnes heller ikke tilstrekkelig vitenskapelig kunnskap omkring økosystemenes robusthet og tålegrense overfor inngrep, eller arters utdøelsesrate. Det mangler i stor grad eksperimentelle studier som muliggjør en presis forvaltning direkte basert på harde forskningsdata. Et tenkt registreringsopplegg som baserer seg 100% på vitenskapelige resultater forutsetter en forskningsinnsats som tids- og ressursmessig er helt urealistisk. Praktisk forvaltning må foretas på det kunnskapsgrunnlag som faktisk finnes. Vi mener derfor at det kvalifiserte biologiske skjønn *må* være en viktig del av kartleggingsarbeidet, at det bør være tydelig og må dokumenteres så langt som mulig.

En klar parallell til vår vektlegging av biologisk skjønn i SiS-metodikken er bruken av "forstlig skjønn" i tradisjonell skogtaksering. Skogtaksering foregår hovedsakelig ved hjelp av parametere som kan kvantifiseres, for eksempel bonitet, tilvekst, kubikkmasse, trediameter og trehøyde. Det faglige skjønn, ofte kalt "forstlig skjønn" verdsettes likevel som en nødvendig del av en skogtaksørs kvalifikasjoner, og er en akseptert del av praktisk utøvelse ved skogtakst. Sammenliknet med en skogfaglig vurdering av skogens produksjonsevne eller økonomiske verdi er en biologisk faglig vurdering av et områdes verdi for biologisk mangfold langt mer kompleks, og omfatter en rekke viktige parametere som vanskelig lar seg kvantifisere. Vi mener derfor at det vil være inkonsekvent, paradoksalt og faglig uforvarlig å matematisere det biologiske fagfeltet fullstendig. Bruk av faglig skjønn ved kartlegging av miljøverdier i skog må etter vår oppfatning verdsettes høyt, og må ansees som enda mer nødvendig enn ved tradisjonell skogtakst.

MiS-prosjektet har utarbeidet en vitenskapelig fundert metodikk som baserer seg på feltkartlegging av et sett med enkle og lett kvantifiserbare parametre slik at registreringspersonell uten teoretisk eller praktisk skogbiologisk kompetanse skal kunne gjennomføre den praktiske feltkartleggingen, jfr. Gjerde og Baumann, red. (2002) og Baumann, red. (2001). En tilsynelatende fordel ved denne kartleggingsmetodikken er at bruken av skjønn, og dermed de

subjektive vurderingene, er redusert til et minimum. Imidlertid er det ved utarbeidelsen av den enkle registreringsmetodikken foretatt en rekke skjønnsmessige valg. Alle slike valg påvirker kvaliteten på de praktiske registreringsdataene. I overgangen fra de faktiske forskningsresultater til praktisk registreringsmetodikk, er det for eksempel foretatt nødvendige ekstrapoleringer og forenklinger. Kvantitative, subjektive valg er tydeligvis foretatt både i prosessen mot det endelige utvalget av parametere, og ikke minst ved valg av kvantitative grenser for den enkelte parameter. Ranging av figurene fra MiS-registrering skal videre foregå automatisk ved hjelp av et dataprogram (Baumann m. fl. 2001). Ved å plassere det faglige skjønnnet på nivået før den praktiske registreringen, og dernest i utformingen av et dataprogram vil rommet for fleksibilitet og lokal tilpasning avta drastisk, og det vil etter vår mening blir en skjult, udokumentert usikkerhet i dataene. Siste Sjanse-metodikken baserer seg i stedet på at registranten har et bevisst forhold til de skjønnsmessige vurderingene, og at slike vurderinger begrunnes og dokumenteres for hvert enkelt biologisk viktig område i felt.

Konklusjon

Forvaltning av biologisk mangfold er en disiplin som ennå krever stor forskningsinnsats dersom en skal kunne oppnå resultater som holder vitenskapelige mål. Konsekvensen av begrenset vitenskapelig kunnskap gjør at arealforvaltning i dag krever bruk av kvalifisert biologisk skjønn, og per i dag finnes det ingen metode for registrering av biologisk viktige områder i skog som er fri for skjønnsvurderinger. Kvalifisert biologisk skjønn er etter vår oppfatning en nødvendig del av praktisk registrering og forvaltning av natur. I alle deler av kartleggingsprosessen bør vurderinger med sterke elementer av skjønn begrunnes og dokumenteres så godt som mulig. Behovet for skjønnsavgjørelser setter krav til solid biologisk kompetanse hos registranten.

2.2.5 Forvaltningsforslag utarbeides i felt

Prinsipp

At forvaltningsforslag utarbeides i felt innebærer at registranten verdisetter området (her under avgjør hvor vidt området er en kandidat til et biologisk viktig område), fremmer behandlingsforslag og avgrenser området i felt.

Bakgrunn

Det enkelte skogbestand sin verdi for biologisk mangfold varierer langs en trinnløs skala. I henhold til SiS-metodikk skal registranten i felt, ut fra indirekte og direkte indikatorer, avgjøre om et areal skal dokumenteres og avgrenses som et biologisk viktig område. I tillegg til denne avgjørelsen, innebærer forvaltningsforslaget avgrensning (se kap. 2.4.2), verdisetting (se kap. 2.4.5 og 3.2.8) og behandlingsforslag (se kap. 2.4.6). Vurderingen av forvaltningsforslag er en fagbiologisk vurdering av hvordan biotopens arts mangfold best kan ivaretas. For å optimalisere presisjonen, er det ønskelig at den samme personen både utfører feltregistreringen og fremmer forvaltningsforslag. Det er faglig sett gunstig at dette gjøres direkte i felt, før informasjon fra registreringen har blitt degradert (kfr. for øvrig kap. 2.2.4). Gjennom feltregistreringen opparbeider man viktig informasjon om landskapet. Det er derfor nødvendig med en kritisk gjennomgang av forvaltningsforslagene etter endt feltarbeid. Dette kan medføre at registrerte områder ikke kommer med i det endelige utvalget av biologisk viktige områder (se for øvrig kap 3: Metoden i praksis).

Evaluering

I Svensk Skogstyrelse sin nøkkelbiotopkartlegging fremmes også forvaltningsforslag i felt (Skogstyrelsen 1994), og den samme praksis praktiseres ved tradisjonell skogtaksering i Norge (NIJOS 1998). Alternativet til å fremme forvaltningsforslag som en del av feltarbeidet, er å utsette denne vurderingen til registreringene er avsluttet, slik det gjøres i registreringer etter MiS-metoden (Baumann m. fl. 2001; Gjerde og Baumann 2002). MiS-metoden baserer seg på en vitenskapelig pragmatisk praksis der en opprettholder et klart skille mellom data-innsamling og databehandling. Rangering, utvelgelse, avgrensning og forslag til forvaltning foretas derfor på skrivebordet i etterkant av fullført datainnsamling. Motivasjonen for dette skillet er å hindre verdivalg med hensyn på omfang av tiltak i løpet av registreringene, og dermed å oppnå et mer objektivt datagrunnlag. Én fordel ved å utsette vurderingen til feltregistrering er avsluttet, er at forvaltningsforslagene da fremmes på bakgrunn av et større erfaringsgrunnlag og at praksisen dermed kan bli mer konsekvent fra biotop til biotop. Dersom forvaltningsforslagene fremmes i etterkant av registreringen, er det også mulig å minimalisere feilkilder knyttet til feltregistrators subjektive vurderinger og motiver, ved at andre personer utfører etterarbeidet.

Ulempene ved å fremme forvaltningsforslag i felt kan reduseres dersom feltregistrantene er godt kalibrerte og dersom forslagene må begrunnes og dokumenteres og dermed blir etterprøvbare. Her er det sannsynligvis rom for forbedringer. Alt i alt mener vi at tapet av informasjon ved å utsette forvaltningsforslag og evt. overføre vurderingen til andre enn felt-registranten er en større ulempe enn fordelene som oppnås ved å ta vurderingene i felt.

Konklusjon

Siste Sjanse mener at så lenge det sørges for god dokumentasjon, kalibrering og kvalifisert personell (se kap. 2.2.3) vil fordelene ved å utarbeide forvaltningsforslag i felt klart oppveie ulempene. Den faglig sett beste løsningen er derfor etter vårt syn å basere kartlegging av biologisk viktige områder i skog på prinsippet om at forvaltningsforslag utarbeides i felt.

2.2.6 Dynamisk metodikk

Prinsipp

En metode for kartlegging av naturkvaliteter må til enhver tid oppdateres i henhold til gjeldende vitenskapelig kunnskap og nye relevante erfaringer.

Bakgrunn og konklusjon

SiS - metoden er basert på en forståelse av at både biologisk fagkunnskap og verdivurderinger hele tiden er under utvikling og forandring. Fra å legge stor vekt på et fåtall signalarter for registrering av biologisk viktige miljøer i granskog, har SiS - metoden utviklet seg til i dag å benytte et stort antall elementer og arter for å registrere og verdisette et stort antall naturtyper, også utenfor skog. Det forskes i dag mye innen bevaringsbiologi og skogøkologi, både nasjonalt og internasjonalt, og en jevn strøm av ny viten tilkommer. Vi må for eksempel forvente at de nasjonale rødlistene stadig revideres. I tillegg opparbeides stadig nye erfaringer ved bruk av metoden og den er derfor av en slik karakter at den lett kan justeres i henhold til ny vitenskap og erfaringer, og at tidligere registreringsdata kan tilpasses til nye forutsetninger. Det er også et mål å unngå dogmatiske utsagn i metoder og presentasjoner, men i stedet legge vekt på å uttrykke nyanser og usikkerhet. SiS - metoden slik den presenteres her er ingen endelig metode, men er i stadig utvikling for å innarbeide ny kunnskap og nye erfaringer. Ved videreutvikling av metoden bør endringene som foretas begrunnes og dokumenteres.

2.3 Biologiske prinsipper

2.3.1 Urskogen som forbilde

Prinsipp

Den beste måten skogbruket kan ta vare på arts mangfoldet på, er å etterlikne dynamikken i urskogen.

Faglig bakgrunn

Suksessen til en hver art er avhengig av at den er tilpasset det miljøet den lever i (kfr. Ridley (1993)). Barskogsøkosystemet i Norge vandret inn etter istiden, og Norge har derfor ikke vært skogdekket særlig lenge i et evolusjonært eller økologisk perspektiv. Men selv om de norske barskogene er relativt unge, er de en del av et eldgammelt skogøkosystem; taigaen. I takt med endrede klimatiske betingelser i randområdene av taigaen, har skogen pulsert fram og tilbake. Urskogsartene som har evolvert gjennom millioner av år har fulgt i kjølvannet av denne pulseringen og har suksessivt fulgt med inn i klimaksfasen i en ekspansjonssone, som f.eks. Norge etter siste istid. Reetablering av hele økosystem tar lang tid: Gauslaa og Ohlson (1997) anslår for eksempel at lavene som i dag er tilknyttet boreale skoger i Norge har hatt en innvandringshastighet på ca. 100 meter per år, eller 100 km på 1000 år, for de siste 10000 årene.

I fravær av menneskelig påvirkning, har økosystemet vært prisgitt andre småskala og storskala forstyrrelser. Fysiske og klimatiske faktorer spiller sammen og gir i sum følgende to hovedtyper av miljøer i skoger under fri utvikling:

1. Miljøer hvor småskala forstyrrelser dominerer. Slike forstyrrelser rammer et eller noen få trær av gangen (f.eks. et eller noen få trær som velter pga. vind, et tre som brekker pga. tung snø eller soppangrep). Eks: I en fuktig og beskyttet granskog med stabile grunnvannsbetingelser, dominerer denne forstyrrelsestypen. Resultatet er glenneforyngelse og at den skoglige tilstanden i klimaksfasen er stabil. Dette er hovedtypen av foryngelsesregime i urørte boreale granskoger (kfr. Ohlson og Tryterud (1999), Direktoratet for Naturforvaltning (1994) og Rolstad m.fl. (2002a)).
2. Miljøer hvor storskala forstyrrelser dominerer. Slike forstyrrelser rammer større områder av gangen (f.eks. brann, storstilt felling av trær etter storm, oversvømmelse, insektangrep etc.). En brannfrekvens som er upåvirket av menneskelig aktivitet kan være nokså høy (se f.eks. Midtgaard (1996), Mysterud (1997) og Zackrisson (1977)) og andelen suksesjons-skog i et (av mennesker) urørt taigalandskap er et speilbilde av frekvens av brann og andre storskalaforstyrrelser.

Punkt 1 og 2 er ytterligheter i det kontinuum av forstyrrelsesregimer som finnes i skog under fri utvikling. Det er usikkert hvor stor andel av et skoglandskapet i fri utvikling som er påvirket av storskalaforstyrrelser, men det synes klart at den mengden fleraldret gammelskog i upåvirket taigalandskap er høy (Axelsson og Östlund 2000), og at brannfrekvens og mengden gamle løvsuksesjoner i urskogslandskapet har vært svært variabel, men gjennomgående nokså høy (Zackrisson 1977; Olsson 1992; Ohlson 1997).

De fleraldrede gammelskogene i taigalandskapet inneholder jevn og høy forekomst av mange strukturelle komponenter som er spesielt viktige for biologisk mangfold, se oversikt i Esseen m.fl. (1997). Mange av disse miljøelementene tar meget lang tid å danne og forekommer i høye konsentrasjoner i urørte skoger. Eksempelvis inneholder slike skoger høy biomasse av

dødt trevirke (kfr. boks 5 i kap. 2.3.2). Den store mengden biomasse av ulike kvaliteter har gjennom lange tidsrom gitt stort rom for spesialisering (evolusjon) av arter knyttet til ulike levesteder i urskogen. Mange av artene som har evolvert i de nordlige skogsystemene er spesialister som er avhengig av strukturer som det enten tar svært lang tid å danne og/eller som er interessant som substrat kun i et kort tidsrom. Eksempelvis finnes det i nesten alle skogslevende organismegrupper arter som er tilpasset å utnytte den rikelig forekommende tilgangen på død ved i skog under fri utvikling (Stokland 2001).

Evaluerings

Etterliknelse av naturlig skogdynamikk nevnes som et nødvendig og adekvat forvaltnings-tiltak for bærekraftig skogbruk blant annet av Ohlson og Tryterud (1999), Direktoratet for Naturforvaltning (1994), Aanderaa m.fl. (1996), Esseen m.fl. (1997) og Rolstad (1991b). "Urskogen som forbilde" er likevel et begrep som i seg selv ikke presiserer nødvendige bevaringsbiologiske tiltak og omfang av slike tiltak. Dersom en antar at mange av artene som kjennetegner urskogen i hovedsak er substratspesialister med god spredningsevne, kunne en velge en forvaltningsstrategi hvor de ulike "urskogselementene" ligger spredt i landskapet (kfr. Gjerde og Baumann, ref. (2002)). Det er imidlertid ikke vist at en slik minimalistisk forvaltningsstrategi er tilstrekkelig. Egne artsregistreringer fra urskoger og funksjonelle naturskoger av en viss størrelse (fra noen ti-talls til flere hundre mål) viser at slike miljøer ofte har store konsentrasjoner og gode forekomster av sjeldne/ trua/ sårbare arter fra ulike organismegrupper (Dahl 1996; Lindblad 1996; Gaarder 1997; Haugset og Whist 1997; Solås m. fl. 1997; Haugset m. fl. 1998; Røsok 1998; Gaarder og Blindheim 1999; Blindheim 2001). Vi mener en viktig del av artsforvaltningen er å sikre og nyskape urskogsliknende arealer av en viss størrelse (kfr. kap. 2.4.2: Funksjonell avgrensning). I tillegg kommer flerbrukshensyn, hvor bevaring og nyskaping av elementer fra urskogen kan og skal integreres i den ordinære skogbehandlingen (kfr. bl.a. Levende Skog (1998)).

Konklusjon

De skoglevende artene er tilpasset strukturer og prosesser i urskogen gjennom evolusjon i millioner av år. I dette tidsperspektivet er perioden med intensivt skogbruk på noen få århundrer meget kort. Siste Sjanse mener at vi, for å ta vare på det biologiske mangfoldet som er avhengig av strukturer og prosesser karakteristiske for urskogsmiljøer, må skape et skoglandskap som inneholder slike strukturene og prosesser. En slik forvaltning kan tilrettelegge for levestedsbetingelser som i størst mulig grad etterlikner betingelsene i urskogen. Videre mener vi at det er et mål å bevare og gjenskape urskogsmiljøer av en viss størrelse, i tillegg til å etterstrebe høyest mulig forekomst av "urskogselementer" i det drevne skoglandskapet. En forvaltning som baserer seg på urskogen som forbilde har, slik Siste Sjanse ser det, et godt utgangspunkt for å kunne tilfredsstille de fleste skoglevende arters krav til levested.

2.3.2 Artsmangfoldets endrede forutsetninger

Prinsipp

Skogsdrift medfører inngrep i skogen som innebærer et potensielt stort tap av biologisk mangfold.

Faglig bakgrunn

Skogbruk griper inn i skogøkosystemet gjennom at forstyrrelsesdynamikk og den grunnleggende strukturen i skogen endres. Endringer i storskala dynamikk inkluderer bl.a. at brann modifiserer skogene sjeldnere og at omløpstiden i skogen er kortere, mens småskala dynamikken for eksempel endres ved at glennedynamikken i granskogen i stor grad elimineres, kfr. Esseen m.fl. (1997). Den grunnleggende strukturen til boreale barskoger endres ved at oppsplittingen (fragmenteringen) av gammelskoger har økt (d.v.s. mindre habitatfleck-størrelse og større habitatfleck-avstand), andelen løvdominerte og løvrike skogområder har blitt redusert og ved at mengden dødt virke er blitt kraftig redusert (se boks 5). I det følgende gir vi et overblikk over noe av den faglige dokumentasjonen rundt skogsarters respons på endringer i skogøkosystemet forårsaket av skogbruk:

BOKS 3. Skogbrukshistorie

Mennesket har påvirket skogene så lenge vi har levd her i landet. Lokalt har store endringer skjedd for så lang tid tilbake som 1000-2000 år f.kr. (oppdyrking, brenning, lyngheier erstatter skog etc.). Etterhvert endret klimaet seg med store konsekvenser for treslagsfordelingen. Grana vandret først inn i øst-Norge rundt vikingtiden og har siden fortsatt å spre seg vestover, se f.eks. Hafsten (1985) og Høeg (1978). Imidlertid var befolkningen ennå i mange hundre år så liten at det meste av skogen lå upåvirket. Det skjedde en markant økning i den menneskelige utnyttelsen av skogressursene på 1500-1600-tallet, da jernproduksjon, pottaskebrenning og tømmereksport skjøt fart. I perioden fra 1600 til i dag har utnyttelsen vært økende, bl.a. som resultat av befolkningsvekst. Gode skoghistorisk tilbakeblikk er gitt av bl.a. Tenow (1974) og Gjerde og Baumann, red (2002) med referanser. Teksten under gir et kort og ufullstendig tilbakeblikk:

Fra 1600-tallet og framover var det store skogsdrifter i mange landsdeler. Denne hogsten hadde karakter av systematisk gjennomhogst på de største og mest verdifulle tredimensjonene. Skogene ble av flere kilder karakterisert som "uthogde" eller "ødelagte" (kfr. Syvertsen (1992) og Sannes (1924) og referanser i Gaarder og Blindheim (1999)), men minstemålet var grovt og i realiteten sto det nok store kubikkmasser igjen. Noen mangel på skog var det trolig bare i nærheten av gruver og jernverk (kilder i Tenow (1974)). Sannsynligvis forsvant likevel mye av urskogene våre i løpet av 1600- og 1700-tallet. Særlig hardt gikk det nok ut over skogene nær utskipningshavnene og langs nedre deler av de beste fløtningsvassdragene. Som et eksempel kan det nevnes at all grov eik var uthogd i kystnære strøk rundt Arendal allerede på 1600-tallet og gradvis ble nye områder innover i landet åpnet for skogsdrift. Skogkultur var det dårlig med, og gjenveksten var trolig variabel og sein ettersom urskogen ble åpnet opp. Utnyttelsen av skogen fortsatte utover århundrene, men enkelte steder var uthogstene så harde at det ble satt i verk lokale hogstforbud. Tross harde hogster og krisemaksimering, stod det allikevel mye stor, gammel skog rundt om i landet mot slutten av 1800-tallet. Perioden fra 1870 til 1930 var en periode preget av sterk hogst, i mange regioner trolig den hardeste utnyttelsen av skogene noen gang. De mindre dimensjonene ble i større grad utnyttet og skogene ble "ribbet" for verdifullt tømmer. Mye "pjuskete", flersjiktet skog stod trolig igjen. De intensive hogstene rundt århundreskiftet har trolig nådd ut også til de mest tungt tilgjengelige områdene og mange av de siste restene av urskoger forsvant i denne perioden. Overgangen til et bestandsskogbruk kom i gang i 1930-årene skjøt fart i de neste tiårene. Siden 1930-tallet har store områder med glissen, dimensjonshogd gammel-skog gradvis blitt erstattet med yngre skog med stor volumtilvekst.

- Evolusjon som mekanisme skjer ikke raskt nok til at artene kan tilpasse seg dersom livsmiljøet raskt desimeres. Gjennom evolusjon kan artene omstille seg dersom miljøet sakte skulle endre seg. Imidlertid er evolusjon en uhyre sakte prosess. At våre skogsarter skulle være tilpasset et skogbruk med plukkhost eller store flatehogster gjennom noen hundre år er en umulighet med de lange generasjoner skogplantene har (Gauslaa og Ohlson 1997).
- Det høye antallet skoglevende rødlistearter er en pekepinn om at skogbruk utgjør en trussel mot biologisk mangfold. 16% av de skoglevende artene på rødlista ansees å være systematisk trua av skogbruk (Gundersen og Rolstad 1998a). I tillegg er 40% av alle rødlistede arter oppført med usikker status, og mange av disse kan være truet av skogbruk.

Skogbruk er den alvorligste trusselfaktoren for sopp i skog (Bendiksen m. fl. 1997) og for rødlistede insekter (Direktoratet for Naturforvaltning 1999c). Av Sveriges 3501 rødlistede arter, forekommer 56% (1948 arter) i skog (Cederberg 2001). En gjennomgang av den svenske rødlista (nest siste utgave) viser at skoglevende rødlistearter i alle organisme-grupper er avhengig av gamle skoger eller habitatelementer som finnes i gamle skoger; for 64% av artene er forekomst av spesielle habitatelementer svært viktig (Berg m. fl. 1994).

- En av de viktigste faktorene som skiller urskog/naturskog fra kulturskog er at død ved utgjør en stor andel av biomassen i de urskogen/naturskogen (se boks 5). Samtidig er død ved et substrat som er svært viktig for biologisk mangfold, og redusert forekomst og diversitet av liggende død ved er den konsekvens av skogbruk som innvirker negativt på flest arter i Fennoskandiske skoger (Esseen m. fl. 1997). Liggende død ved er en kritisk faktor for 26% av alle svenske rødlistearter, mens høgstubber er kritisk for 21% av artene (Berg m. fl. 1994). Den samme undersøkelsen viser også at de fleste artene krever dødt virke som ikke er helt ferskt (>5 år). Mangel på grovt dødt virke er trolig den enkelt-faktoren som bidrar mest til å redusere det biologiske mangfoldet i boreale skoger (Siitonen 2001). I Skandinavia regner en med at 20-25% (d.v.s. 4000 – 5000) av alle skoglevende arter lever i eller av død ved i deler av (eller hele) deres livssyklus (Siitonen 2001). For biodiversitet av vedboende sopp, er mengde død ved (antall stokker og volum av stokker pr. ha) og død ved profilen (sammensetningen av dødt trevirke m.h.p. nedbrytningsstadier og dimensjoner) viktige forklaringsvariabler, og for de rødlistede artene er død ved profilen særlig viktig (Stokland 2001). Død ved er et kritisk substrat også i tørre habitater, kfr. f.eks. Ehnström (1999).
- Ulike strukturelle komponenter som kjennetegner gamle barskoger og deres betydning for artsmangfold er gjennomgått av Esseen m.fl. (1997). Død ved framheves som den enkeltkomponenten som kanskje har det aller største mangfoldet knyttet til seg, men mange organismer er knyttet til andre kvaliteter i gammelskogen. For eksempel er mange organismer (moser, epifyttiske lav, sopp, invertebrater) avhengig av stabile lokal-klimatiske betingelser med lang kontinuitet i kronesjikt (jfr. punkter under).
- Mange skandinaviske studier peker på at vedlevende organismer har gått tilbake som resultat av skogbruk (kfr. (Stokland 2001) med referanser). Flatehogst ansees som den mest vanlige trusselfaktoren for de skoglevende svenske rødlisteartene (Berg m. fl. 1995; Cederberg 2001), men bildet er nyansert og et betydelig antall rødlistede invertebrater, vertebrater og karplanter synes å tåle flatehogst dersom det tas en del hensyn.
- En gjennomgang av bestandsendring for svenske *fuglearter* (Cederberg 2001) i perioden 1989-1998 oppsummerer med at 26 obligat skoglevende arter har gått tilbake i perioden, mens bare 11 har øket. At det finnes betydelig flere skogslevende standfuglearter i tilbakegang enn de som øker, forklares ved at biotopkvalitet eller fødetilgang for disse artene generelt sett har forverret seg i de svenske skogene.
- For *moser* er det demonstrert at kultivert ungskog stort sett mangler et sett av død-ved tilknyttede små levermoser hvor flere rødlistearter inngår (Söderström 1988b; Söderström 1988a; Frisvoll og Blom 1997). Levermosene finnes hyppigst på grove læger, et substrat som er betydelig sjeldnere i kulturskog enn i naturskog (Söderström og Jonsson 1992; Kruys m. fl. 1999). Negative effekter av åpen hogst for moser kan generelt oppsummeres som en kombinasjon av endringer av fuktighetsregimet (uttørkingseffekter), mangel på substrat og rett substratkvalitet, og problemer med reetablering grunnet habitat fragmentering (Gjerde og Baumann 2002).
- Mange *lav* er typiske K-strateger (kfr. Begon m.fl. (1990)) med dårlig spredningsevne (Gauslaa og Ohlson 1997), og mengden av lav vil vanligvis øke med alderen av et skogbestand fordi lav trenger tid for spredning og etablering (Sillett og Rambo 2000). I tillegg er noen lav avhengige av kvaliteter knyttet til gamle trær *per se* (Ek m. fl. 1995;

Rolstad og Rolstad 1999; Rolstad m. fl. 2001). Mange lav er sårbare for endringer i mikroklima, og Esseen og Renhorn (1998) har demonstrert redusert forekomst av gubbeskjegg (*Alectoria sarmentosa*) i kantsonen mellom hogstflate og gammel skog, mens Hilmo (2001) fant både lavere arts mangfold, mindre total biomasse av lav, og nedgang i forekomst for enkeltartene i kantsoner. Effektene i studiene strakk seg fra 10 til 50 meter inn i bestandet. I et laboratorieforsøk i Norge ble flere signalarter blant lav (arter i *Lobarion*- og *Usneion*-samfunnet), funnet å være svært sårbare for brå økning i lysintensitet (Gauslaa og Solhaug 1996). Forfatterne mener derfor at flatehogst kan være ødeleggende for lavarter i tilbakegang som er tilknyttet gammel skog. Sørksponte kantsoner er funnet å ha lavere arts mangfold av lav enn sørksponte kanter (Kivistö og Kuusinen 2000). Ekman (1997) har fortatt reinventeringer av en rekke lavarter på lokaliteter registrert før 1980 i sydvestre Sverige. For flere arter var andelen gjenfunn signifikant høyere på lokaliteter som mellom artsinventeringene ikke var berørt av skogbruksaktiviteter enn på lokaliteter som var utsatt for slik aktivitet. Ekman (1997) konkluderer med at skogbruksaktiviteter er en betydningsfull faktor for forekomst av mange lavarter.

- Lindblad (1998) sammenliknet arts mangfoldet av *vedboende sopp* i naturskog og kulturskog på østlandet i Norge. Ferske læger i naturskog utviste større arts mangfold og flere rødlistearter, så vel som signalarter, sammenliknet med tilsvarende læger i kulturskog. En sammenlikning av soppfloraen på læger av ulike nedbrytningsstadier i en naturskog, viste at 42 av artene ikke forekom på lite nedbrutte stokker og at den totale artsdiversiteten av sopp økte med 63 % når de middels og sene nedbrytningsstadiene ble inkludert i dataene. Tilstedeværelse av læger i sene nedbrytningsstadier økte videre det totale antall arter på ferske og lite nedbrutte læger, og det konkluderes med at lang kontinuitet i tilgang på død ved har en signifikant effekt på arts mangfold for *vedboende sopp*. Brandrud og Bendiksen (2001) viser at stabile miljøer som edelløvskoger eller kalkrike barskoger ofte synes å ha en helt spesiell bakkelevende soppflora med mange sjeldne og truede arter på små arealer. Fordi slike miljøer er stabile over tid antar de på grunn av generell økologisk teori at slike arter kan ha lav reproduksjonsrate og dårlig spredningsevne.
- Blant *invertebrater* er det i Norge bl.a. gjort studier av saproxylliske biller. Flere billearter som lever i knuskkjuke (*Fomes fomentarius*) er funnet å respondere på isolasjon av habitatflekker på vertstrenivå. Billene opptrådte sjeldnere i fruktlegemer av knuskkjuke med økende isolasjon av vertstreet (Rukke 2000). Systematiske undersøkelser av det urskogs nære blandingsskogsområdet Skultrevassåsen i Drangedal avdekket den hittil rikeste kjente forekomst av saproxylliske biller i Norden (Bakke 1998; Bakke 1999). Forekomst av urskogs nær blandingsskog forklarer det høye tallet, og studiet viser hvor stor betydningen elementer knyttet til naturskoger og urskoger har for diversiteten av biller. Økland (1995) fant at flere grupper av saproxylliske billearter (arter knyttet til *vedboende sopp*, sterkt nedbrutt død ved og død ved av *Betula*) responderte på kontinuitet i habitat på landskapsnivå. Billene ble funnet å ha optimale substratforhold i større områder med naturskog, mens antall arter avtok med økende avstand til slike skogområder. Økland (1995) slutter ut fra dette at bevaring av større områder med naturskog (flere km²) kan være viktig for visse billearter fordi områdene vil bidra til regional opprettholdelse av arter som er knyttet til slike habitater. Naturskogsområdene antas også å være viktige kilder for rekolonisering når habitatene til disse billegruppene er få og spredt i resten av landskapet. Økland (1995) studerte også soppmygg (*Diptera*; *Sciaroidea* unntatt *Sciaridae*) i norske barskogsmiljøer, og fant at arts mangfoldet til denne gruppen korrelerte positivt med prosentandelen gammel skog i de omkringliggende

100km², samt kontinuitet på bestandsnivå av både dødt trevirke og permanent tresjikt (kontinuitet i kronesjikt).

Evaluering

Det finnes god dokumentasjon på at skogbruket endrer forutsetningene for biologisk mangfold. Skogbrukets omforming av skoglandskapet har i evolusjonært og skogøkologisk tidsperspektiv gått svært raskt og det er hevet over tvil at så raske endringer ikke levner muligheter for genetiske tilpasninger til det nye miljøet.

Det er ikke vår påstand at bestandsskogbruk er den eneste driftsformen som medfører konsekvenser for artsmangfoldet. Tvert i mot har skogene våre vært til dels hardt utnyttet i hundrevis av år (se boks 3). Det er høyst sannsynlig at skogbruk har utryddet arter fra norsk flora og fauna for mer enn hundre år siden. Perioder med harde uthogster over store deler av skog-Norge (som rundt 1900) kan dessuten ha utgjort flaskehalser for et større antall skoglevende arter.

De enkelte artenes og artsgruppenes sårbarhet overfor endringer i skogøkosystemet varierer og enkelte arter som er i tilbakegang vil trolig klare å opprettholde levedyktige bestander også i framtidens kulturskoger, evt. i et minimalistisk nettverk av verneområder. For mange arter medfører imidlertid bestandsskogbruket en så dramatisk bestandsnedgang at forvaltningen må ta stilling til hvilket bestandsnivå som er nødvendig å opprettholde for å sikre langsiktig overlevelse av (meta)populasjoner og forhindre genetisk utarming. Dessverre er kunnskapen om artenes tålegrenser stort sett mangelfulle. Dagens øyeblikksbilde av forekomster og bestandsnivå er da et svakt utgangspunkt for en presis artsforvaltning fordi responsen på et inngrep kan være forsinket mange tiår (kfr. boks 4).

I en situasjon hvor mange arter er i tilbakegang, men kunnskapen om artenes tålegrenser er liten, er det en stor utfordring for forvaltningen å finne fram til hvilke og hvor store areal som gir tilstrekkelige overlevelsesmuligheter for de ulike artene. Utvalg av reservatkandidater på bakgrunn av detaljert biologiske forkunnskap har vært diskutert mye i reservatbygging, selv om norske verneplaner i liten grad har tatt inn over seg slik kunnskap, kfr. Stokland (1994).

Konklusjon

Gjennom å legge til rette for mest mulig effektiv tømmerproduksjon, har skogbruket sterkt forringet skogenes evne til å opprettholde det biologiske mangfoldet. Det eksisterer mange

BOKS 4. Utdøelsesgjeld

For mange arter er arealet av egnede leveområder i rask forandring. Slike forandringer kan gi store kvalitative og kvantitative endringer i floraen og faunaen. Det kan imidlertid ta lang tid for populasjonene å respondere til endringer i miljøet. Det er viktig å huske at en arts tilstedeværelse i dag ikke nødvendigvis indikerer at landskapet har kvaliteter som muliggjør langsiktig overlevelse for arten. Antall arter som forventes å dø ut til slutt på grunn av ugunstige miljøforandringer i fortiden kalles "utdøelsesgjeld" (*extinction debt*) (Tilman m. fl. 1994). Utdøelsesgjelden skyldes en tidsforsinkelse som nødvendigvis er involvert i regional utdøelse som følge av habitat tap (Hanski m. fl. 1996). Forbedringer i skogens miljøkvaliteter vil kunne bøte på denne gjelden, men det vil ta tid før de positive effektene vil bli synlige. Antall arter som til slutt vil vinne fordeler av slike tiltak kan kalles "artskreditt" (*species credit*) (Hanski 2000). Det er særlig små populasjoner, ofte av arter med et høyt spesialisert levesett, som er følsomme for habitatendringer. Små populasjoners livskraft kan bedømmes gjennom en sårbarhetsanalyse (Gilpin og Soulé 1986). Forskning og forvaltning som kun baserer seg på fordelingen av artene i dag løper risiko for å underestimere nødvendig innsats for å sikre artenes langsiktige overlevelse. Det ovenstående representerer et av mange argumenter for at føre-var-prinsippet bør anvendes i bevaringen av biologisk mangfold.

forskningsresultater som underbygger denne påstanden. Imidlertid er det stor usikkerhet knyttet til omfang av nødvendig tiltak for å sikre de enkelte artene.

BOKS 5. Hvor mye dødt trevirke finnes i urskoger og naturskoger?

Det finnes intet standardisert inventeringsdesign for undersøkelse av død ved-mengde. I en del studier er dessuten angivelsen av dataene upresis. Derfor bør ikke ulike studier sammenliknes eller sammenstilles ukritisk. De fleste studier som rapporterer død ved mengde, har målt død ved ned til 5 eller 10 cm tykkelse (i basisende).

I tabellen nederst i denne boksen er død ved data fra en del studier angitt. For å lette sammenlikningen, er målekriterier, sted og skogtype for hvert studium angitt. I de fleste studiene ligger mengden liggende død ved i gamle naturskoger i størrelsesorden 40 – 200 m³/ha mens mengden stående dødt virke er langt mindre. En undersøkelse av død ved mengden i alle Svenske skogtyper (Fridman og Walheim 2000) rapporterer et gjennomsnittet på 6,1 m³ død ved/ha. Urskogene og naturskogene inneholder altså mange ganger så mye død ved (ofte over 10 ganger så mye) som gjennomsnittet over alle skogtyper. Totalt sett finnes det god dokumentasjon omkring død ved mengdene i natur- og urskoger og forskjellen mellom slike skoger og ”vanlig”, drevet skog. Det er også interessant å framstille død ved som andel av stående skog, og umiddelbart under følger to slike estimater:

- I en urørt barskog i Ural utgjorde liggende dødt trevirke fra 35 – 113% av stående, levende volum.

På slutten av 1800-tallet bestod skogvolumet i nord-Sveriges skoger av ca 20 % døde trær, mot dagens ca 1 % (Linder og Östlund 1992).

Mengde død ved , m ³ /ha	Type død ved	Kriterier	Sted og klassifisering av undersøkt skogtype (” ”)	Referanse
70-184	Læger (70%) og gadd (23% hele gadd og 7% høystubber)	>10 cm	Finland. ”Old growth”	(Siitonen m. fl. 2000)
40-70	Læger	>10 cm basis, >0,6 m. lengde	Norge. Prøveflater med ”sterkt kontinuitet”	(Stokland 2001)
50-200	Læger			(Albrechts 1991)
11-207	Læger og gadd	Variabelt	Sammendrag: Sverige 4, USA, Skotland, Sveits, UK, Sverige/Russland (1 hver). ”Unmanaged forest”	(Fridman og Walheim 2000)
84-156	Læger	>10 cm	Ural. ”Pristine taiga”	(Kuuluvainen m. fl. 1998)
11-71	Gadd	>1 cm	Ural. ”Pristine taiga”	(Kuuluvainen m. fl. 1998)
19-145	Læger og gadd	Variabelt	Sammendrag av flere titalls studier. Finland, Sverige og nord-Russland. Gran og furudominert skog ”Naturskog”	(Siitonen 2001)

2.3.3 Kontinuitet

Prinsipp

Kontinuitet i romlig og/ eller temporær skala er en forutsetning for mange arters eksistens.

Bakgrunn

Kontinuitet betyr uavbrutt sammenheng. I bevaringsbiologi representerer kontinuitet et mangesidig og omdiskutert begrep, og en entydig definisjon mangler (se for eksempel Appelquist og Nordén (1997); Gundersen og Rolstad (1998a) og Rolstad m.fl.(2002b)).

Siste Sjanse sin opprinnelige bruk av kontinuitetsbegrepet

Siste Sjanse har siden oppstarten i 1992 fokusert på at kontinuitet er et viktig kriterium i vårt utvalg av nøkkelbiotyper og i våre anbefalinger om forvaltning av skoglandskap (Bredesen m. fl. 1994; Haugset m. fl. 1996; Røsok 1998). Siste Sjanse sin opprinnelige forståelse og praktiske bruk av begrepet hadde utgangspunkt i gammel granskog (Håpnes m. fl. 1993;

Bredesen m. fl. 1994) – d.v.s. det skogmiljøet Siste Sjanse hovedsakelig fokuserte på i begynnelsen. Kontinuitet i skogøkologisk sammenheng benyttes av Håpnæs m.fl. (1993) om miljøer som inneholder de samme elementene over lang tid og det presiseres at det dreier seg om tidsperioder på flere hundre år. De skiller, i likhet med Karström (1992a), Nilsson og Baranowski (1993), Bendiksen (1994), og Löfgren og Andersson (2000) mellom ulike typer kontinuitet på lokalitetsnivå; 1) Markkontinuitet 2) Kontinuitet i kronesjiktet 3) Kontinuitet i død ved og 4) Kontinuitet i gamle trær. Kontinuitetsbetingede nøkkelbiotoper er i Haugset m.fl. (1996) definert som ”skogmiljøer som er lite påvirket av naturlige forstyrrelser i stor skala, som brann og stormfelling, eller menneskelige inngrep som flatehogst”. Gammel granskog, gammel furuskog, sumpskog, bekkekløfter og gammel edelløvskog gis som eksempler på slike skogtyper, og tidsskalaen angis til 150-200 år eller mer.

Uenighet om begrepets økologiske innhold og relevans

Begrepet kontinuitet oppstod i Storbritannia på 1970-tallet, og er ennå i dag en viktig økologisk faktor i bevaringsarbeidet i Storbritannia (se Gundersen og Rolstad (1998a) med referanser). I Skandinavia hersker det imidlertid uenighet rundt begrepets teoretiske og operative definisjon, og om økologisk kontinuitet er en relevant faktor for biologisk mangfold i skog, kfr. Gundersen og Rolstad (1998a). Trass i uenighet har kontinuitet vært mye brukt det siste tiåret for å beskrive en del av skogmiljøene som er spesielt viktige for biologisk mangfold og for å forklare bestemte arters tilstedeværelse eller fravær (Karström 1992a; Olsson og Gransberg 1993; Bredesen m. fl. 1994; Ek m. fl. 1995; Økland 1995; Fritz og Larsson 1996; Hallingbäck og Weibull 1996; Arup m. fl. 1997; Røsok 1998).

Alle arter er avhengig av kontinuitet

Alle arter er avhengig av kontinuitet på en eller annen romlig eller temporær skala (Appelquist og Nordén 1997), og begrepet er i seg selv meningsløst uten at det defineres i tid og rom, og uten at det knyttes til bestemte økologiske faktorer (se for eksempel Gundersen og Rolstad (1998a), Gauslaa og Ohlson (1997) og Appelquist og Nordén (1997)). I første rekke er kontinuitet anvendt i forbindelse med skogmiljøer som sjelden utsettes for storskala-forstyrrelser, og i ASIO modellen (se boks 7, kap. 2.2.1) vil områder med kontinuitet i kronsjikt og marksjikt tilsvare ”A- og S- områdene” (de som Aldri eller Sjelden brenner) (Rülcker m. fl. 1994). Habitatspesialister som har sin evolusjonære bakgrunn i slike skogmiljøer kan forventes å ha dårlig spredningsevne (Ek m. fl. 2001), og vil derfor være sårbare for brå miljøendringer og for fragmentering som fører til økt avstand mellom egnede habitater. Et stort antall arter blant boreale organismer er begrenset til gammelskog med lang kontinuitet i kronesjikt, ubrutt av brann eller andre storskalaforstyrrelser. Årsaker kan i tillegg til spredningsbegrensninger være behov for spesifikt mikroklima, sein vekstrate og/eller lange livsløp (Esseen m. fl. 1997). For arters mulighet for spredning og overlevelse er det en klar sammenheng mellom den tidsmessige og den romlige skalaen, i det mulig spredningsavstand til en art øker med tiden (Gauslaa og Ohlson 1997). Store områder med ubeboelig habitat er trolig en alvorlig spredningsskranke for arter som har evolvert i et miljø hvor naturlige prosesser er der ett habitat har vært enerådende over store arealer. Mange vitenskapelige arbeid støtter den hypotese at noen arter kan være sjeldne fordi de har spesielle krav til substrat og fordi deres spredningsevne er dårlig (Bonde og Schulz 1943; Dowding 1969; Kallio 1970; Tisserat og Knutz 1983; Miles og Longton 1990; Hansson 1992; Söderström og Jonsson 1992; Bendiksen m. fl. 1997; Dahl 1998).

Flere studier i Europa har det siste tiåret fokusert på om kontinuitet er en viktig faktor for artsinventaret i skog (Gauslaa 1994; Fritz og Larsson 1996; Arup m. fl. 1997; Gauslaa og Ohlson 1997; Lindblad 1998; Ek m. fl. 2001; Siitonen 2001). Dersom et vitenskapelig studie

sikkert skal kunne påvise effekter av kontinuitet på bestands- og landskapsnivå, bør man ha detaljert kunnskap om skoghistorikk, og områdene man sammenlikner bør være tilnærmet like med hensyn på øvrige økologiske faktorer. Studier i England har funnet ulikt artsinventar i skogområder som er tilsynelatende like med tanke på økologiske faktorer, og forklarer dette med ulik skoghistorikk, eller brudd på kontinuitet (Harding og Alexander 1993). Brudd på kontinuitet innebærer blant annet endringer i substratkvalitet, substrat-tetthet og mikroklima. Flere arter i ulike artsgrupper knyttet til skogmiljøer preget av småskaladynamikk er funnet å være lite robuste mot slike endringer, og omtales gjerne som kontinuitetsavhengige arter. For en gjennomgang av studier på slike arter, se kap. 2.3.2.

Evaluering

Debatten om kontinuitet har i første rekke vært fokusert på problemene med 1) å definere begrepet på en hensiktsmessig måte, 2) å dokumentere at kontinuitet *per se* er en avgjørende faktor for arters langsiktige overlevelse og 3) å operasjonalisere begrepet til bruk i praktisk skogforvaltning; kfr. blant annet Gundersen og Rolstad (1998a) og (Stokland 2001). I Sverige har blant andre Appelquist og Nordén (1997), Ek m.fl. (2001) og Fritz og Larsson (1996) tatt til orde for å stramme opp begrepet. Alle tre mener imidlertid at kontinuitet er et viktig kan være med å forklare artssammensetningen i skogbestand. I kontrast til dette konkluderte Gundersen og Rolstad (1998a) i sin gjennomgang av begrepet og av studier som undersøker kontinuitetsfaktorens betydning for mangfoldet med at økologisk kontinuitet synes å være et overflødig begrep i praktisk skogforvaltning i Norge. Gauslaa og Ohlson (1997) konkluderer at konseptet økologisk kontinuitet må begrenses til et hundreårig perspektiv for å kunne ansees som empirisk underbygget og operativt meningsfylt.

Kontinuitet per se eller substratavhengighet?

Gundersen og Rolstad (1998a) diskuterer om arter er avhengige av kontinuitet *per se* eller om de er substratavhengige. I praksis er disse faktorene svært vanskelige å skille. Stokland (2001) har ved å bruke død ved profil som forklaringsparameter for artsmangfold, demonstrert at ulik sammensetning av død ved faktisk påvirker artsmangfoldet av vedlevende sopp, og at artsmangfoldet var høyest i bestand med kontinuitet i død ved. Ved å innføre død ved profil har Stokland (2001) vist at det er mulig å operasjonalisere kontinuitetsbegrepet, og mener dette kan være et første skritt mot en vitenskapelig test av kontinuitetshypotesen. Han påpeker imidlertid at høy artsrikdom i "kontinuitets-skog" ikke nødvendigvis er knyttet til historien i seg selv, men ganske enkelt reflekterer høy substrat-diversitet. Mengde, kvalitet og kontinuitet av død ved vil i naturen være sterkt interkorrelert, og skogbruk vil påvirke alle disse parameterene samtidig. Skog som er lite påvirket av skogbruk og som har store mengder død ved vil også tendere mot å ha større variasjon i død ved kvaliteter og ha lengre kontinuitet i rekruttering av død ved enn skog som er sterkere påvirket av skogbruk (Siitonen 2001). Substrat er derfor en faktor som vanskelig kan sees adskilt fra miljø. Substrat er et *produkt* av miljø fordi en rekke faktorer, både abiotiske og biotiske, er med og bestemmer om kvaliteten på substratet er egnet for artene (Boddy og Watkinson 1995; Jonsson og Kruys 2001). For eksempel har død ved som dannes i kulturskog ikke det samme spekteret av kvaliteter som død ved dannet i naturskog (kfr. Framstad m.fl. (2002)). Den døde veden i kulturskog er av signifikant mindre dimensjoner, og grove stokker i sene nedbrytningsstadier mangler (Siitonen 2001; Stokland 2001). I tillegg skaper ulike råtesopp i naturskog/ urskog et bredt spekter av næringsressurser som sjelden finnes i kulturskog. Dette er ressurser som både insekter og andre artsgrupper utnytter (Ehnström 2001). Med andre ord gir stor lokal substratdiversitet grunnlag for stor artsrikdom, slik Ehnström (2001) gir et eksempel på. Dersom slike eksempler skal være en støtte for kontinuitetstanken, må en vise at fri utvikling i lange tidsrom (ubrutt kronesjikt, tilførsel av død ved etc.) gir en større positiv effekt m.h.p.

akkumulert biologisk mangfold enn effekten av substratakkumulasjon alene kan forklare. Helst må en vise at slike betingelser med sikkerhet skaper livsrom for arter som ellers ikke ville vært til stede i landskapet.

Tilstrekkelig habitat innen oppnåelig spredningsavstand

Det som til syvende og sist er avgjørende for langsiktig overlevelse for hver enkelt populasjon er likevel ikke om det finnes kontinuitet *per se* på et bestemt nivå. Det avgjørende er om det finnes tilstrekkelige mengder egnet habitat eller substrat innen rekkevidde slik at tilstrekkelig vellykket kolonisering kan skje og populasjonsstørrelsen dermed kan opprettholdes eller øke over tid (Siitonen 2001). Gundersen og Rolstad (1998a) omtaler dette som kjernen i kontinuitetsdebatten: Om fordelingen av egnete biotoper i skoglandskapet står i forhold til artenes mulighet for kolonisering. Dersom et landskap til en hver tid inneholdt tilstrekkelig med alternative, egnede og tilgjengelige biotoper for arter som trues av skogbruk ville man på landskapsnivå kunne opprettholde levedyktige bestander av alle disse artene over tid (med egnet biotop menes her enten egnet mikroklima eller egnet substrat). Fritz og Larsson (1996) kaller kontinuitet på landskapsnivå for "biologisk kontinuitet" i motsetning til "skoglig og biologisk kontinuitet" hvor skogen ikke utsettes for storskalaforstyrrelser. De hevder at et landskap med "biologisk kontinuitet" gir grunnlag for rekolonisering og opprettholdelse av arter over tid selv om et hvert inngrep vil redusere artsinventaret på stedet midlertidig. I tråd med dette fant Sverdrup-Thygeson og Lindenmayer (In press) at både tilstedeværelse og forekomst av svartsoneskjute (*Phellinus nigrolimitatus*), (som av mange ansees som en signalart for kontinuitet), både var påvirket av død ved profilen på bestandsnivå og av andelen gammel skog med lang kontinuitet (>140 år) i landskapet (800 daa). Sverdrup-Thygeson og Lindenmayer (In press) konkluderer med at kontinuitet må vurderes på en større skala enn bestandsnivå når verdien av antatte signalarter for kontinuitet skal vurderes. Slik skoglandskapet fortøner seg i dag er det ofte langt mellom egnede biotoper for mange sjeldne og truede arter med antatt lav spredningskapasitet (kfr. kap. 2.3.2). Egnede substrat er i mange tilfeller knyttet til spredte og utilgjengelige restbiotoper med lav hogstpåvirkning, og nyskapingen av slikt substrat er mangelfull i det intensivt drevne skoglandskapet (Siitonen m. fl. 2000). Dagens fokus på flerbrukshensyn vil til en viss grad kunne bøte på dette i fremtiden, men tettheten av for eksempel grov død ved av egnet kvalitet vil likevel fremdeles være adskillig lavere enn i en urskog. Nøkkelbiotopene vil imidlertid ikke kunne huse levedyktige populasjoner av alle spesialister på lengre sikt, og er avhengig utveksling av individer mellom biotoper (kfr. Hanski (1999b) og (Hanski 1999a) om metapopulasjonsøkologi). Spredte flerbrukshensyn kan da fungere som "spredningsspringbrett" på veg til neste område i et hav av ubeboelig habitat (matrix) (se kap.2.4.1).

Prinsipiell uenighet?

Mye av uenigheten omkring kontinuitetsbegrepet er ikke, slik vi ser det, knyttet direkte til faglig uenighet om ulike arters krav og spredningsevne, men bunner i at man ikke har søkt å oppnå noen faglig enighet om hvordan begrepet bør forstås og hvordan det kan operasjonaliseres. Det kan enkelte ganger synes som om det er prestisje i ulike miljøer knyttet til enten å avvise eller anerkjenne begrepets betydning for artsmangfoldet: Skogbrukerkretser tenderer mot å avvise, mens naturvernkreter ønsker å hegne om begrepet. Noe av årsaken til dette kan være følgende: Dersom en anerkjenner at kontinuitet på bestandsskala er viktig for populasjoners overlevelse i landskapet, vil dette være et argument for sterke restriksjoner for skogsdrift i slike biotoper. Dersom konklusjonen derimot er at kontinuitet på større skala er det viktigste, vil dette ikke være et like sterkt argument for biotopvern. I det praktiske skogbruket vil sistnevnte situasjon være et argument for at økt detaljplanlegging av

flerbrukshensyn, d.v.s. kontinuerlig tilgang av egnet substrat spredt i landskapet, er tilstrekkelig for å ivareta artsmangfoldet på sikt.

Kontinuitet - et anvendt begrep i dagens forvaltning

Slik det ser ut i dag, foreligger det ingen studier som falsifiserer hypotesen om at kontinuitet er en viktig økologisk faktor for artssammensetningen i norske skoger. Resultatene til Stokland (2001) og Lindblad (1998) vedrørende vedboende sopp på liggende død ved gir derimot signaler om at kontinuitet av egnet substrat i tid og rom har en sentral betydning for artsmangfold i skog. Kontinuitet er også brukt som et kriterie i verdivurdering av natur i både Norge og Sverige de siste årene. I forbindelse med verneplan barskog, fase II i Norge var kontinuitet i død ved og i kronesjikt en del av verdivurderingsgrunnlaget for mange områder (Direktoratet for Naturforvaltning 1999a). I Sverige fremhever Löfgren og Andersson (2000) kontinuitet som et viktig kriterium ved bedømming av biologisk verdi i sitt oppsett over generelle kriterier for naturverdier i sydsvenske løvskoger. Löfgren og Andersson (2000) skiller mellom totalt 7 former for kontinuitet, og skiller i tillegg mellom kontinuitet på lanskapsnivå og bestandsnivå for det de kaller "tre-kontinuitet" og "bestandskontinuitet" (tilsvarer kontinuitet i kronesjikt i SiS-metodikk). Også Arup m.fl. (1997) vektlegger kontinuitet i sin vurdering av verneverdien til lokaliteter for rødlistede lav i sydvestre Sverige. Vurdering av grad av kontinuitet i SiS-metoden er beskrevet i kap. 3.2.5 (metoden i praksis). Inntil videre forstår og anvender Siste Sjanse begrepet kontinuitet som følger:

- ♦ Med kontinuitet forstår vi at det innen oppnåelig spredningsavstand for spredningsbegrensede arter har vært stabil forekomst og nydannelse av substrat av egnet kvalitet, og/ eller at det har vært stabile lokalklimatiske faktorer over tid.
- ♦ Siste Sjanse opererer med god, middels og lav kontinuitet, men har ingen operativ definisjon for nivåene (se neste avsnitt).
- ♦ Siste Sjanse opererer med ulike typer kontinuitet; i marksjikt, i kronesjikt, i gamle trær eller i død ved (Karström 1992a; Nilsson og Baranowski 1993; Haugset m. fl. 1996). Kontinuitet i død ved betyr for eksempel at det over et lengre tidsrom har vært jevn forekomst av død ved i ulike dimensjoner og nedbrytningsstadier innen oppnåelig spredningsavstand for ulike arter, mens kontinuitet i marksjikt betyr at miljøfaktorer som innstråling, fuktighet, temperaturforhold og jordbunnskjemi har vært stabile over lang tid.
- ♦ Begrepet brukes i tråd med Löfgren og Andersson (2000) og anbefalinger fra Gauslaa og Ohlsson (1997) innen et tidsperspektiv på noen hundre år. Tidsperspektivet er likevel avhengig av skogtypen. Skog med trær som har svært lang levetid og nedbrytningstid (for eksempel eikeskog) vil bruke flere hundre år på å utvikle kontinuitet i død ved og kronesjikt (kfr. Löfgren (2000)), mens en gråorskog eller en ospesuksesjon kan utvikle slik kontinuitet i løpet av hhv. hundre til et par hundre år.
- ♦ I romlig skala forholder Siste Sjanse metodikken seg til lokal skala: For hvert registrerte område vurderes grad av kontinuitet på områdenivå, som kan variere i størrelse fra ca 1 daa til over 1000 daa for nøkkel- og restaureringsbiotoper, og fra ca 100 daa til flere tusen daa for hensynsområder (se boks 8 i kap. 2.4.2). Valgmulighetene av skala begrenses i stor grad av praktiske hensyn; det er ressursmessig uoverkommelig å detaljkartlegge skogshistorikk for hele landskap i en kartlegging av biologisk viktige områder. Hvilken skala som er den relevante m.h.p. kontinuitet for ulike arter er lite kjent, og det er mulig at valg av skala i SiS-metodikken er irrelevant for en del arter. Vi mener likevel (jfr. gjennomgangen over og kap. 2.3.2) at det faglig sett er et bedre alternativ å vurdere grad av kontinuitet på den skala hvor det er mulig enn å utelukke denne informasjonen fra registreringene.

Behov for en operativ definisjon

Siste Sjanse-metoden har i dag ingen tallfestede krav for hva som skal ansees som lav, middels eller god kontinuitet; d.v.s. ingen operativ definisjon. Dette innebærer at det kan være

vanskelig å kalibrere registranter og å gi tydelige begrunnelser for vurdering av kontinuitet. Fordi det er mange faktorer å ta hensyn til, som også er delvis interkorrelert (bonitet, vegetasjonstype, antatt nedbrytningshastighet, treslagssammensetning, grad av hogstpåvirkning i landskapet m.fl.) vil det være krevende å utarbeide et holdbart kvantifisert system for vurdering av kontinuitet: Systemet vil lett kunne bli komplisert og for lite fleksibelt til å fungere godt. Inntil en god operativ definisjon er utarbeidet, er det likevel mulig at et forenklet system for gradering av kontinuitet kunne lettet kalibreringen av registranter og tydeliggjort begrunnelsen for vurderinger. Det bør vurderes om et slikt forenklet system er hensiktsmessig å utarbeide.

Konklusjon

Med kontinuitet forstår Siste Sjanse i dag at det innen oppnåelig spredningsavstand for ulike arter har vært stabil forekomst og nydannelse av substrat av egnet kvalitet, og/ eller at det har vært stabile lokalklimatiske faktorer over tid. Mange sider ved begrepet er ikke godt vitenskapelig forankret, og vitenskapelig testing av begrepet er praktisk vanskelig. Hvor stor forklaringsgrad m.h.p. observert artsdiversitet som kan tilskrives kontinuitet i seg selv er usikkert. Siste Sjanse mener likevel at kontinuitetsbegrepet med basis i dagens kunnskap er adekvat for å beskrive effekten av prosesser som preger skog, og som prinsipp for å forvalte en stor del av artsmangfold i skog. Vi mener derfor at begrepet har en berettiget plass i forvaltning av biologisk mangfold i skog, men støtter holdningen om at bruken av det bør ”strammes opp”, og at det er behov for en operativ definisjon. Vi ønsker imidlertid ikke å komme med forslag til en slik definisjon her, fordi vi mener dette krever en større utredning.

2.3.4 Signalarter, rødlistearter og andre spesielle arter kompletterer elementer

Prinsipp

Det best mulige grunnlag for forvaltning av artsmangfold oppnås når både arter og indirekte indikatorer (elementer, vegetasjonstype, skogtilstand osv.) kartlegges.

Bakgrunn

Et sett med indikatorer er et nødvendige verktøy

Det finnes per i dag ingen vitenskapelig fundert metode for kartlegging av biologisk mangfold som det ikke kan reises innvendinger mot. Fordi en total kartlegging av artsmangfoldet over hele landets skogareal er tids- og ressursmessig utenkelig, jfr. Stenseth (1991) og Gjerde og Baumann, red. (2002), må praktisk registrering basere seg på indikatorer for biologisk mangfold, enten gjennom feltkartlegging og/eller ved tolkning av flyfoto. Kartlegging av biologisk viktige områder ved hjelp av flyfoto/ satellittbilder har vært forsøkt både i Norge og Sverige med varierende resultater (se bl.a. Olsson og Gransberg (1993), Heggland (2000b) og Hedberg m.fl. (1998)). Foreløpig er likevel kostnadene for høye og treffsikkerheten for lav til at metoden kan tas i bruk i stor skala i Norge, og metoden vil ikke bli diskutert nærmere her. En økologisk indikator kan være en art, en struktur, en prosess eller en annen egenskap ved et økosystem som signaliserer at viktige aspekter ved biodiversiteten i det gitte økosystemet er til stede (Larsson 2001). Noss (1990) har listet en rekke egenskaper som en økologisk indikator ideelt bør inneha. Det er imidlertid utenkelig at en enkelt indikator skal kunne inneha alle de ønskelige egenskaper som er nødvendige for en vurdering av det totale artsmangfoldet, og et sett med indikatorer som utfyller hverandres egenskaper er derfor nødvendig i arbeidet med kartlegging av biologisk mangfold (Larsson 2001).

Indirekte og direkte indikatorer

Å indikere betyr å angi eller å tyde på, og ordet indikator tilsier derfor i seg selv at det er noe som anvendes som et indirekte mål på noe annet. Gjerde og Baumann, red. (2002) omtaler alle indikatorer på biologisk mangfold som indirekte, enten det gjelder signalarter eller ulike strukturelle indikatorer (størrelser som beskriver mengde og kvalitet av strukturer som er viktige for biologisk mangfold, for eksempel død ved, grove og hule trær). Larsson m.fl. (1999) har derimot delt inn i direkte og indirekte indikatorer, hvor arter defineres som direkte indikatorer fordi de gir direkte informasjon om en del av arts mangfoldet, mens indirekte indikatorer er indikatorer som gir informasjon om forutsetningene for floraen og faunaen, for eksempel nøkkelementer og skogstruktur. I det følgende har vi valgt å dele indikatorer inn i direkte og indirekte indikatorer etter Larsson m.fl. (1999) fordi vi ser det som et kategorisk skille mellom kartlegging av arter og elementer, og at dette derfor er en hensiktsmessig inndeling. Siste Sjanse definerer signalarter som følger: "Signalarter er arter som benyttes for å identifisere skog med høy naturverdi (Haugset m. fl. 1996). De brukes til gjenkjenning av bestemte miljøer. Mange signalarter kan være indikatorarter; d.v.s. arter som med sikkerhet stiller spesielle krav til miljøet, og som ofte finnes hvis disse kravene er oppfylt (Gaarder og Haugan 1998). Indikatorverdien for alle signalartene er ennå ikke klarlagt".

Kriterier for direkte indikatorer (signalarter)

Direkte indikatorer har den klare fordelen at man registrerer en del av det man faktisk er ute etter, nemlig arts mangfoldet. Imidlertid finnes det i dag ikke noe vitenskapelig begrunnet sett av signalarter som rimelig sikkert kan forutsi arts mangfoldet i en biotop, og det er manglende kunnskap om hva ulike arters tilstedeværelse faktisk indikerer (Simberloff 1998; Larsson 2001; Rolstad m. fl. 2002b). Den største fordelen med indirekte indikatorer er at de som oftest er tilsynelatende enklere å registrere fordi det representerer en forenkling (færre parametre) og fordi elementer/skogtilstand gjerne er lettere å identifisere enn arter. Det er imidlertid essensielt at man er sikker på at det er en sterk direkte kobling mellom de indirekte variablene man registrerer og floraen og faunaen på stedet (Larsson m. fl. 1999). I mange tilfeller er denne kunnskapen til stede, men en tilstrekkelig mengde av en viss miljøfaktor er likevel ingen garanti for at bestemte arter er tilstede (Larsson m. fl. 1999). En god indikator bør oppfylle visse kriterier, avhengig av sammenhengen den skal anvendes i. I litteraturen kan vi finne flere sett med kriterier for signalarter for skog med høy naturverdi. Under følger en liste over kriterier som figurerer i svensk og norsk litteratur. Vi har delt kriteriene inn i to grupper: (A) Kriterier som vi mener signalarter helst må tilfredsstille (pkt. 1, 2 og 3) og (B) Kriterier som det også er bra om signalartene tilfredsstiller, men som vi mener ikke er strengt nødvendige (pkt. 4, 5, 6 og 7). (A): 1) Stille bestemte krav til sitt miljø og være sterkt knyttet til miljøet (Bredesen m. fl. 1994) 2) De bør indikere en kombinasjon av skogens historie og økologisk faktorer som for eksempel fravær av omfattende menneskelige inngrep (Olsson og Gransberg 1993) 3) De må reagere tydelig når livsmiljøet forbedres eller forverres (Olsson og Gransberg 1993; Angelstam 1999), (B): 4) Ha en forholdsvis vid geografisk utbredelse og finnes der miljøet er det rette (Bredesen m. fl. 1994) 5) Forekomsten deres bør korrelere med tilstedeværelsen av rødlistede (truede og sjeldne) arter (Gustafsson 2000) 6) De må være lette å finne og identifisere i felt (Bredesen m. fl. 1994; Gjerde og Baumann 2002), og 7) De må kunne finnes gjennom store deler av feltsesongen (Gjerde og Baumann 2002). Se ellers Larsson (2001) for en oppsummering av foreslåtte krav til egenskaper hos signalarter.

Ulik vektlegging av signalarter i kartleggingsmetoder

Vi vet i dag at mange skoglevende arter er spesialister som er knyttet til bestemte skoglige strukturer og/eller til bestemte kvaliteter av ulike elementer, for eksempel ulike nedbrytningsstadier av død ved (se f.eks. Esseen m.fl. (1997) og Bader m.fl. (1995)). Bruk av indirekte indikatorer er også et lite kontroversielt tema, og de praktiske fordelene gjør dem til

et nyttig og nødvendig hjelpemiddel for å kartlegge biologisk mangfold i skog (Larsson 2001; Gjerde og Baumann 2002). I forhold til artsregistreringer har bruk av indirekte indikatorer den fordel at de er (tilsynelatende) lettere å identifisere enn arter, og det er også en fordel at metodikken bli enklere (færre parametere) uten bruk av arter. Bruk av signalarter er derimot mer omdiskutert, og det hersker fremdeles uenighet blant forskere om hva signalarter faktisk kan bidra med i en kartlegging. Flere heller til den oppfatning at det per i dag er lite ekstra informasjon å hente på bruk av signalarter, se for eksempel Gjerde og Baumann, red. (2002), Lindenmayer m.fl. (2000) og Rolstad m.fl. (2002b), mens andre er av den oppfatning at bruk av indirekte indikatorer *må* kompletteres av kartlegging av arter for både å få tilstrekkelig informasjon til både forvaltningsvurderinger, overvåking, og til faglig grunnlag for å videreutvikle av registreringsmetodikk (se f.eks. Larsson m.fl. (1999), Sjögren-Gulve (1999), Jonsell og Nordlander (2002), Uliczka og Angelstam (2000), Cederberg (2001), Gustafsson m.fl. (1999) og Olsson og Gransberg (1993)).

Ulike metoder for kartlegging av biologisk mangfold vektlegger dermed direkte indikatorer ulikt. I sin gjennomgang av temaet ”*Verktøy for vurdering av biodiversitet i europeiske skoger*” anbefaler Larsson (2001) bruk av både rødlistearter og signalarter for vurdering av biodiversitet både på nasjonalt nivå, landskapsnivå og på bestandsnivå. I Sverige baseres metodene for å kartlegge nøkkelbiotoper i skog i dag på en kombinasjon av direkte og indirekte indikatorer (se Angelstam (1999) for en gjennomgang av svenske metoder). MiS-metodikken som er utarbeidet i Norge for å gjennomføres av skogbruksplanleggere baserer seg tilnærmet utelukkende på indirekte indikatorer, men inkluderer noen få signalarter for økologiske gradienter (Gjerde og Baumann 2002). Siste Sjanse metodikken, som i utgangspunktet var inspirert av svenske arbeider, baserer seg på at direkte indikatorer (signalarter, rødlistearter og andre spesielle arter) kompletterer indirekte indikatorer.

Hva signaliserer signalarter?

Bruk av signalarter for biologisk mangfold innebærer å velge ut en mer avgrenset gruppe arter som gjennom sin tilstedeværelse antas å signalisere at en rekke andre arter også har oppfylt sine livsbetingelser eller kan forventes å være tilstede (Bredesen m. fl. 1997; Lawton m. fl. 1998; Gustafsson m. fl. 1999), og å konsentrere seg om disse i kartleggingen. Larsson (2001) har oppsummert nyere litteratur på emnet og peker på at ulike forfattere har ulike målsettinger for bruken av indikatorer for biodiversitet (begrepet indikatorer refererer her i all hovedsak til signalarter): Noen forfattere søker å utvikle indikatorer som kan brukes som grunnlag for å foreta politiske avgjørelser som for eksempel prioritering i en verneplan, mens andre søker å finne indikatorer som kan være nyttige verktøy i forvaltningsspørsmål. Indikatorene for forvaltningsspørsmål deles igjen inn i 1) Statistiske indikatorer, d.v.s. indikatorer som signaliserer artsrikdom 2) Funksjonelle indikatorer; indikatorer som signaliserer grad av påvirkning fra gitte faktorer (for eksempel mennesker) i et økosystem 3) Fokuserter; Arter som stiller bestemte og strenge krav til miljøet, hvis ivaretagelse vil føre til at det resterende biomangfoldet også ivaretas (Larsson (2001) med referanser). Larsson (2001) sin oppsummering viser at resultater fra ulike undersøkelser om signalarters informasjonsverdi i en kartlegging av biologisk mangfold spriker, og ingen kausale sammenhenger er demonstrert. Noen vitenskapelige arbeider viser imidlertid en positiv sammenheng mellom forekomsten av bestemte arter og mangfoldet av andre arter, eller mellom bestemte arter og gitte prosesser eller strukturer i miljøet, og de beste eksemplene på dette er kanskje lungenever og andre arter i *Lobaria*-slekten som i flere studier er funnet å signalisere både høyt mangfold av rikkbarksarter (Andersson og Appelquist 1987; Gauslaa 1994) og rik forekomst av mange rødlistede lavararter (Nilsson m. fl. 1995). Nilsson og Baranowski (1994) foreslår på basis av sine undersøkelser av kjempeeiker i sør-Sverige at antall arter i

billefamilien smellere kan være en god indikator for kontinuitet i kjempetrær, mens Angelstam (1998b) har foreslått et omfattende system av signalarter for skog som er lite påvirket av menneskelig aktivitet. Sjögren-Gulve (1999) påpeker i en gjennomgang av indikatormetodikk at ikke en gang forekomsten av 200 år gamle trær kan garantere historisk kontinuitet av gunstig livsmiljø og intakte økologiske prosesser i nærområdet, mens funn av kontinuitetsavhengige arter på treet kan det (kfr. kap. 2.3.3). Forekomst av mange rødlistearter i en artsgruppe behøver imidlertid ikke å signalisere tilsvarende artsdiversitet i andre artsgrupper. I et studie av 120 nøkkelbiotoper spredt over hele Sverige ble det ikke funnet noe sammenheng mellom rødlistede moser og lav. Tvert i mot fantes det faktisk en negativ sammenheng i sør-Sverige (Gustafsson m. fl. 1999). Mangel på samvariasjon i artsrikhet mellom ulike artsgrupper, eller mellom antatte signalarter og rødlistede arter er også dokumentert i mange andre studier (se for eksempel Prendergast m.fl. (1993), Virolainen m.fl. (2000), Sverdrup-Thygeson (2001), Gustafsson m.fl. (1999), og Jonsson og Jonsell (1999)). Jonsell og Nordlander (2002) har ikke data på samvariasjon mellom billene de har undersøkt og andre artsgrupper, men på bakgrunn av økologiske fakta vurderer de det som sannsynlig at det er dårlig korrelasjon mellom opptreden av forslåtte signalarter blant saproxyiske biller og signalarter blant kryptogamer. Et godt sett av signalarter må derfor basere seg på flere organismegrupper, hvis grunnleggende livskrav er forskjellige – for eksempel marklevende planter med fotosyntese, epifytter, vednedbrytere og/eller rovdyr (Gustafsson m. fl. 1999; Jonsson og Jonsell 1999; Larsson 2001). Under følger en kort gjennomgang av litteratur som diskuterer ulike arter fra forskjellige artsgrupper sin egnethet som signalarter for biologisk mangfold i skog:

Epifyttiske lav er av flere vurdert å være en gruppe med stort potensiale for å signalisere biologisk verdifulle områder og for å overvåke biologisk mangfold i mange typer boreale skoger (se for eksempel Esseen m.fl. (1999), Andersson og Appelquist (1987), Nilsson m.fl. (1995) og Tibell (1992)). Tibell (1992) fant at et utvalg av sjeldne og truede lav i Sverige fungerte som gode estimatorer på historisk kontinuitet. Gjennom sammenlikninger av naturskog og kulturskog har Esseen m.fl. (1999) funnet at rik hengellavflora kan anvendes for å indikere forekomst eller populasjonsstørrelse hos flere andre organismer som er knyttet til sene suksesjonsstadier. Lungenever (*Lobaria pulmonaria*) er en mye omtalt art i litteratur om signalarter, og er av enkelte ansett å være en ypperlig indikator for løvskog med høye naturkvaliteter (Andersson og Appelquist 1987). Gjerde og Baumann, red. (2002) anser både lungenever og andre arter i *Lobarion* samfunnet for å være gode signalarter for rikbarkstrær (trær med høy pH i barken), mens de fikk forskjellige resultater avhengig av geografisk lokalisering i Norge når de testet for neverlavenes evne til å forutsi sjeldne arter i rikbarkssamfunnet. I et studie i Sverige ble lungenever funnet å være en god indikator på forekomst av andre rødlistede, trebundne lav, samt at antall hultre-avhengige biller var høyere der det var lungenever. Forekomst av lungenever var imidlertid ikke korrelert med høyere antall rødlistede vedborende biller, og forfatteren antyder at det muligens må en viss tetthet av lungenever-trær til for at den kan sies å indikere noe (Nilsson m. fl. 1995). Kuusinen (1996b) forslår lavene lungenever, *Nephroma* spp., skålfiltlav (*Pannaria pezioides*) og stiftfiltlav (*Parmeliella triptophylla*) som indikatorer på lang skoglig kontinuitet i Finland. Uliczka og Angelstam (2000) undersøkte 3 skogtyper med ulik grad av løvinnslag, og fant at forekomst av makrolavene gubbeskjegg (*Alectoria sarmentosa*), furuskjegg (*Bryoria fremontii*), og ospeblæreglye (*Collema subnigrescens*) sammenfalt med tilstedeværelse av resten av til sammen 17 makrolav som de søkte etter og fant. Forfatterne foreslår derfor at disse artene kan brukes som signalarter for diversitet av andre makrolav. Antallet arter cyanolav og frekvensen av ”gelélav” på osp er vist å kunne indikere både grad av skogbrukspåvirkning og artsrikdommen til epifytter i skog som har brent ofte og som har en høy andel løvtrær (Esseen

m. fl. 1999). Mye tyder og på at rik forekomst av lav med blågrønnbakterier antyder lang kontinuitet av osp og selje i landskapet (Esseen m. fl. 1999). Gustafsson m.fl. (1999) viste at utbredelsesmønsteret til knappenålslaven langnål (*Chaenotheca gracillima*) og den vedlevende mosen pusledraugmose (*Anastrophyllum hellerianum*) var slik at deres forekomst tydelig indikerer et nivå av substrattilgang av grove trær og liggende og stående død ved som er forbeholdt lite hogstpåvirket skog.

Vedboende sopp er behandlet i mye litteratur, og flere hevder at en del lett identifiserbare habitatspesialister kan fungere som signalarter for skog med stor naturverdi (Karström 1992a; Olsson og Gransberg 1993; Røsok 1998; Nitare 2000), for kontinuitet i substrattilgang på ulike nivå (Olsson og Gransberg 1993; Bredesen m. fl. 1997; Røsok 1998), og for skog som er mindre påvirket av hogstinnngrep (Olsson og Gransberg 1993; Bader m. fl. 1995). Vedboende signalarter av sopp for ”gammelskog” er også funnet å forekomme signifikant mer i sentrum av nøkkelbiotoper enn i kanten mot hogstflate, uavhengig av tilgang på død ved (Snäll og Jonsson 2001). Forskjellen forklares med variasjon i mikroklimatiske forhold. Dette impliserer at disse artene kan kunne fungere som indikatorer for om mikroklimatiske forhold er egnet for andre vedboende sopp med tilsvarende habitatkrav.

Mange epifyttiske moser og råtevedmoser er antatt å ha lav spredningskapasitet (Hallingbäck og Weibull 1996), men har ikke blitt anvendt som signalarter i like stor utstrekning som lav og sopp. Hallingbäck og Weibull (1996) påpeker imidlertid at moser skulle kunne fungere like bra, eller til og med bedre, enn visse lav og sopp som signalarter på områder med stor verdi for biologisk mangfold. Hallingbäck (1991) og Hallingbäck og Weibull (1996) presenterer en rekke moser som foreslås som signalarter (se diskusjon i avsnitt under). Artene er hos Hallingbäck og Weibull (1996) plassert i et verdipyramidesystem, og hevdes å kunne fungere som signalarter på skog med lang kontinuitet, og på biotoper med høy naturverdi.

Enkelte *vedlevende biller* er funnet å være nyttige signalarter for høy naturverdi i furuskog, mens et par edderkopparter som lever på gran synes å være velegnede signalarter for høy artsdiversitet i edderkoppsamfunnet i nord-Svenske barskoger (Gunnarsson m. fl. 1999). Enkelte libellearter er funnet å indikere høy artsdiversitet av både karplanter og andre libellearter ved skogstjern (Sahlén m. fl. 1999). Kjukelevende insekter som er begrenset til skogområder med lang kontinuitet i forekomst av død ved (som *Oplocephala haemorrhoidalis* (Tenebrionidae) og *Cis Quadridens* (Cisidae) og *Scardia boletella* (Tineidae)) foreslås som kandidater til indikatorer for steder med høy bevaringsverdi (Jonsell og Nordlander 2002). Jonsell og Nordlander (2002) mener også at tilstedeværelsen av slike arter kan indikere tilstedeværelsen av andre arter med stor bevaringsverdi i andre død-ved mikrohabitater som har samme opptreden i tid og rom som kjukenene.

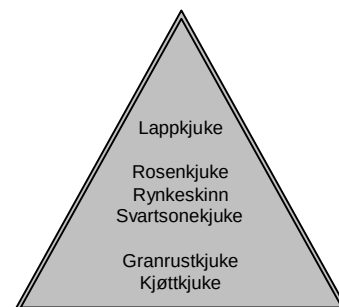
Fugl nevnes av Väisänen m.fl. (1986) som en aktuell artsgruppe å anvende som signalarter for på andre, mindre synlige og mindre lettspreddede arter i landskapet, og da fortrinnsvis invertebrater. Jansson m.fl. (1999) fant ved en ruteanalyse av 100 km² ruter at ruter med forekomst av både storfugl og granmeis oftest var blant de mest arts- og individrike områdene. Jerpe (*Bonasia bonasia*) var den arten som med stor sikkerhet indikerte ruter med over 60% eldre skog hvor av minst 7% løvskog. En tilsvarende ruteanalyse i Polen viser at områder som er rik på hakkespettarter også er de desidert mest artsrike rutene for andre fuglefamilier, og denne trenden var sterk allerede fra 1-2 hakkespettarter og oppover (Mikusinski m.fl i Jansson m.fl. (1999)). Hvittryggspett og tretåspett som ofte er fremstilt som signalarter i Norge forekom nesten utelukkende i de absolutt mest artsrike rutene, og var altså gode indikatorer for en totalt høy artsdiversitet for fugl. Leveområder til hvittryggspett i

Finland er dessuten funnet å inneholde flere sjeldne billearter enn forventet ut fra en tilfeldig fordeling (Martikainen m. fl. 1998). Jansson (1998) fant at tilstedeværelse av stjertmeis i et område fungerte som en god indikator på en gruppe med tre andre løvskogstilknyttede arter, blåmeis, løvmeis og dvergspett, mens forekomst av dvergspett derimot ikke fungerte særlig godt som indikator for resten av gruppa. Jansson m.fl. (1999) påpeker imidlertid at for fugl kan indirekte kartlegging av arts mangfold gjennom skogstruktur og treslags- og alderssammensetning være vel så bra som direkte kartlegging dersom terskelverdiene for essensielle miljøfaktorer kan avdekkes gjennom gode og overførbare studier.

Verdipyramider

Parallelt med at signalarter ble introdusert som potensielle instrumenter for naturtilstand presenterte Karström (1992a) verdipyramider for signalarter blant vedboende sopp (se fig. 1). Tanken bak verdipyramiden er at forekomst av artene på et gitt trinn i pyramiden nesten alltid vil indikere at artene på nivåene under i pyramiden også kan påtreffes i biotopen. Artene på toppen i pyramiden er således å anse som ”prikken over i’en”, og kan ikke forventes å påtreffes uten at de fleste artene på lavere nivå i pyramiden er til stede. Artspyramiden er anvendt både i Norge og Sverige (se for eksempel Karström (1992b) eller Olsson og Gransberg (1993), og er i følge Hallingbäck og Weibull (1996) (sitat): ”genialt enkel, har vist seg svært funksjonell, og er et inspirerende og pedagogisk hjelpemiddel i arbeidet med å finne biologiske perler i naturen”. Det har imidlertid vært nødvendig med justeringer av pyramiden for å sikre regionale artstilpasninger (se for eksempel Gustafsson (1993)). Senere har det også blitt laget en tilsvarende verdipyramider for moser i edelløvskog (Hallingbäck og Weibull 1996), for rødlistede lav i bøke- og eikeskog i sydvestre Sverige (Arup m. fl. 1997), samt ”Fem Ess-metoden” (Rundlöf og Nilsson 1995) som er en parallell metode som også inkluderer fugl, biller og karplanter. For en oppsummering av hvilke egenskaper en art bør inneha for å fungere som en ”verdipyramideart”, se Hallingbäck og Weibull (1996).

Figur 1. Verdipyramide med vedboende sopp for vurdering av kontinuitet av granskog. Modifisert etter Karström (1992). Se tekst for forklaring.



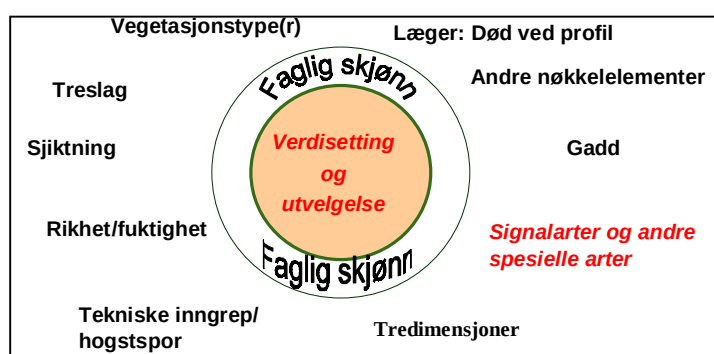
Verdipyramiden baserer seg på at artene opptrer i en hierarkisk struktur, eller i ”nested subset”-mønster, det vil si at artssammenstningen i områder som er mindre verdifulle for biologisk mangfold er delmengder i artssammensetningen på steder med større verdi for mangfoldet (se for eksempel Sjögren-Gulve (1999)). En signifikant grad at hierarkisk struktur synes å være en regel i naturen (Wright m. fl. 1998), men innbyrdes plassering i rangsystemet viser seg å variere med økologiske gradienter. Videre vil den enkelte arts evne til å samvariere med andre arter i stor grad kunne variere fra område til område, se (Gjerde og Baumann 2002). Mange lavarter kan ha ulike økologiske krav i ulike deler av deres totale utbredelsesområde (Håkon Holien pers. medd. i Olsson og Gransberg (1993)), og dette må antas å gjelde for de fleste andre artsgrupper også. Gjerde og Baumann, red. (2002) undersøkte 7 rødlistearter hvorav 3 vedboende sopp, 3 råtevedmoser og en hengelay, og fant liten samvariasjon i forekomst mellom disse både innen artsgrupper og mellom artsgrupper. For eksempel ble granrustkjuke (*Phellinus ferrugineofuscus*) og rosenkjuke (*Fomitopsis rosea*), som grovt sett er knyttet til samme substrat, kun funnet å ha ”hot-spot” i samme område i et tilfelle, mens de i to tilfeller utviste motsatt effekt. Det er altså ikke gitt at en god signalart i et område automatisk er en god signalart i et annet område. I studiet til Gjerde og Baumann, red. (2002) påpeker imidlertid forfatterne at både forekomsten

av død ved, og forekomsten av artene som ble undersøkt var forholdsvis lav i noen av studieområdene, slik at utgangspunktet for å teste artenes evne som signalarter på høyt mangfold av andre arter ikke var det beste. Empiriske erfaringer fra kartlegging av verdifulle naturskog i boreale områder i Sverige (Karström 1992a; Olsson og Gransberg 1993) tyder i motsetning til Gjerde og Baumann, red. (2002) på en hierarkisk forekomst av 5 arter av vedboende sopp på gran. De 5 artene har i Olsson og Gransberg (1993) og Karström (1992a) sine inventeringer vist seg å ha tre ulike kravnivåer med hensyn til urørthet og kontinuitet; rosenkjuke og granrustkjuke er på laveste kravnivå, rynkeskinn (*Phlebia centrifuga*) og lappkjuke (*Amylocystis lapponica*) på mellomnivå, og sibirkjuke (*Skeltoctis odora*) på toppen av pyramiden som den mest krevende arten. Forfatterne sier også at pyramidens tre kravnivåer gir informasjon om verdi og forekomst av andre truede arter, og lister opp en rekke vedboende sopp som erfaringsvis forekommer på de ulike nivåene av pyramiden.

Hvordan bruker Siste Sjanse artene i praktisk kartlegging?

Direkte indikatorer kompletterer indirekte indikatorer

En nøkkelbiotopkartlegging er i praksis en forenklet undersøkelse av biologisk mangfold som skal skje på en kostnadseffektiv måte. Siste Sjanse metodikken baserer seg derfor i første rekke på indirekte indikatorer som vegetasjonstype(r) og nøkkelementer for å blinke ut og verdisette nøkkelbiotoper (kfr. kap. 2.5 om kartleggingsparametere). Som supplement til de over 30 indirekte indikatorer inkluderer SiS metoden kartlegging av signalarter, rødlistearter og andre spesielle arter, se figur 2. I landskap som er sterkt påvirket av skogbruk vil man i mange tilfeller finne få eller ingen signalarter under kartleggingen. Årsaken kan være flere; enten at artene faktisk ikke er tilstede, at de forekommer i så lite antall at det kreves mer detaljerte inventeringer for å finne dem, eller at de befinner seg i livsstadier som er vanskelige å registrere. Utvelgelse og verdisetting av nøkkelbiotoper må da foregå helt og holdent på basis av indirekte indikatorer. Siste Sjanse sin erfaring med kartlegging er at det i mange landskap i Norge i dag er dette som er den aktuelle situasjonen. Rødlistearter, signalarter og andre spesielle arter sin plass i Siste Sjanse sin kartleggingsmetodikk er at de skal utfylle de indirekte indikatorene (figur 2); *rødlistearter, signalarter, og andre spesielle arter kompletterer elementer.*



Figur 2

Fremstilling av SiS sitt metodiske prinsipp om at "Rødlistearter, signalarter, og andre spesielle arter kompletterer elementer": Figuren gir en grov oversikt over parametere som brukes for å vurdere en biotop sin verdi for biologisk mangfold ved bruk av SiS-metodikk. Alle parameterene kartlegges og dokumenteres ved objektive kriterier (kfr. kap. 2.5: Kartleggingsparametere). Signalarter, rødlistearter og andre spesielle arter er en direkte indikatorer som supplerer de over 30 indirekte indikatorene som kartlegges for biologisk viktige områder. Kvalifisert skjønn brukes i prosessen med å vekte og sammenveie de ulike parameterene.

For å tilfredsstille kravet om kostnadseffektivitet skal leting etter arter ved bruk av Siste Sjanse metodikk foregå forholdsvis raskt, men målrettet i forhold til registrantens kvalifiserte forventning. I hovedsak søkes det etter relativt lett gjenkjennbare rødlistearter og etter arter som er forslått som signalarter i anerkjent litteratur (summert for eksempel i Nitare, red. (2000) og Haugset m.fl. (1996) (se også kap. 2.5.10). I første rekke søkes det etter stasjonære

artsgrupper som karplanter, sopp, lav og moser, men også observerte signalarter blant insekter (i hovedsak i form av gnagemerker) og fugl (reirobsevasjoner eller viktige fødesøkområder) inkluderes. Tvilstilfeller eller ukjente arter som vurderes som interessante belegges med foto eller innsamling av et eksemplar.

Signalarter, rødlistearter og andre spesielle arter i verdisetting

Målet med artsregistreringene er å skaffe seg et grovt bilde av forekomsten av signalarter og evt. andre rødlistearter. Fravær av arter kan derfor ikke ansees som "ikke tilstede", bare som ikke registrert. Artsfunn brukes ikke på en kategorisk måte; vi vektlegger bruk av faglig skjønn for å veie deres verdi. I tråd med både retningslinjene for kartlegging av viktige naturtyper fra DN (Direktoratet for Naturforvaltning 1999b), samt anbefalinger fra Gundersen og Rolstad (1998a) sin gjennomgang av nøkkelbiotoper i skog og instruksene til MiS-metodikk (Gjerde og Baumann 2002), vil imidlertid forekomst av arter i høye rødlistekategorier (direkte truet (E), sårbar (V) eller nasjonalt sjelden (R) som regel føre til høyeste verdivurdering (kategori A; nasjonalt viktig). Forekomst av arter i lavere rødlistekategorier eller signalarter som ikke er rødlistet vektlegges etter antall arter, antall funn for enkeltartene, antatt signalverdi lokalt og regionalt, lokal og regional sjeldenhet, og evt. kjent populasjonsutvikling. Verdien av enkeltfunn av arter i lavere rødlistekategorier må veies i forhold til artens økologi, og vil som regel ikke være utslagsgivende for verdisetting. En av grunnene til dette er at det er sannsynlig at mange arter i dag utviser en fordeling som er et resultat av et historisk skogbilde, og ikke dagens. Årsaken er at strukturene som artene er etablert på i dag kun er rester fra fortidens skogbilde (jfr. Hanski (2000) og kap. 2.3.2 om utdøelsesgjeld). Et enkelt funn av slike arter vil derfor i mange tilfeller være en høyst usikker indikasjon på dagens skogtilstand eller livsmiljøets egnethet for arten på sikt, og tillegges liten vekt ved verdisetting og utvelgelse av biotoper. Signalarter, rødlistearter og andre spesielle arter vil derfor i første rekke ha en sentral funksjon for verdisetting i de tilfellene hvor det enten opptrer arter i høye truetetskategorier eller hvor det opptrer et rikt mangfold eller store bestander av slike arter. Arters signalverdi for kontinuitet er mye omdiskutert, og Siste Sjanse forholder seg selvsagt til dette i vår verdivurdering: Funn av foreslåtte kontinuitetskrevede arter brukes som et supplement for å vurdere dagens skogtilstand og for å danne seg et bilde av nyere skoghistorie både på biotopnivå og landskapsnivå (innenfor to til tre omløp) (kfr. Sverdrup-Thygeson og Lindenmayer (In press)), og ikke som et sikkert signal på kontinuitet. Verdipyramider (kfr. avsnitt overfor i dette kapittel) brukes som et hjelpemiddel for å vurdere skogtilstand og grad av påvirkning ved at artene på topp i pyramiden ansees for å ha lavere toleranse for hogstinngrep, luftforurensning (gjelder lav), lavere konkurranseevne eller snevrere habitatkrav enn artene lenger ned i pyramiden (kfr. Arup m.fl., red. (1997)). Denne informasjonen brukes som en del av den totale verdivurderingen for nøkkelbiotoper.

I punktvis form kan vi si at artenes funksjon i Siste Sjanse metodikk er at de:

1. Bidrar med informasjon for verdisetting og utvelgelse gjennom informasjon om skogtilstand, skoghistorie og kontinuitet på biotop- og landskapsnivå og informasjon om økologiske gradientforhold (en art kan bekrefte at miljøet oppfyller artens krav, og dermed muligens også kravene til andre arter med tilsvarende økologi).
2. Bekrefter et område sin verdi for biologisk mangfold etter et utvalg basert på indirekte indikatorer (d.v.s. strukturelle indikatorer og økologiske gradienter).
3. Er verdifull dokumentasjon: Rødlistearter utgjør en viktig del av det truede biologiske mangfoldet som kartleggingen er direkte rettet mot, og en del signalarter er også rødlistearter. Funn av signalarter fungerer dermed som dokumentasjon på forekomst av rødlistearter.

Evaluering

Fordeler ved kartlegging av rødlistearter, signalarter og andre spesielle arter

Siste Sjanse sin grunnfilosofi er at en hver ny informasjon om forekomst og miljøkontekst for rødlistete arter, signalarter og andre spesielle arter er av verdi. Dette til tross for at det av ressursmessige årsaker kun er mulig å registrere et lite utvalg av både artsgrupper og arter i en storskala registrering som nøkkelbiotopkartlegging. I dette henseende støtter vi den filosofi om at (sitat): ”...et ufullkomment arbeid som er gjort, er nyttigere enn et fullkomment arbeid som ikke er gjort” (Eilif Dahl, tidl. prof./botanikk, NLH). Argumenter hentet fra litteraturen for å inkludere arter i en kartlegging fokuserer både på metodiske, forvaltningsmessige og vitenskapelige fordeler:

Metodiske fordeler:

- ♦ Kunnskap om artene kan øke presisjonen på resultatene da det nettopp er artene og deres samspill i økosystemet som utgjør mangfoldet (Sjögren-Gulve 1999; Uliczka og Angelstam 2000; Jonsell og Nordlander 2002). Tilstedeværelse av rødlistede arter, signalarter og andre spesielle arter bekrefter i det minste at livsmiljøet er tilfredsstillende for de artene som registreres, og dette er verdifull informasjon.
- ♦ Arter kan indikere historisk kontinuitet på ulike nivå (kfr. kap. 2.3.3) (Rose 1992; Gauslaa 1994; Bredesen m. fl. 1997)
- ♦ Arter kan indikere mulig tilstedeværelse av rødlistearter og andre arter med tilsvarende miljøkrav (Hallingbäck og Weibull 1996; Lindgren 2001).
- ♦ Tilstedeværelsen av signalarter og andre spesielle arter kan gi informasjon om økologiske gradientforhold (Gjerde og Baumann 2002).
- ♦ Nærvær av signalarter kan både fungere som bekreftelse på at en vurdering av området som verdifullt for biologisk mangfold på bakgrunn av indirekte indikatorer, og de kan belyse uvanlige økologiske forhold på plasser som ikke på andre måter utmerker seg spesielt (Nitare 2000).
- ♦ Signalarter kan raskt gi informasjon om en rekke skoglige og klimatiske parametere som det ellers ville krevd mye tid og ressurser for å kartlegge (Olsson og Gransberg 1993).
- ♦ Arter kan ved sin tilstedeværelse fungere som en bekreftelse på (eller en ”kvittering” på) at intensjonene med ulike tiltak som iverksettes for å ivareta biologisk mangfold faktisk oppfylles (”kvitteringsarter”) (Cederberg 2001).

Fordeler for forvaltning og vitenskap:

- ♦ I den praktiske forvaltningen er det først og fremst artene og deres livsmiljøer som står i fokus (Gjerde og Baumann 2002).
- ♦ Arter kan være et nødvendig verktøy for å kunne dokumentere og overvåke langsiktig utvikling av biologisk mangfold, og kan der i gjennom fungere i en mangel-analyse på skogøkosystemet sin helhet (Larsson m. fl. 1999; Cederberg 2001).
- ♦ Mange rødliste arter har så få kjente forekomster i Norge i dag at det er umulig å danne seg et klart bilde av deres økologi og reelle utbredelse (Gjerde og Baumann 2002). Ny kunnskap om arters forekomst, utbredelse og faktiske miljøkontekst ved det enkelte funn vil styrke det faglige vurderingsgrunnlaget for nasjonale rødlistelister (Cederberg 2001; Gjerde og Baumann 2002).
- ♦ Kartlegging av truede og sårbare arter er nødvendig fordi en hver lokalitet som huser slike arter kan være av betydning for artens videre eksistens. Tilstedeværelse av egnet miljø er ingen sikker indikator for slike arters tilstedeværelse. Konkrete funn av arten vil imidlertid, selv om ikke alle leveområdene konsekvent blir registrert, legge til rette for mer presis forvaltning av slike arter (Sverdrup-Thygeson og Lindenmayer 1998; Gjerde og Baumann 2002).

- ♦ Ved kartlegging av signalarter vil man kunne fange opp konsentrasjoner av rødlistede arter som kan fungere som lokale og regionale spredningssentra. Slike områder med sterke populasjoner kan være av vesentlig betydning for langsiktig overlevelse for disse artene, og ved en komplementær utvelgelse av områder kun basert på indirekte indikatorer er det risiko for at slike lokaliteter ikke prioriteres.
- ♦ Tilstedeværelsen av rødlistearter i høye truetthetskategorier er en del av verdivurderingsgrunnlaget i DN sitt system for verdsetting av biologisk mangfold (Direktoratet for Naturforvaltning 1999b), og artene kan også benyttes i prioritering av registrerte livsmiljøer etter MiS-metodikk (Gjerde og Baumann 2002). Informasjon om arter i høye rødlistekategorier vil være av verdi for forvaltning på både kommunalt og statlig nivå, og ved ulike typer næringsvirksomhet.
- ♦ Det er kun økt kunnskap om arter og deres miljø som kan sikre at forvaltningen av biologisk mangfold er tilstrekkelig treffsikker og effektiv (Gjerde og Baumann 2002).
- ♦ Kartlegging av arter vil i en overvåkning av biologisk mangfold gi troverdighet til at overvåkningen faktisk omfatter en del av de artene som mangfoldet utgjøres av (Cederberg 2001).
- ♦ Kartlegging av arter kan bidra til å klarlegge nye miljøer og arter som vi ikke visste forekom i regionen eller i en slik utforming.
- ♦ Erfaringene tilsier at inndelingen av naturtyper stadig er under utvikling, og per i dag finnes det ingen endelig fasit. Naturtypeinndelingen må derfor fortsatt være dynamisk for å bli best mulig. Artsbegrepet er derimot vesentlig mer fastlagt og utsatt for mindre endringer. I bl.a. overvåkingssammenheng og statistikk vil derfor artsopplysninger gjerne være en mer presis og stabil datakilde enn for eksempel naturtyper eller strukturer.

Argumenter mot å inkludere signalarter

Innvendingene mot å innlemme signalarter, rødlistearter og andre spesielle arter i kartleggingsmetodikk for biologisk mangfold i skog i Norge har de siste årene vært båret fram særlig av MiS-prosjektet (Gjerde og Baumann 2002). Gjerde og Baumann, red. (2002) har studert ulike indikatorers effektivitet for å fange opp artsrike miljøer og arealer med rødlistearter, og har også foretatt en vurdering av ulike indikatorers egnethet for å signalisere spesielle verdier for biologisk mangfold i skog i Norge. Gjerde og Baumann, red. (2002) slutter seg til Lindenmayer m.fl. (2000) og konkluderer med at (sitat): *..bruken av signalarter for å indikere høyt arts mangfold i dag er så usikker at det er bedre å bruke mengde av ulike strukturer (habitat), kombinert med floristisk sammensetning (vegetasjonstyper) og topografi som mål på gradientposisjoner, når målet er å representere den totale variasjonen av biologisk mangfold i skog*. Hovedargumentene fra MiS-prosjektet mot å inkludere signalarter i kartleggingsmetodikk for biologisk mangfold i skoger er følgende:

1. Resultatene fra MiS-prosjektet viser en spredt romlig fordeling av de undersøkte rødlistearter, og signalarter bør utvise klumpvis fordeling dersom de skal kunne fungere etter hensikten.
2. Resultatene fra MiS-prosjektet viser at det som er et meget bra område for en rødlisteart, godt kan være et dårlig område for andre rødlistearter som er knyttet til samme substrat. En konsekvens av dette er at høy tetthet av en signalart forteller lite om tetthet av andre sjeldne arter, selv på en skala på mange kvadratkilometer.
3. Resultatene fra MiS-prosjektet viser at ulike arter innen samme artsgruppe utviser ulik frekvensfordeling fra område til område, selv på regional skala. Det vil si at den hierarkiske strukturen av arter ser forskjellig ut avhengig av geografisk område. Et registreringsopplegg basert på signalarter vil da kreve detaljert lokalkunnskap, og vil bli svært komplisert og vanskelig å anvende i praksis, i alle fall ut fra dagens kunnskap.

4. Funn av arter gir ofte et skjevt bilde av artens fordeling. Slike funn vil ofte være lokalisert til steder der observatøren forventer å finne arter eller fra steder som er lett tilgjengelig. Med andre ord vil mangel på funn av en art på en lokalitet ikke nødvendigvis fortelle oss at arten mangler på lokaliteten, men at arten enten ikke ble funnet eller at det ikke ble søkt etter arten på lokaliteten.
5. Det er stor usikkerhet om arter kan indikere noe annet (for eksempel skoglig kontinuitet) enn tilstedeværelse av livsmiljøet den er avhengig av.

Et argument som ikke er tatt opp av Gjerde og Baumann, red. (2002) er at det er sannsynlig at mange arter i dag utviser en fordeling som er et resultat av et historisk skogbilde, og ikke dagens. Årsaken til dette er at strukturene som de er etablert på fremdeles finnes som rester fra fortiden i et skogbilde som i dag er forandret (kfr. kap. 2.3.2 og Hanski (2000)). Et enkelt funn av arten vil derfor i mange tilfeller ikke indikere noe om verken dagens skogtilstand eller livsmiljøets egnethet for arten på sikt.

Diskusjon

Siste Sjanse sin erfaring med kartlegging av nøkkelbiotoper i skog tilsier at mange både signalarter og rødlistearter på både regional og lokal skala er klumpvis fordelt i skogbrukslandskapet, mens MiS-prosjektets resultater ofte fremstilles slik at rødlistearter forekommer relativt spredt i landskapet (Gjerde og Baumann 2002). Spørsmålet om rødlisteartenes fordeling i landskapet er en komplisert økologisk problemstilling. Resultater fra studier på en artsgruppe kan ikke uten videre ekstrapoleres til andre artsgrupper eller andre regioner, og analyseresultater er svært avhengige av både skala og av antall funn av rødlistearter. Slik vi ser det, viser MiS-resultatene større tendenser til klumping av rødlistearter enn forventet ut fra en tilfeldig fordeling, se boks. 6 for utdyping av argument. Uansett vil videre kartlegging av arter kunne tilføre ny viten om dette, noe som i seg selv er et argument for å inkludere arter i kartlegging av biologisk mangfold i skog. At mange arter har ulike økologiske krav i ulike deler av deres totale utbredelsesområde, og at deres evne til for eksempel å samvarierte med andre arter kan variere både lokalt og regionalt er et kjent økologisk fenomen. Dette er en utfordring for en metodikk som inkluderer registrering av spesielle arter. I mange tilfeller finnes imidlertid en del lokal kunnskap om både rødlistearter og andre spesielle arter, og vi mener at utfordringen kan møtes ved:

- 1) Bruk av generell økologisk teori og spesiell lokal artskunnskap.
- 2) Å unngå kategorisk vektning av artsfunn.
- 3) Å forholde seg til truethetsvurderingene på den nasjonale (og evt. regionale) rødlista.
- 4) Å legge mange ulike artsgrupper til grunn for signalart systemet.

At høy tetthet av en rødlistearter ikke nødvendigvis signaliserer verken forekomst av, eller høy tetthet av andre arter er viktig å ta i betraktning ved både verdisetting og utvelgelse av områder som er viktige for biologisk mangfold. Dette gjelder kanskje særlig på tvers av artsgrupper, men variasjonen innen artsgrupper er også stor. På tross av denne usikkerheten vil kunnskap om forekomst av rødlistearter være av betydning for forvaltning av den gitte biotopen, og muligheten er definitivt til stede for at andre, rødlistede arter med tilsvarende økologiske nisjer kan huses av biotopen.

Holdbarheten i argumenter om at det er ressursmessig for krevende å anvende arter i nøkkelbiotopkartlegging og at kartleggingen blir mindre objektiv avhenger i stor grad av erfaring og kompetansenivå hos registrant. Ressursmessig er erfaringene hittil at kostnadene ved en kartlegging som inkluderer rødlistearter og et sett med signalarter ikke er høyere enn en kartlegging av kun indirekte indikatorer som foretas av personell uten spesiell artskunnskap eller kunnskap om skogøkologi. Tvert i mot har dette vist seg å ha lavere kostnad. I Sverige har Cederberg (2001) foretatt en gjennomgang av skogbrukets effekter på rødlistede arter i Sverige. Han påpeker at flere store inventeringsprosjekter i landet, for eksempel den nasjonale nøkkelbiotopkartleggingen og Verdens naturfond (WWF) og Artdatabanken sin "floravokter"-virksomhet, har vist at artsregistrering er gjennomførbart, og at arbeidet gir mye verdifull informasjon om essensielle deler av det biologiske mangfoldet. Olsson og Gransberg (1993) peker på at signalartmetodens styrke nettopp er at den raskt gir en indikasjon på en rekke skoglige og historiske parametere som styrer artenes forekomst (for eksempel alder, kontinuitet, grad av skogbrukspåvirkning, lokalklima, næringsforhold, suksesjonsfase). Alternativet til å anvende signalarter er å foreta en detaljert undersøkelse av disse variablene, og dette ville i følge Cederberg (2001) være adskillig mer tidkrevende, samtidig som avveiningen og sammenfatningen av resultatene like fullt ville måtte bli en subjektiv tolkningsprosess. Funn av signalarter vil selvsagt kunne påvirke registrantens verdivurdering av biotopen slik at den feilaktig oppjusteres, eller fravær av slike arter vil kunne føre til at verdien feilaktig nedjusteres. Kalibrering av registranter, sammen med stadig oppdatering av kunnskap og erfaring om ulike arter vil i stor grad bidra til å marginalisere disse feilmarginene. Vi mener også at det å inkludere det subjektive elementet som funn eller fravær av signalarter og andre spesielle arter måtte utgjøre ved verdivurderingene er et klart bedre alternativ enn tapet av informasjon ved å utelukke arter fra kartleggingen.

BOKS 6. Hva forteller MiS-data om rødlistearters fordeling? (Alle data hentet fra Gjerde og Baumann, red. (2002))

Det eneste datasettet som sier noe om dette, er forekomst av rødlistearter på 180 prøveflater (à 2,5 daa) valgt tilfeldig fra eldre produktiv skog i 9 kommuner. 42 funn av rødlistearter ble påvist i 33 av de 180 prøveflatene. 28 prøveflater hadde kun en forekomst. 80% av den eldre skogen var uten rødlistearter. Mens gjennomsnittet var 0,23 funn av rødlistearter pr. prøveflate, gav gjennomsnittet for de to beste prøveflatene 3,5 funn pr. prøveflate, som er 15 ganger gjennomsnittet for gammelskog. Vi ser altså at MiS har data som viser at rødlistearter opptrer klumpvis i gjennomsnittsskogen. De beste 1% og 5% av gammelskogen vil fange opp henholdsvis 16% og 40% av forekomstene. Ettersom eldre produktiv skog i gjennomsnitt utgjør ca. 50% av skogarealet, vil 5% av det totale skogarealet fange opp ca. 60% av alle forekomstene av rødlistearter. Vi forutsetter her at ungskogen inneholder minimalt med rødlistearter. Det eneste datamaterialet MiS har om rødlistearters fordeling i tilfeldig eldre skog, indikerer altså at de 5 prosentene av skogarealet med høyest tetthet av rødlistearter, vil kunne fange opp 60% av forekomstene av rødlistearter av de undersøkte organismegrupper. Dette er en stor andel av alle forekomster av slike arter, og representerer en betydelig klumping.

Et klart potensiale i bruk av arter som indikatorer

På basis av overstående argumenter mener vi at det vil lønne seg for både forvaltning og vitenskap å inkludere arter i metodikken for kartlegging av biologisk i skog. Vi slutter oss til Cederberg (2001) som mener at det finnes et klart potensiale i å anvende både rødlistede arter og andre bioindikatorer som hjelpemiddel ved feltregistreringer for å kartlegge biologisk mangfold, og for å følge opp effektene av både skogbrukstiltak og miljőtiltak på biologisk mangfold i skog. Artene må sees på som et supplement til de indirekte indikatorene, som av ressursmessige og praktiske årsaker må være basisen både for å registrere en biotop, og for verdisetting og utvelgelse. Verdien av funn av signalarter, rødlistearter og andre spesielle arter må også sees i sammenheng med konsentrasjonen av individer som finnes, antall signalarter

og antall artsgrupper som er registrert, og selvsagt i forhold til leteinnsatsen. Ulike arter og taksonomiske grupper er knyttet til ulike strukturer og er avhengige av ulike økologiske forhold, og kan derfor komplettere hverandre, men ikke erstatte hverandre i et indikatorsystem (se f.eks. Larsson (2001) eller Uliczka og Angelstam (2000)). Lista over signalarter som skal anvendes ved kartlegging må jevnlig oppdateres og justeres etter som ny erfaring og viten tilkommer. Lokal kunnskap om artsmangfold er av stor verdi for å sørge for en så presis forvaltning som mulig, og signalverdien til alle arter på lista må etter beste evne og tilgjengelig kunnskap vurderes for den enkelte region som kartlegges (se f.eks. Nordén og Appelquist (2001)).

Konklusjon

Til tross for at mange studier viser positive resultater for en del signalarter er innvendingene mot en slik metodikk fremdeles flere, og man bør foreløpig være varsom med bastant bruk av signalarter. Det finnes imidlertid et klart potensiale i å anvende både rødlistede arter og andre bioindikatorer som hjelpemiddel ved feltregistreringer for å kartlegge biologisk mangfold, og for å følge opp effektene av både skogbrukstiltak og miljøtiltak på biologisk mangfold i skog. Slik SiS ser det er det mye å vinne og lite og tape for fremtiden, både metodisk, forvaltningsmessig og vitenskapelig sett, ved å inkludere selv overflatiske artsregistreringer i feltkartleggingen. En kartlegging basert på indirekte indikatorer komplettert av artsregistreringer er etter vår oppfatning den metoden som vil gi det beste utgangspunktet for en presis forvaltning av biologisk mangfold i skog. Siste Sjanse metodikken er derfor basert på en kombinasjon av bruk av nøkkelelementer, signalarter, og andre spesielle arter. Stadig tilkommende litteratur og empirisk erfaring om artenes utbredelse, forekomst og økologi (se for eksempel Nitare, red. (2000) og Cederberg (2001)) gjør at både lista over signalarter og kriteriene for verdivurdering jevnlig må revurderes, og alle funn må vurderes med kritisk faglig skjønn og sees i nøye sammenheng med indirekte indikatorer.

2.4 Forvaltningsmessige prinsipper

2.4.1 Den tredelte forvaltningsmodellen

Prinsipp

Et praktisk og enkelt kompromiss mellom bevaring av artsmangfold og produksjon av trevirke er en tredelt forvaltningsmodell der artenes biotop- og arealkrav danner grunnlaget for å dele inn landskapet i følgende tre forvaltningskategorier: 1) Reservater og nøkkelbiotoper; 2) Større områder der det tas spesielle hensyn (hensynsområder) og 3) Resten av skogarealene der det tas generelle flerbrukshensyn (figur 3) (Aanderaa m. fl. 1996).

Bakgrunn

En best mulig forvaltning av skoglandskapet fordrer at en er bevisst på hvilke tiltakstyper og hvilket omfang av ulike typer som optimaliserer kost-nytte regnskapet. Problemstillingen er ikke ny, men det mangler pr. i dag ennå mye dokumentasjon på hvilke typer tiltak som er egnet til å bevare ulike arter i skog (Raivio m. fl. 2001). For å ivareta hele den boreale faunaen er det iflg. Rolstad (1991b) essensielt at det skapes et skoglandskap som har stor variasjon både innen og mellom skogbestand. For å følge opp denne tanken i praksis, er det hensiktsmessig å plassere artene i ulike kategorier avhengig av biotop- og arealkrav. Aanderaa m.fl. (1996) presenterer en tredelt forvaltningsmodell som setter rammer for tre slike kategorier med tilhørende forvaltningsforslag. Tilsvarende forvaltningsmodeller brukes i dag av svenske skogeierforeninger og skogsbolag ved planlegging av miljøhensyn ("Gröna

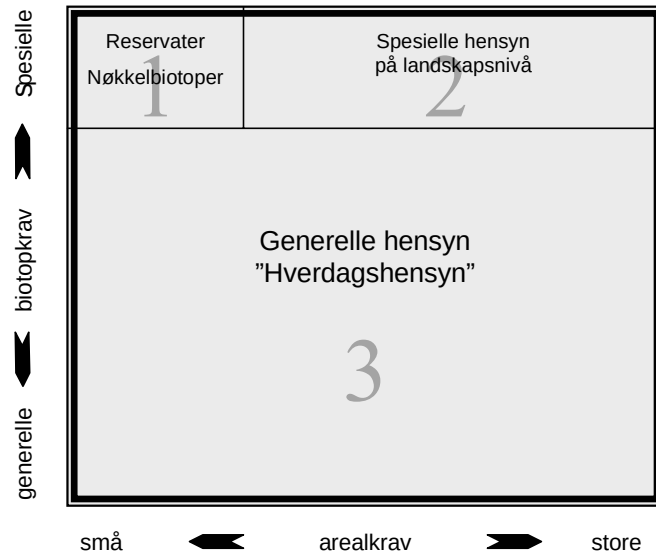
planer”). Nedenfor presenteres modellen slik Siste Sjanse anvender den i praksis gjennom figur og tekst (figur 3)

1. Nåværende *nøkkelbiotoper* og framtidige *nøkkelbiotoper* (*restaureringsbiotoper*) (ramme 1 i fig. 3) er forvaltningsverktøy som er ment å fange opp viktige leveområder for biotopspesialister og kontinuitets-krevende arter med relativt små arealkrav (kfr. kap. 2.3.3). For å fungere etter intensjonen, må nøkkelbiotopene på relativt kort sikt kunne opprettholde populasjoner av slike spesialister. Nøkkelbiotoper som huser rike populasjoner kan også på sikt fungere som spredningssentra til det øvrige landskapet. Det er imidlertid ikke mulig å garantere overlevelse av isolerte

populasjoner på små arealer, og nøkkelbiotopene må derfor danne et nettverk med overkommelige spredningsavstander i landskapet. Fordi lite er kjent om arters spredningsevne og utdøelsesrate må en i dag i stor grad basere seg på faglig kvalifiserte vurderinger når en skal bygge slike nettverk (se for øvrig kap 2.2.4, kap. 2.4.2 og kap. 3). I nøkkel- og restaureringsbiotoper skal biologisk mangfold prioriteres (kfr. kap 2.4.6).

2. *Hensynsområdene* (fig 3, ramme 2) er forvaltningsenheten mellom nøkkelbiotoper og flerbrukshensyn. Hensynsområdene ivaretar spesielle hensyn på landskapsnivå og er primært ment å fange opp arealkrevende biotop- og næringsspesialister, men vil også ha gunstig effekt for biotopspesialister med små arealkrav og som samtidig tolererer forsiktige skogbruksinngrep. Sammenliknet med nøkkelbiotopene, er hensynsområdene oftest større områder, men med lavere konsentrasjoner av nøkkelelementer og signalarter. Ofte ligger det én eller flere nøkkelbiotoper inne i hensynsområder. I hensynsområdene er hensikten å kombinere målsettingen om bevaring av spesielle arter og økonomisk utnyttelse. For å nå en slik kombinert målsetting er det nødvendig å definere hvor mye gammel skog som til en hver tid skal stå igjen i området og hvor i området ulike hensyn bør tas. Se for øvrig kap. 2.4.4 og 3.2.7. for en videre beskrivelse av hensynsområder som forvaltningsverktøy.
3. *Restarealet* (fig 3, ramme 3) er områder hvor det drives et stedstilpasset skogbruk (her under lukkede hogsformer) med hensyn til mindre kravfulle arter, og hvor økonomiske mål er prioritert. Slike områder utgjør mesteparten av arealet, og omfatter generelle flerbrukshensyn på voksested og detaljnivå. Generelle flerbrukshensyn er beskrevet gjennom Levende Skog-standardene for et bærekraftig skogbruk, kfr. Levende Skog (1999). Restarealene skal være levested til mindre kravfulle arter, og flerbrukshensynene skal tilrettelegge for at arter med spesielle krav kan utnytte arealet som midlertidige leveområder, eller som springbrett i sin spredning mellom egnede biotoper. Hvor omfattende flerbrukshensyn som må tas på restarealet avhenger blant annet av hvilke biologiske kvaliteter som faktisk finnes der og hvor store arealer nøkkelbiotoper og

Figur 3. Den tredelte forvaltningsmodell (hentet fra Aanderaa m.fl. (1996)).



hensynsområder utgjør til sammen (kfr. Framstad m.fl. (2002), Angelstam og Andersson (1997), Angelstam (2001)).

Evaluerings

En enkel tilnærming til en kompleks virkelighet

Den tredelte forvaltningsmodellen deler skoglandskapet inn i tre hovedregimer for forvaltning basert på arters arealkrav og levesett. Skoglevende arters arealkrav og levesett er grovt sett et resultat av tilpasninger til skogens naturlige dynamikk. Artenes økologiske krav kan altså speile naturlige økologiske prosesser, og gi oss rammer for å etterlikne en naturlig skogdynamikk som er tilpasset artenes krav (kfr. kap. 2.3.1). Inndelingen av artenes økologiske krav i modellen er imidlertid grov, og representerer ytterligheter på en kontinuerlig skala. Det er derfor ikke uten videre gitt hvilke arter som kan betegnes som generalist/ spesialist eller arealkrevende/ lite arealkrevende. Argumentasjonsgrunnlaget for inndelingen er meget komplekse felt som populasjonsøkologi, spredningsbiologi og landskapsøkologi, og for mange arter vil ikke kategoriene i den enkle modellen være dekkende. Modellen må derfor sees på som en virkelighetstilnærming som kan hjelpe oss med forvaltningen av et svært komplekst økosystem, og ikke som et fullkomment oversiktsbilde av arters økologiske krav i skog.

Reservatenes plassering i modellen

Reservater regnes inn under rute 1 i den tredelte forvaltningsmodellen, i det naturreservatene oftest er viktige områder for bevaring av biologisk mangfold og har et betydelig framtidig potensiale. I den nasjonale evalueringen av skogvernet i Norge er forventet mengde hensyn i skogbruket i tråd med Levende Skog (nøkkelbiotoper, hensynsområder og flerbrukshensyn) trukket fra når det anslås et vernebehov på 4,6 % (Framstad m. fl. 2002). Imidlertid skal en være klar over at reservater og nøkkelbiotoper ikke uten videre kan sidestilles: Opprettelsen av reservater har en mangesidig målsetting som går ut over bevaring av biologisk mangfold, kfr. Framstad m.fl. (1995b) eller Framstad m.fl. (2002). En del eldre reservater omfatter derfor ikke områder som er spesielt biologisk viktige, men fyller i stedet andre målsettinger, kfr. Framstad m.fl. (2002) og Heggland (2000a). Mangler i nettverket av reservater er påpekt av Framstad m.fl. (2002) og Framstad m.fl. (1995b), og er forsøkt utbedret, men ennå er skogvernet i Norge utilfredstillende Framstad m.fl. (2002). Ut fra et forvaltningsperspektiv kan det være hensiktsmessig at enkelte nøkkelbiotoper eller hensynsområder løses ut i form av reservater. Dette kan være aktuelt for biologisk viktige områder som fyller mangler påpekt av Framstad m.fl. (2002). I praksis bør dette gjelde biotoper med spesielt høye biologiske kvaliteter, god arrondering og relativt stor arealutstrekning, for konsentrasjoner av nøkkelbiotoper eller for store hensynsområder med jevnt høye naturkvaliteter.

Prosentvis arealfordeling

Den tredelte landskapsmodellen gir bare vage retningslinjer for hvor stor arealandel de ulike kategoriene bør utgjøre av landskapet og det finnes ingen enkel løsning på denne problematikken. ASIO-modellen (boks 7) er en måte å tilnærme seg problematikken, men modellen og tolkninger av modellen gir ikke svar på hvor mye areal som bør forvaltes som reservater, nøkkelbiotoper og hensynsområder. Det er også viktig å ta i betraktning at modellen ikke er utviklet med tanke på norske forhold og forskjeller i brannfrekvens mellom Norge og Sverige er et viktig punkt i denne sammenhengen. Norske data vedrørende brannndynamikk er mangelfulle, men tyder på at brann generelt er en mindre viktig faktor i Norge enn i Sverige (kfr. Ohlson (1997) med referanser).

BOKS 7: ASIO-modellen – en parallell til den tredelte forvaltningsmodell

En parallell til den tredelte forvaltningsmodellen er "ASIO" modellen (Angelstam m. fl. 1993; Rülcker m. fl. 1994). Denne modellen er fokusert direkte på naturlige forstyrrelsesregimer, og da i første rekke brann, (kfr. f.eks. Angelstam (1998a) og kap. 2.3.1 denne rapp.) fremfor å først og fremst fokusere på arters økologiske krav, slik den tredelte forvaltningsmodellen gjør. I ASIO-modellen deles landskapet i følgende fire arealkategorier: Arealer som aldri brenner (A), de som sjeldent brenner (S), de som brenner iblant (I) og de som brenner ofte (O). I følge Angelstam (1998a) vil et typisk borealt landskap (mellom 5000 og 30000 ha) etter modellen inneholde ca 5% av type A, 15% S, 60% I og 20% O. Et skogbruk hvor naturlige branner og forstyrrelsesregimer etterliknes bør basere seg på lokal, økologisk relevant informasjon, og ikke på ekstrapolert kunnskap fra andre områder (Engelmark 1997). Imidlertid mangler data som kan gi et bilde av skogdynamikken i fravær av menneskelige forstyrrelser for de fleste områder (Axelsson og Östlund 2000). "ASIO" modellen (Angelstam m. fl. 1993; Rülcker m. fl. 1994) er en teoretisk modell for å forstå den naturlige dynamikken i skoglandskapet. Modellen ble utviklet i Sverige for å forvalte artsmangfoldet i skog på landskapsnivå og er anvendt av AssiDomän AB (Rülcker m. fl. 1994) og SCA Forest and Timber (Simonsson 1994). Forutsetningene for ASIO-modellen er omdiskutert, og kritikere hevder bl.a. at modellen overestimerer andelen unge suksjonsstadier mens andelen fleraldret gammelskog underestimeres (Axelsson og Östlund 2000).

Forholdet mellom rutestørrelsene i den tredelte forvaltningsmodellen gir et bilde på forholdet mellom forvaltningskategoriene. I Sverige har noen skogeierforeninger som bruker gröna planer satt seg som mål at minst 5% av skogen skal settes igjen urørt for alle eiendommer > 200da, og at alle registrerte nøkkelbiotoper skal ivaretas uavhengig av størrelse (se for eksempel www.södra.com). Andelen hensynsområder er imidlertid ikke tallfestet. I Norge har Solås (2000b) antydnet følgende nivåer som rettesnor; rute 1: 2-5%, rute 2: 10-15%, og rute 3: 80-90%, men tallene begrunnes ikke. I evalueringen av skogvernet i Norge gir Framstad m.fl. (2002) anbefalinger om vernebehov basert på forventet omfang av skogbrukets miljøtiltak gjennom Levende Skog (Levende Skog 1999). Disse tallene kan forsøksvis overføres til den tredelte landskapsmodellen for å gi et perspektiv på arealomfang av anbefalte tiltak. Arealandel som bør/ skal berøres av ulike Levende Skog tiltak er ikke er tallfestet i standardene. Framstad m.fl. (2002) har derfor anslått forventet prosentandel av produktivt skogareal (inkludert 20% økonomiske null-områder per i dag) som vil berøres av de ulike standardene: Biologisk viktige områder (nøkkelbiotoper og restaureringsbiotoper) forventes å dekke 2,5% av produktivt skogareal, hvor av 1% forventes gjensatt til fri utvikling. 19,5% av arealet forventes forvaltet med gjennomhogst som oppfølging av flere ulike standarder (kantsoner er utelatt). Gitt disse forutsetningene anbefaler Framstad m.fl. (2002) et vernebehov på 4,6% av produktivt skogareal i Norge. Direkte overført til den tredelte landskapsmodellen vil dette tilsi at av 100% produktivt skogareal bør rute 1 utgjøre minimum 4,6% reservater + 2,5% nøkkel- og restaureringsbiotoper, til sammen minst 7%. For hensynsområder (rute 2, fig. 3) kan imidlertid tallene ikke overføres direkte til modellen. Hensyn til standarden om naturskog i LS-standardene (Levende Skog 1999) er ikke inkludert i tallet 19,5%, og andel areal som forventes forvaltet med gjennomhogst kan ikke ansees som representative for områder som forventes forvaltet som hensynsområder. Dette fordi gjennomsnittlig bestandsstørrelse i Norge i dag på 10-15 daa (Jan Erik Nilsen pers. medd.), og bestand i denne størrelsesorden vil utgjøre tyngden av arealet som forventes gjennomhogget. Slike bestand er ikke representative for hensynsområder. En vurdering av hvor store arealer som vil berøres av standarden om naturskog ville gitt et bedre estimat på områder som forventes forvaltet som hensynsområder. Dette er ikke gitt av Framstad m.fl. (2002). Det er mulig at mellom 5-20% kan forventes forvaltet etter denne standarden, men dette er kun et løst anslag. Mellom 70 og 90 % av produktivt areal står da igjen som områder for ordinært flerbruks-skogbruk.

Forenlig med Levende Skog-standarder

Den tredelte forvaltningsmodellen lar seg lett forene med prinsippene og standardene i Levende Skog (Levende Skog 1999). Ivaretagelse av nøkkelbiotoper og naturskog (rute 1 og 2 i modellen) er behandlet i standard nr. 4 (Biologisk viktige områder), standard nr. 5 (Brannpåvirket skog) og standard nr. 6 (Fjellskog) (Levende Skog 1999). Flerbrukshensyn i skogbrukslandskapet er beskrevet gjennom standard nr. 8, 11, 12, 14, 17, 18, 22 og 23. Det synes i dag å være bred faglig enighet om at det er nødvendig både med utvidete generelle flerbrukshensyn og å ivareta nøkkelbiotoper og reservater, kfr. Gjerde og Baumann, red. (2002) og Framstad m.fl. (2002).

Konklusjon

Den tredelte forvaltningsmodellen er en enkel måte å beskrive gradering av miljøhensyn i skogbruket. Det er en styrke at modellen er enkel og lettfattelig, og det er en biologisk faglig utfordring å lage gode lokale tilpasninger. Videre er det en styrke at modellen tar inn over seg artenes varierende biotop- og arealkrav og at den er godt tilpasset Levende Skog sine standarder (Levende Skog 1999). Det finnes ingen fasit på andelen skogareal som bør omfattes av de ulike kategoriene, eller i hvilken grad det bør tas hensyn i hensynsområder og på restarealer. Anbefalinger fra Framstad m.fl. (2002) og egne vurderinger tilsier en fordelingsnøkkel på ca 7 % i rute 1, 5-20 % i rute 2 og 70-90 % restareal. Disse vurderingene avhenger likevel av flere faktorer, som for eksempel landskapets skogtyper og skoghistorie, andelen vernet skog og grad av flerbrukshensyn på restarealet. Siste Sjanse mener at den tredelte forvaltningsmodellen er et nyttig verktøy. Gjennom bevisst arealsortering og klare prioriteringer mellom økonomiske hensyn og naturvern hensyn på ulike arealer legger modellen til rette for å ivareta artsmangfoldet, og for at det kan føres et praktisk og økonomisk bærekraftig skogbruk.

2.4.2 Funksjonell avgrensning av nøkkelbiotoper

Prinsipp

For å gi størst mulig gevinst for biologisk mangfold over tid, skal nøkkelbiotoper avgrenses slik at det ønskede miljøet opprettholdes eller bedres på sikt.

Bakgrunn

Hvordan nøkkelbiotoper bør avgrenses er et forvaltningsspørsmål uten noe biologisk fasitsvar. Temaet er komplekst fordi det griper bredt inn i økologiske problemstillinger knyttet til spredning, langsiktig overlevelse, arters toleransegrenser overfor biotiske og abiotiske forstyrrelser etc. Det er vanskelig å utføre eksperimentelle studier som belyser problemet og i mangel av kunnskap må den teoretiske tilnærmingen til problemet i stor grad basere seg på antakelser. Under gis en kort sammenfatning av forskningsresultater som er viktig for å forstå og underbygge avgrensningen som benyttes i SiS - metoden. Et gjennomgangstema i diskusjonen er valg av skala, det vil si ivaretagelse av biotoper eller elementer. Altså er biotopstørrelse et viktig moment i diskusjonen av avgrensning. Kontinuitet i nøkkelementer nevnes i samband med avgrensning, men er tatt opp bredere i kap 2.3.3. Innenfor gitte økonomiske rammer kan man oppnå svært ulike bevaringsresultater for artsmangfoldet, avhengig av metodene som tas i bruk (Hanski 2000). I tillegg biologiske argumenter, finnes derfor også økonomiske argumenter som er relevant i diskusjonen av avgrensning av biologisk viktige områder (argumenter for kostnadseffektivitet; hvilke alternativer gir størst bevaringseffekt for biologisk mangfold per krone).

Substrattilgang og valg av nivå for bevaringstiltak

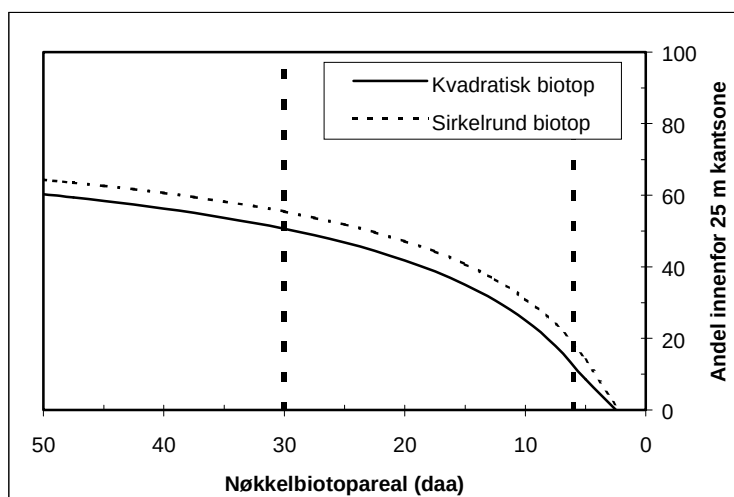
En nyere metapopulasjonsmodell for bevaring av artsmangfold, basert på vitenskapelig etablerte art-areal forhold, og arters utdøelsesrate utviklet av Hanski (2000) viser at det generelt lønner seg å konsentrere en gitt innsats fremfor å spre den samme innsatsen jevnt utover, og at en dermed oppnår å forbedre eller opprettholde skogkvaliteten i bestemte områder. Denne konklusjonen kom også Huxel og Hastings (1999) til i sin analyse av ulike scenarier for restaurering. En skogbehandling hvor man tar litt ekstra hensyn i hvert skogbestand fremfor å konsentrere en tilsvarende innsats i noen bestand vil i følge modellen til Hanski (2000) fremskynde utdøelse hos mange arter, til tross for en gjennomsnittlig forbedring av miljøkvalitetene i bestandene. Gundersen og Rolstad (1998b) anbefaler i sin gjennomgang av truede arter av skog å tilstrebe konsentrasjon av miljøhensyn fremfor å spre dem over store arealer. MiS-prosjektet (Gjerde og Baumann 2002) konkluderer med at konsentrasjoner av livsmiljøer er en effektiv strategi for å ivareta artsmangfoldet på sikt; tre av fire av prosjektets egne studier på emnet viser at konsentrasjoner av livsmiljøer i motsetning til prioritering av spredte elementer, gir ekstra effekt på totalt artsmangfold og sjeldne arter. Konsentrasjoner av livsmiljøer viste større verdi for artsdiversiteten enn spredte forekomster av livsmiljøer både for en sammenlikning av prøveflater med ulike konsentrasjoner av livsmiljøer, for et studie av mangfold av biller i kjuker ved ulik kjuketetthet, og for et studie av forekomst av to rødlistete lav i forhold til fordeling av trær med neverlav. For lægertetthet og forekomst av rødlistete sopp ble det imidlertid ikke påvist noen sammenheng, men vel og merke på liten skala. Gjerde og Baumann, red. (2002) anser bevaring av konsentrasjoner som særlig hensiktsmessig for livsmiljøer som inneholder arter som krever fuktig eller skyggefullt klima (begrunnes økonomisk, se evaluering dette kap.).

Kontinuerlig tilgang på egnet substrat er av mange hevdet å være essensielt for å bevare artsmangfoldet og truede og sårbare arter av sopp, lav og moser (Esseen m. fl. 1997). For å være i stand til å velge den optimale avgrensningen av miljøverdier, burde en hatt god kunnskap om artenes spredningsbiologi, det vil si tålegrensene i tid og rom med hensyn på suksessfull spredning og etablering. For flesteparten av artene vil nok denne kunnskapen aldri bli ervervet. Vi må derfor basere oss på generelle teorier og enkeltstående studier på temaet når vi skal komme med anbefalinger om forvaltning av økosystemet skog. De fleste arters spredningsevne er dårlig kjent, men generell økologisk teori sier at sannsynligheten for vellykket nyetablering avtar med økende avstand til egnet substrat (MacArthur og Wilson 1967). Sannsynligheten for at det oppstår egnet substrat innen et gitt område vil også naturlig nok øke med økende areal på området, gitt at naturtypen er den samme (Söderström og Jonsson 1992). Mange skoglevende arter er også avhengige av et stabilt og fuktig lokalklima (Söderström og Jonsson 1992; Framstad m. fl. 1995a; Esseen m. fl. 1997), og et stort antall arter blant boreale organismer er begrenset til gammelskog med lang kontinuitet i kronesjikt, ubrutt av brann eller andre storskalaforstyrrelser. Årsaker til dette kan være spredningsbegrensninger, behov for spesifikt mikroklima, sein vekstrate og lange livsløp (særlig for lav) (Esseen m. fl. 1997). Substratmangel og kanteffekter som fører til endret lokalklima (Botkin og Keller, Olsen (1995) og Esseen m.fl. (1997) med referanser) vil på sikt kunne prege små og marginalt avgrensede områder som prioriteres for biologisk mangfold i skog. Også Gjerde og Baumann, red. (2002) nevner konsentrasjon av miljøverdier som viktig for langsiktig overlevelse til arter med dårlig spredningsevne.

Minimere kanteffekter

I et landskap preget av bestandsskogbruk vil nøkkelbiotoper stort sett omkranses av ensaldrede bestand av produksjonsskog eller hogstflater, eventuelt med en buffersone

imellom. Buffersoner er et hjelpemiddel for å avdemppe kanteffekter når det ikke er mulig å avgrense biotopen slik at beskyttelsen blir god nok. Dette betyr andre forutsetningene for nøkkelbiotopens lokalklima enn dersom omgivelsene hadde bestått av ubrutt naturskog. Dokumenterte kanteffekter som følge av hogst av nabobestand er økt vindhastighet, økt luft- og jordtemperatur, redusert fuktighet og økt solinnstråling, samt at trærne i hogstkanten er ustabile, noe som kan føre til at bestandets eller biotopens areal reduseres på grunn av stadige stormfellingene (Chen m. fl. 1995; Olsen 1995; Botkin og Keller). Flere forfattere rapporterer at endringene i ulike parametere kan strekke seg minst 200 meter inn i nabobestanden til en hogstflate (Chen m. fl. 1995; Olsen 1995; Russel og Jones 2001), men at himmelretningen er avgjørende for styrken på kanteffektene (se f.eks. Kivistö og Kuusinen (2000)). I Sverige har Snäll og Jonsson (2001) nylig demonstrert at en gruppe med seks signalarter blant vedboende sopp forekom mindre hyppig i kantsonen mot hogstflater enn i det indre området i et utvalg av nøkkelbiotoper. Dette til tross for at mengden læger var høyere i kantsonen enn i det indre området, og at det ikke var forskjeller i læger størrelse og død-ved profilen. Forskjellen forklares med ulikheter i mikroklimatiske forhold. Klare kanteffekter for flere arter av epifyttiske lav i form av redusert dekningsgrad og økt dødelighet er funnet både i Norge, Sverige og Finland (Esseen og Renhorn 1998; Kivistö og Kuusinen 2000; Hilmo og Holien 2002). Det svenske Naturvårdsverket (Svensson 1996) har på basis av litteraturstudier (bl.a. Esseen m.fl. (1997) og Hansson (1996)) anslått at i granskog vil gjenstående områder med størrelse under 10 daa hovedsakelig fungere som kantsoner. Flere faktorer avgjør imidlertid i hvilken grad lokalklimaet er påvirket av tilstanden i omkringliggende skog. Viktige faktorer er beliggenhet i forhold til herskende vindretning, topografisk beliggenhet, naturtype, areal og form. Dersom vi antar at kanteffektene går 25 meter inn i en biotop i flatt terreng, noe som antakelig er et for lavt anslag for mange biotoper (kfr. Olsen (1995)), kan vi se av figur 4 hvor stor del av biotopen som ikke er påvirket av denne effekten for både en rund og en firkantet biotop. Først når en biotop overstiger et areal på 30 daa er 50% av arealet fritt for kanteffekter. Gjennomsnittlig bestandsstørrelse i produktiv skog i Norge er i dag 12-15 daa (pers. medd. Jan Erik Nilsen). I et bestandsskoglandskap i Norge med normalfordeling av hogstklasser vil en da raskt nærme seg 100% kantsoner.



Figur 4. Figuren viser hvor stort areal innen en biotop som er upåvirket av kanteffekter gitt at kanteffekter strekker seg 25 meter inn fra kanten. Stiplet kurve gjelder biotoper med rund form, mens heltrukken linje gjelder for biotoper med kvadratisk form. Fet stiplet linje illustrerer henholdsvis arealet der 50% av biotopen ligger innenfor en 25 meters kantsone (30 daa) og gjennomsnittstørrelse for biotoper registrert etter MiS-metodikk i 8 kommuner (6,2 daa), kfr. boks 8 dette kap. Figuren er hentet fra Sverdrup-Thygeson m.fl. (submitted 2002)

Spredning mellom nøkkelbiotoper er avgjørende

For de fleste skoglevende arter kreves trolig nokså store områder dersom artene skal kunne opprettholde langsiktig levedyktige populasjoner. Størrelsen på et slikt område er sterkt variabelt mellom ulike artsgrupper, men for mange arter opp mot hundrevis av dekar (Olsen

1995; Framstad m. fl. 2002). For noen arter, tilknyttet isolerte stedsbetingede nøkkelbiotoper, kan et lite areal med optimale forhold for arten (refugier) opprettholde populasjoner i flere tusen år. Et eksempel på dette er restbiotoper av edelløvskoger i Østerdalen. Der har edelløvtrær som lind, lønn og hassel, samt en rekke varmekrevende karplanter (og helt sikkert insekter og mykorrhizasopp) holdt stand siden den postglasiale varmetida. Slike biotoper er antakelig mye vanligere enn hva vi har vært oppmerksom på. Trær som lind, f.eks. klarer knapt å forynge seg med frø i størsteparten av sitt utbredelsesområde i Norge med dagens klima. De er eldgamle kloner som spres ved stubbeskudd på lokalitetsnivå (pers. medd. Reidar Haugan). Slike biotoper er imidlertid unntaket og slik Siste Sjanse anvender nøkkelbiotopbegrepet, er det neppe realistisk at hver enkelt nøkkelbiotop kan sikre langsiktig levedyktige populasjoner av alle biotopens arter.

Nøkkelbiotoper er generelt tenkt å fungere som middels store øyer i et hav (matrix) av mer eller mindre ubeboelig habitat, hvor arter med miljøkrav som ikke tilfredsstilles i matrixen kan leve og reprodusere. I et slikt landskap kan vi forvente en metapopulasjonsdynamikk, hvor populasjoner kan dø ut lokalt i nøkkelbiotoper, for så å rekoloniseres av individer fra andre nøkkelbiotoper med mer livskraftige populasjoner (sensu Hanski og Gilpin (1996)). I en slik dynamikk er spredning mellom nøkkelbiotoper avgjørende for langsiktig overlevelse for de fleste artene som huses av nøkkelbiotoper (Sverdrup-Thygeson og Lindenmayer 1998). MacArthur og Wilson (1967) sin likevektsteori om antall arter på en øy med et naturlig forstyrrelsesregime predikerer følgende: 1) Antall arter på en øy vil med tiden bli forholdsvis konstant over tid 2) Dette er et resultat av en kontinuerlig "omsetning" av arter, hvor noen dør ut og noen immigrerer 3) Store øyer kan huse flere arter enn små øyer, og 4) Artsantallet vil avta med økende avstand til et kildehabitat (en annen øy eller "fastland"). En rekke både eksperimentelle studier og observasjonsstudier på ulike artsgrupper støtter disse prediksjonene (Begon m. fl. 1990). Det er et vel etablert økologisk fenomen at antall arter og areal er positivt korrelert. Både en økning i arealet per se og økt habitatdiversitet som følge av økt areal er vist å ha betydning for artsmangfoldet (se Begon m.fl. (1990) for eksempler og Collinge (1996) for review). MacArthur og Wilson (1967) sin øyteori må imidlertid modifiseres noe for å passe til habitatøyer i landskapet, fordi habitatøyer, i motsetning til øyer i havet, er omgitt av andre typer habitat som i varierende grad er beboelig (Andrén 1994). For fugl eller pattedyr vil graden av negativ effekt ved å redusere habitatflekkarealet på fastlandet (eller i vårt tilfelle en nøkkelbiotop), i stor grad avhenge av 1) Hvor egnet omkringliggende habitat er for de enkelte artene, 2) Avstanden til neste passende habitatflekk (eller grad av isolasjon), og 3) Den totale andelen opprinnelig habitat som fremdeles finnes i landskapet (Andrén 1994). For nøkkelbiotoper i skog innebærer dette at jo større andel egnet habitat som finnes i omkringliggende skog, og jo større andel areal nøkkelbiotoper og reservater utgjør totalt i landskapet, jo mindre kan nøkkelbiotopene være før dette gir seg utslag i negative effekter for populasjonsveksten for artene biotopen huser. Et forbehold her er selvsagt at kanteffekter per se ikke skader populasjonene (kfr. avsnitt senere dette kapittelet).

Tid er en viktig økologisk faktor

I tillegg til areal er tid en viktig økologisk faktor for artsmangfold. Tiden det tar for vellykket spredning og nyetablering øker med økende avstand til egnet substrat (MacArthur og Wilson 1967). Nøkkelbiotoper som har en intern dynamikk hvor det er en jevn tilgang på nytt substrat vil, gitt at lokalklima er egnet, kunne beholde populasjoner av arter som er avhengig av substratet i lang tid. Lengre lokal overlevelse betyr økt sannsynlighet for vellykket nyetablering i andre områder. Et studie av ospeskog i Alberta, USA, viste ulik arts-sammensetning på samme nedbrytningsstadier av ospelærer i bestand med ulik alder, noe som tilsier at tid i seg selv er en avgjørende faktor (Crites og Dale 1998). I Finland studerte

Komonen m.fl. (2000) en treleddet næringskjede (kjuke, møll og parasitt på møllen). Gjennomsnittlig antall trofiske nivåer avtok signifikant med økt tid siden isolasjon, og i de fragmentene som hadde vært isolert i lengst tid (12-32 år) var parasitten helt fraværende. Komonen m.fl. (2000) sin konklusjon er at habitattap og fragmentering kan føre til brudd i næringskjeder med spesialiserte arter, og at sannsynligheten for at dette skjer øker med økende tid etter isolasjon (se også kap. 2.3.3).

Det er i dag bare fragmenter av skogen i Norge som er upåvirket av menneskelig aktivitet. De fleste nøkkelbiotoper er derfor i større eller mindre grad preget av menneskelig påvirkning ved at skogstruktur, treslagssammensetning og annet artsinventar er forskjellig fra en tilsvarende skog i upåvirket tilstand. Dersom biotoper får utvikle seg fritt kan man imidlertid forvente at forholdene for arter som er knyttet til ulike stadier av klimaksfase suksessivt vil bedres, og at biotopens verdi for biologisk mangfold derved vil øke på sikt.

Evaluerings

Bør vi fokusere på biotoper eller elementer?

En grunnleggende forskjell mellom MiS-metodikk og både Siste Sjanse-metodikk og DN sitt system for kartlegging av viktige naturtyper (Direktoratet for Naturforvaltning 1999b) er at de to sistnevnte baseres på kartlegging på biotopnivå, med elementer som en del av dokumentasjonen, mens MiS-kartlegging i hovedsak baserer seg på kvantifisering og stedfesting av informasjon om elementer. Siste Sjanse skiller mellom nøkkelelementer (kap 2.5) og biotoper (kfr. definisjon av nøkkelbiotop, kap 1.6). SiS-metoden legger kun opp til kartlegging av elementer i spesielle tilfeller, og dette gjelder også DN's metode for kartlegging av viktige naturtyper. MiS-metoden sine 29 "livsmiljøer" består av en blanding av enkelt-elementer (f.eks. død ved) og arealer (f.eks. eldre lausvokst). Den samme blandingen av enkeltstående elementer og biotoper gjør Nitare, red. (2000), som presenterer 22 skogs-"biotoper" som ansees som spesielt verdifulle for biologisk mangfold i Sverige.

Mange kilder påpeker viktigheten av å ivareta ulike typer nøkkelelementer i den hensikt å sikre artsmanfoldet (se kap 2.3.2). For å sikre langsiktig overlevelse hos arter er det videre nødvendig å forvalte skogøkosystemet på en slik måte at egnede elementer nyskapes i minst samme takt som de forsvinner. Dagens intensive skogbruk tilrettelegger dårlig for tilfeldig nydannelse av alle varianter av flyktig substrat som for eksempel død ved av ulik kvalitet på størsteparten av arealene (Siitonen m. fl. 2000; Sverdrup-Thygeson 2000; Stokland 2001). Ved å basere forvaltningen av artsmangfoldet på ivaretagelse av elementene som er tilstede i skogen ved taksering, vil vi få et landskap hvor ingen lokaliteter får utvikle substrat-tettheter som er tilnærmet like store som det en finner i tilsvarende urørt skog (kfr. kap.2.3.2). Nydannelse av egnede elementer vil videre være svært usikker både i tid og rom. Vi mener derfor at forvaltning må basere seg på føre-var prinsippet og ivaretagelse av biotoper, hvilket innebærer gjenskaping av substratkonsentrasjoner som fantes i urskogen (kfr. kap 2.2.2 og 2.3.1). Nøkkelbiotoper bør avgrenses slik at de kan opprettholde en indre dynamikk som lokalt gir tilfredsstillende livsmiljøer for artene i fokus over tid. Reduserte kanteffekter i store biotoper samt praktisk-økonomiske fordeler (m.h.p. buffersone) ved valg av større forvaltningsenheter er andre argumenter som støtter valg av biotoper kontra elementer som minste forvaltningsenhet.

Gjerde og Baumann, red. (2002) med referanser) argumenterer at enkelte arter med god spredningsevne kanskje vil kunne overleve i et landskap hvor nøkkelbiotoper velges bort til fordel for tiltak på elementnivå, og at delpopulasjoner vil kunne overleve på gunstige steder for senere å kunne spre seg til eventuelle nydannede habitat ("lifeboating"). Gjerde og

Baumann, red. (2002) påpeker også at sjeldne og truede arter vil begunstiges av slike hensyn. Vi mener det er stor fare for at ivaretagelse av spredte enkeltelementer ikke er tilstrekkelige tiltak for å ivareta spekteret av ulike arter med ulik spredningsevne. Nødvendigheten av å ivareta større områder (nøkkelbiotoper) støttes også av et ferskt litteraturstudie av landskapsøkologi i skog Sverdrup-Thygeson m.fl (2002). Sverdrup-Thygeson m.fl. (2002) påpeker at små områder (på rundt 2 mål), gjensetting av tregrupper rundt små konsentrasjoner av død ved og gjenlegging av død ved på hogstflater biologisk sett ikke vil kunne erstatte større områdene med sluttet kronesjikt og jevn tilgang på død ved.

Størrelse/avgrensning av nøkkelbiotoper

Det finnes ingen fasit på hvor stor en nøkkelbiotop bør være, og vi kan heller ikke forvente at spørsmålet kan besvares generelt. Årsaken er at en nøkkelbiotop, på samme måte som et livsmiljø (kfr. Gjerde og Baumann, red. (2002)), ikke er noen biologisk naturlig enhet i landskapet, men en forvaltningsenhet som opprettes i arbeidet med å sikre biologisk mangfold. Ytterlighetene på arealskalaen for ivaretagelse av habitater kan sies å være ivaretagelse av det enkelte substrat (for eksempel en låg eller ett grovt tre) på den ene siden, og ivaretagelse av hele skogøkosystemer (skogområder på tusenvis av mål) på den andre siden. Boks 8 gir en oversikt over praktisk erfaring med areal for registrerte nøkkelbiotoper etter SiS - metoden. Hver biotop har i første rekke en funksjon som en del av et større nettverket av biotoper, både av tilsvarende og forskjellige naturtyper. Dersom det finnes en optimal størrelse for nøkkelbiotoper, er den avhengig av mange variabler ellers i landskapet, som skogtilstanden i landskapet, avstand til neste biotop, lokaltopografiske forhold, grad av lokal og regional sjeldenhet for gjeldende naturtype, sårbarhet for storskalaforstyrrelse, sårbarhet for endringer av lokalklima, og ikke minst grad av grad av hensyn til biologisk mangfold på det øvrige areal (Angelstam og Andersson 1997; Gjerde og Baumann 2002). Målet med SiS-metoden er at nøkkelbiotopene skal kunne levere egnet substrat med tilfredsstillende frekvens også for fremtiden. For arter som er avhengig av et stabilt lokalklima og kontinuerlig tilgang på egnet substrat mener vi at det i tillegg er essensielt å sikre at en god del av biotopene er store nok til at en betydelig andel av arealet ikke påvirkes nevneverdig av kanteffekter. Vår kunnskap om kanteffekter tilsier at biotoper bør være minst 30 daa i flatt landskap. Dersom terrengformasjoner skjermer nøkkelbiotopens interiør vil dette arealet kunne reduseres. Vi mener at det er en fordel å skape en så "naturlig" avgrensning som mulig, det vil si at topografi, vegetasjon (type og fuktighetsforhold) bør tas være med på å bestemme avgrensningen, i tillegg til dagens forekomsten av miljøverdier.

BOKS 8: Hvor stor er en nøkkelbiotop?

Nøkkelbiotoper registrert med Siste Sjanse-metodikk varierer fra kun et par daa, til over 1000 daa. Sammenliknet med andre vanlig anvendte forvaltningsenheter i skog har nøkkelbiotoper generelt større arealutstrekning enn et enkelt nøkkelelement og ofte mindre utstrekning enn naturreservater (gjelder særlig i barskog). Et representativt utvalg av biotoper registrert av Siste Sjanse og Prevista i perioden 1998-2001 i sør-Norge viste et snitt på 48 daa ekskl. buffersoner (900 biotoper) (Sverdrup-Thygeson m. fl. submitted 2002). Til sammenlikning viser ferske resultater fra MiS-kartlegging i Akershus, Hedmark og Oppland at det er en stor overvekt av små miljøfigurer, med en gjennomsnitts-størrelse på 6,2 daa. Videre er 81% av figurene (47% av arealet) under 10 daa og 59% av figurene er 4 daa eller mindre. I disse tallene er evt. buffersoner holdt utenfor (Sverdrup-Thygeson m. fl. submitted 2002). Felles for nøkkelbiotoper er at de 1) har en arealutstrekning > 1 da 2) omfatter en konsentrasjon av nøkkelelementer og/eller sjeldne vegetasjonstyper 3) avgrenses slik at flyktige nøkkelelementer (se kap. 2.4.2) over tid nydannes i biotopen 4) avgrenses slik at lokalklima i størst mulig grad opprettholdes over tid.

Buffersoner

Lokaltopografisk beliggenhet og naturtype er de mest avgjørende forhold som avgjør grad av kanteffekter og dermed også behovet for buffersoner. Dersom man opererer med en standard bredde på buffersonen vil buffersonen utgjøre en stadig større andel av totalt beskyttet areal desto mindre et biologisk viktig område er (se Gjerde og Baumann, red. (2002) eller Sverdrup-Thygeson m.fl. (submitted 2002)). Med begrensede arealrammer mener vi derfor at det biologisk sett er mest effektivt å konsentrere hensynene til noe færre, men større biotoper. I sum konkluderer Gjerde og Baumann, red. (2002) med at den viktigste årsaken til at konsentrasjoner har en ekstra verdi er fordi det for mange livsmiljøer representerer en kostnadseffektiv måte å bevare arter på. Denne argumentasjonen bunner i det store behovet for buffersoner pr. element for små elementkonsentrasjoner. Også dersom begrensede økonomiske rammer vektlegges når en søker forvaltningsløsninger, synes det altså som om det finnes argumenter for å konsentrere hensyn i større områder (nøkkelbiotoper).

Konklusjon

Nøkkelbiotoper bør, slik vi ser det, avgrenses funksjonelt. Det vil si slik at biotopens funksjon for biologisk mangfold opprettholdes over tid. Dette betyr at biotopene må være store nok til at interndynamikken opprettholdes over tid, og at nydannelse av kritisk substrat kan skje i takt med nedbrytningen av slikt substrat. Økologisk teori tilsier at et nettverk av funksjonelt avgrensede nøkkelbiotoper sammen med tilpassede generelle flerbrukshensyn på øvrig ordinært skogareal kan være et egnet verktøy for å ivareta biologisk mangfold i skog (kfr. kap. 2.4.1). SiS-metoden inkluderer ikke kartlegging av generelle flerbrukshensyn da mange av disse er flyktige i tid. Buffersoner må brukes i de tilfeller hvor dette vurderes som nødvendig for å opprettholde spesielle lokalklimatiske forhold.

2.4.3 Restaurering

Prinsipp

Restaurering av biologisk viktige områder er et nødvendig verktøy for å sikre bevaring av biologisk mangfold.

Bakgrunn

Påvirkningshistorien i Skandinavias skoger, herunder tap av naturtyper og fragmentering, har resultert i bestandsreduksjon hos hundrevis av arter (Berg m. fl. 1994; Hansson 1997; Gundersen og Rolstad 1998b; Direktoratet for Naturforvaltning 1999c; Hanski 2000; Framstad m. fl. 2002) (kfr. kap. 2.3.2). Bevaring av skogøkosystemene og opprettholdelse av artsmangfoldet krever derfor at man både sikrer nøkkelbiotoper og restaurerer naturkvaliteter som har gått tapt (Angelstam 1998a; Hanski 2000). Dette er en kompleks og krevende utfordring. Restaurering kan innebære gjenskaping av livsmiljøer på ulik romlig skala, fra enkeltstående flerbrukshensyn på en hogstflate til å tilrettelegge for at et landskap har kontinuerlig tilgang på ulike suksesjonsstadier fra nylig forstyrrede områder til gammelskogs-områder, inklusiv gjeninnføring av en forstyrrelse som brann (Angelstam (1998a) med referanser). Hanski (2000) viser ved hjelp av en metapopulasjonsmodell at det nødvendig å igangsette et omfattende restaureringsprogram i finske skoger for å forhindre en rekke skoglevende arter dør ut i løpet av de neste 30 årene. Restaureringsinnsatsen bør i følge Hanski (2000) konsentreres til bestemte områder fremfor å spres mer jevnt over skogarealet, og områder som lokaliseres nær eksisterende naturskogsområder vil i følge forfatteren gi størst positiv effekt for mangfoldet. Fries m.fl. (1997) mener at de viktigste restaurerings-tiltakene i svenske boreale er å øke antall og kvaliteten på kontinuitetsbetinget skog, øke

mengden av grov død ved, øke mengden løvskog, og å reintrodusere brann som en økologisk prosess.

Restaureringsbehovet for ulike skogtyper eller strukturer i norske skoger er foreløpig ikke utredet, men praktisk registreringserfaring fra ulike landsdeler (Haugan 1996; Gaarder og Haugan 1998; Blindheim 1999; Dahl og Heggland 1999; Løvdal 1999; Dahl 2000; Lie 2000; Solås 2000c; Løvdal 2001) tilsier at restaurering er nødvendig for å nå målsettingen om langsiktig bevaring av artsmangfoldet. Mange naturtyper og skogtilstander er i dag blitt mangelvare i norske skoger. Eksempler på vegetasjonstyper som var vanlige for bare en generasjon tilbake, men som i dag er sterkt truet i Norge er særlig fuktige vegetasjonstyper som rikmyr i lavlandet (skogbevokst og åpen), or-askeskog (noe truet), rik sumpskog, svartorstrandskog og varmekjær kildeløvskog (Fremstad og Moen 2001) og ulike typer skog på kalkrik mark (Bjørndalen 1988). Skogtilstander som har blitt sjeldne i Skandinavia er særlig gammel og død-ved rik barskog (Axelsson og Östlund 2000) og edelløvskog, kontinuitetspreget kystgranskog og kystfuruskog, boreal løvskog i sammenbruddsfase og kalkskog med kontinuitet i marksjikt (Direktoratet for Naturforvaltning 1999b; Framstad m. fl. 2002).

Evaluering

Restaurering av naturtilstander er foreløpig anvendt i begrenset grad i Norge, selv om behovet synes å være til stede (Framstad m. fl. 2002). Stortinget har imidlertid som et av flere resultatmål for bevaring av biologisk mangfold vedtatt at "Truede arter skal opprettholdes på eller gjenoppbygges til livskraftige populasjoner" (St. meld. nr. 42 (2000-2001) 2001). Tap av leveområder er i dag blant de viktigste truslene for artsmangfoldet (Direktoratet for Naturforvaltning 1999c), og restaurering, eller gjenoppbygging av habitater vil ofte være eneste måten å gjenoppbygge livskraftige populasjoner på. I skogverneplaner i Norge har restaurering frem til i dag ikke vært et tema, men i evalueringen av skogvernet (Framstad m. fl. 2002) foreslås dette som et tiltak: Framstad m.fl. (2002) viser at det i sør Norge i dag er mangel på aktuelle kandidater som kan dekke inn mangelen på store verneområder med areal $> 10\text{km}^2$, og foreslår å kompensere for dette ved bl.a. å opprette restaureringsreservater. Levende Skog standardene for et bærekraftig norsk skogbruk (Levende Skog 1999) inkluderer restaureringsbiotoper i sin definisjon av nøkkelbiotoper, og sier at slike biotoper skal registreres, dokumenteres og ivaretas. Utredning av behovet for restaureringsbiotoper er også inkludert som en del av LS-standardens om landskapsøkologisk hensyn for eiendommer > 10000 daa. MiS-instruksen (Baumann m. fl. 2001) nevner også at det i områder som viser mangel på bestemte livsmiljøer etter registreringene kan benyttes regulære bestandsdata og kartdata kan benyttes for å plukke ut ungsogsbestand som på sikt skal utvikle de ønskede kvaliteter. Det er imidlertid foreløpig ikke utviklet arbeidsredskap for mangel-analyse eller praktisk kartlegging av restaureringsbiotoper i MiS-metoden (kfr. Gjerde og Baumann, red. (2002) og Baumann, red. (2001)).

I andre europeiske land og i USA er restaurering et anvendt naturforvaltningsverktøy som er under aktiv utvikling (Higgs 1997), særlig i forbindelse med våtmark (se for eksempel Hansson og Skjellberg (2002) eller <http://www.ieh.se/>), men også for skog (STORA; SCA 1997; Frelich og Puettmann 1999; Pettersson 1999; Petterson upubl. notat). Begrepet er likevel ikke klart definert, og ulike definisjoner har blitt fremsatt (se Higgs (1997) for en diskusjon av begrepet). Felles for mange definisjoner er at de fokuserer på reetablering av både struktur, funksjon og dynamikk til naturlig forekommende økosystemer. Siste Sjanse har definert restaureringsbiotoper som *"områder der en ønsker å etablere nøkkelbiotoper som det ikke er tilstrekkelig av i landskapet."* Restaureringsbiotopene skal dekke inn de naturtypene

som i dag ikke har nøkkelbiotoper, og er et verktøy for å utfylle et funksjonelt nettverk av nøkkelbiotoper i områder med få eller ingen nøkkelbiotoper av gitte typer. Hva som er nødvendige mengder av både strukturelle elementer og arealer (terskelverdier) for å ivareta arts mangfold i skog er imidlertid lite kjent (kfr. Framstad m.fl. (2002), Gjerde og Baumann, red. (2002) og Angelstam (1998a)). Det er også få aktører i norsk skognæring som har formulert målsettinger for bevaring av biologisk mangfold som gir konkrete føringer for praktisk forvaltning. Konkrete målsettinger om hvor store arealandeler som skal underlegges hensynet til hhv. biologisk mangfold og/eller økonomi er etter vårt syn nødvendig for å nå målet om langsiktig bevaring av biologisk mangfold. En helhetlig landskapsplan bør, sett fra et biologisk synspunkt, lages på basis av en form for ”mangel-analyse” (se Angelstam og Andersson (1997)) hvor dagens fordeling av ulike naturtyper, suksessionsstadier og skogtilstander sammenliknes med en antatt fordeling av tilsvarende faktorer i et upåvirket landskap. En slik analyse kan bidra til å formulere tallfestede målsettinger, og en restaureringsplan kan utformes.

Hittil har ikke andre aktører i Norge enn Prevista (se for eksempel Solås (2000c) og Siste Sjanse presentert konkrete arbeidsmetoder for restaurering av miljøverdier i skog. Siste Sjanse-metoden inkluderer restaureringsbiotoper som en fast del av kartlegging av biologisk mangfold i skog. Dette fordi vi mener det er viktig å ta høyde for at landskapet ikke inneholder nøkkelbiotoper av alle forventede typer, og for at det ikke finnes tilstrekkelig mengde nøkkelbiotoper av de ulike typene. Kartlegging av potensielle restaureringsbiotoper skal foregå løpende under registreringene. Kriterier for utvelgelse av restaureringsbiotoper er gitt i kap. 3.2.6. Metoden legger opp til at det skal foretas en forenklet mangelanalyse før registreringene starter opp, og en reanalyse av behovet på basis av informasjon om nøkkelbiotoper etter endt datainnsamling. Det kreves bruk av kvalifisert biologisk skjønn for bruk av kriteriene i felt, og for utvelgelse av restaureringsbiotoper i etterarbeidet (kfr. kap. 3.2.6). Vi mener at det er et betydelig forbedringspotensial i arbeidsmetoden, og at det beste utgangspunktet for en helhetlig restaureringsplan vil være en utvidet planleggingsfase og konkretisering av målsettinger.

Konklusjon

Dersom vi skal nå målet om langsiktig bevaring av biologisk mangfold i skog, er det etter vår oppfatning i de fleste skoglandskap et behov for å gjenskape mange ulike typer livsmiljøer slik at de på sikt utgjør en større arealandel enn i dag. Det er derfor nødvendig at kartlegging av restaureringsbehov og registrering av aktuelle restaureringsbiotoper inngår som en del av registreringsmetodikken. Det er et betydelig forbedringspotensial både for arbeidsmetodene og rammevilkårene for å lage restaureringsplaner, og det er stort behov for bedre kunnskap om terskelnivåer for ulike arters og artsgruppers krav til både mengde substrat, fordeling av substrat, og areal.

2.4.4 Hensynsområder fyller viktige økologiske funksjoner

Prinsipp:

Hensynsområder er større, sammenhengende områder hvor skogbruket tar utvidete hensyn for å ivareta det biologiske mangfoldet.

Bakgrunn

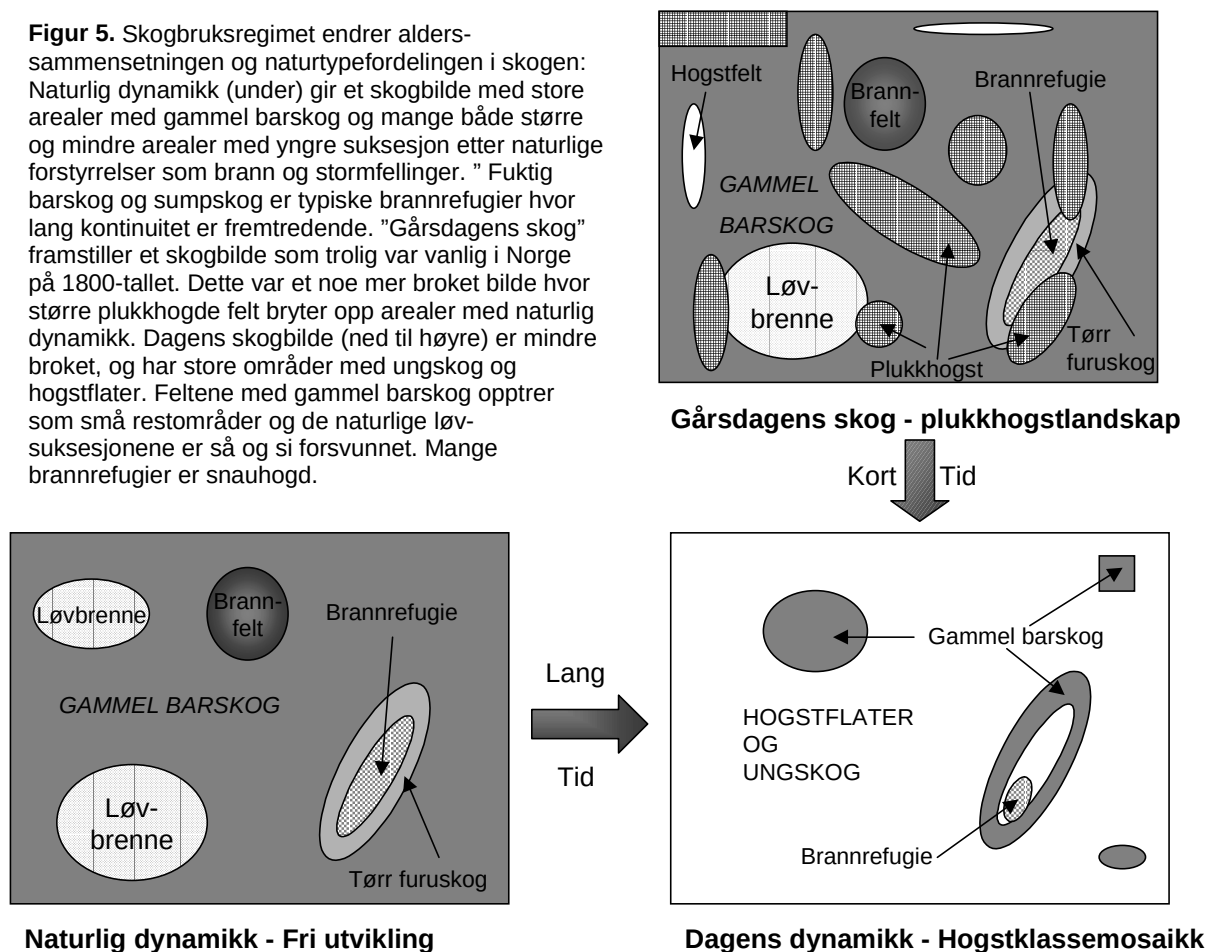
Arealkrevende arter

Ikke alle arter som er negativt påvirket av skogbruk får oppfylt sine krav til livsmiljø i nøkkelbiotoper. Mobile, arealkrevende arter blant fugl og pattedyr bruker terrenget på en annen skala enn de fleste stasjonære substratspesialister. Dette kan på den ene siden føre til at de er spesielt sensitive overfor fragmentering av leveområder, eller det kan gi dem et fortrinn fordi de kan ha lettere for å takle fremmede habitater enn andre artsgrupper (Rolstad 1991a). Målinger med radiotelemetri og anslag av leveområdestørrelser for små og mellomstore predatorer i norsk barskog, viser at de fleste av disse artene har leveområder som er større enn de sammenhengende skogbestandene som jevnt over finnes i det moderne bestandsskogbruket. Derimot er leveområdene deres mindre enn de sammenhengende skogpartiene som fantes i den tidligere dimensjons- eller plukkhoggede skogen (Sonerud 1991). Arealkravene for ulike arter vil imidlertid variere med habitatkvaliteten. Med habitatkvalitet menes konsentrasjon av føde og andre elementer de er avhengige av for ulike aktiviteter (fødesøk, skjul, matlagring, egnet yngleplass eller en kombinasjon av disse aktivitetene). Slike elementer kan typisk være spesielle strukturer som reduseres betydelig i hogstlandskapet, bl.a. gadd, grove trær, gamle trær, hule trær, høgstubber eller rikelig med hengelav (se f.eks. Sverdrup-Thygeson m.fl. (2002) eller Sonerud (1991) for review). På grunn av sin evne til forflytning er imidlertid arealkrevende arter mer tolerante for romlige variasjoner i tettheten av slike strukturer (Rolstad 1991a); individene kan oppsøke egnede elementer selv om de forekommer spredt. For alle arter vil det imidlertid finnes en terskelverdi for når et landskap ikke lenger er egnet som levested. Det er mange faktorer som påvirker egnetheten til et landskap, og dermed når denne terskelverdien nås. Andrén (1994) presenterer en review av hvordan oppsplitting av leveområder (fragmentering) påvirker populasjoner av fugl og pattedyr. Han viser at grad av fragmentering er med på å bestemme hvor sterk påvirkning faktorer som tap av habitat, endring i størrelse på habitatflekkene og grad av isolasjon har på populasjonsstørrelsene: Populasjoner i landskap med høy grad av fragmentering (<30% opprinnelig habitat igjen) utviste større nedgang i populasjonsstørrelse enn forventet fra habitattap alene når habitatflekkene ble mindre og grad av isolasjon økte. Dette innebærer i praksis at populasjoner av arealkrevende gammelskogsarter som lever i et svært oppsplittet landskap (det vil si tilnærmet all lavereliggende skog i Norge i dag) kan forventes og påvirkes sterkt negativt av ytterligere tap av arealer med sammenhengende gammelskog.

Det er først og fremst bestandsskogbrukets fragmentering og endring av alderssammensetning som viser seg å redusere skogens bæreevne for flere arter (Fiedler; Helle og Järvinen 1986; Väisänen m. fl. 1986; Saunders m. fl. 1991; Gundersen og Rolstad 2000; Framstad m. fl. 2002). Med økt fragmentering endres flere fysiske og landskapsøkologiske parametre som enten alene eller sammen påvirker det biologiske mangfoldet. Fragmentering av biotoper endrer forholdet mellom habitat og det omkringliggende miljøet i landskapet; mengden habitat minsker, avstanden mellom fragmentene øker og landskapets økologiske kornethet endres (se figur 5). Med kornethet menes fordeling og frekvens av små og store habitatrester, kfr. Rolstad (1991b). Om habitatrestene er store eller små må sees i forhold til organismen det gjelder. Økt fragmentering fører også til økt andel kantsone i landskapet. Dette medfører at en høy andel av skogarealet får endret lokalklima (kfr. kap. 2.4.2 om kanteffekter), og det endrer predasjonsrisikoen (Andrén m. fl. 1985; Gundersen og Rolstad 2000). Videre vil økt avstand mellom fragmentene redusere spredningsmulighetene og genetisk utveksling mellom fragmentene (for oppsummering av effekter av fragmentering se Svensson (1996), Botkin og Keller ; Saunders (1991) eller Fiedler . Spørsmålet om hvor små og hvor isolerte fragmentene må være for at en art skal ”oppfatte” et landskap som fragmentert er avhengig av om arten er

habitatgeneralist eller ikke, og hvor stor andel artens habitat utgjør i landskapet. Andrén (1994) har foretatt en matematisk simulering av hvordan populasjonsstørrelser endrer seg etter hvert som andelen egnet habitat blir stadig mindre i et landskap. Han fant at et sammenhengende habitat ble brutt ned til isolerte fragmenter når ca 60% av habitatet stod igjen i landskapet. Videre at avstanden mellom fragmenter økte eksponentielt når andelen habitat var lavere enn 40%. (Andrén 1994) foretar også en sammenstilling av studier av hvordan fragmentering påvirker populasjonsstørrelse for en rekke arter av pattedyr og fugl. Andrén (1994) tar utgangspunkt i et tenkt landskap, upåvirket av mennesker, hvor hver av de studerte artene har 100% av sitt "opprinnelige habitat" tilgjengelig. Han ser så på hvordan populasjonsstørrelser og fordeling av individer endrer seg i landskapet med ulik grad av menneskelig påvirkning; d.v.s. fragmentering av egnet habitat, redusert mengde habitat og isolasjon av habitatøyer. Han fant at når mengden opprinnelig habitat var redusert til mellom 20-29% utviste ca halvparten av de studerte artene reduserte populasjonsstørrelser eller endret fordeling på grunn av økt isolasjon og/eller redusert mengde habitat i landskapet. Når andelen opprinnelig habitat ble redusert til <20% viste alle de studerte artene markant reduksjon i populasjonsstørrelser. Et viktig fenomen ved fragmentering er at den kumulative effekten i mange tilfeller vil være langt mer omfattende enn summen av enkelteffektene Rolstad m.fl. (1991). Med kumulativ effekt menes her den samlede fremtidige effekten på skogøkosystemet og artsmangfoldet av tidligere og nåværende menneskelige inngrep som flatehogst, planting, tynning, bygging av skogsbilveier, grøfting av sumpskog, etablering av kraftledninger osv. kfr. Rolstad m.fl. (1991).

Figur 5. Skogbruksregimet endrer alderssammensetningen og naturtypefordelingen i skogen: Naturlig dynamikk (under) gir et skogbilde med store arealer med gammel barskog og mange både større og mindre arealer med yngre suksesjon etter naturlige forstyrrelser som brann og stormfelling. "Fuktig barskog og sumpskog er typiske brannrefugier hvor lang kontinuitet er fremtredende. "Gårdsdagens skog" framstiller et skogbilde som trolig var vanlig i Norge på 1800-tallet. Dette var et noe mer broket bilde hvor større plukkhogde felt bryter opp arealer med naturlig dynamikk. Dagens skogbilde (ned til høyre) er mindre broket, og har store områder med ungskog og hogstflater. Feltene med gammel barskog opptrer som små restområder og de naturlige løv-suksesjonene er så og si forsvunnet. Mange brannrefugier er snauhogd.



Arealkrevende arter som er generalister, synes ikke å være spesielt negativt påvirket av skogbruksaktiviteter. Imidlertid har en rekke arter blant arealkrevende spesialister i Fennoskandiske skoger, særlig blant boreale taigaarter, vist respons på bestandsskogbruket gjennom reduserte populasjonsstørrelser, se for eksempel Väisänen m.fl.(1986). Først og fremst gjelder dette hønsehauk (*Accipiter gentilis*), storfugl (*Tetrao urogallus*), jerpe (*Bonasa bonasia*), slagugle (*Strix uralensis*), gråspett (*Picus canus*), hvittryggspett (*Dendrocopos leucotus*), dvergspett (*Dendrocopos minor*), tretåspett, (*Picoides tridactylus*) enkelte meisearter som lappmeis (*Parus cinctus*), toppmeis (*Parus cristatus*) og granmeis (*Parus montanus*), trekryper (*Certhia familiaris*), lavskrike (*Perisoreus infaustus*), konglebit (*Pinicola enucleator*) og vierspurv (*Emberiza rustica*). I det følgende vil vi foreta en kort gjennomgang av negative effekter av fragmentering, arealkrav, og eventuelle anbefalinger om tiltak for disse artene. En mer detaljert gjennomgang av økologiske studier for skoglevende fugl er gitt i Sverdrup-Thygeson m.fl. (2002).

Hønsehauk (Rødlistestatus V): Hønsehauk er en mye omtalt art i skogbrukssammenheng. Arten er tilpasset et levesett i større sammenhengende gammelskogsområder, og hønsehaukbestanden har i både Norge og resten av Fennoskandia vist en dramatisk tilbakegang de siste tiårene (Widén 1997; Hafstad 2002). En fersk norsk sammenstilling av bestandsdata hos hønsehauk (Hafstad (2002) med referanser) viser at den norske hønsehaukbestanden siden 1950 har blitt redusert med ca 85 % og at bestandsnedgangen har trolig fortsetter i høyt tempo. Dette har skjedd på tross av totalfredning i Norge siden 1971. Arten har en klar preferanse for gammel barskog både som hekkeplass og jaktområde (Selås 1997). Flere studier foreslår at hovedårsaken til bestandsnedgangen er at både reirhabitat og foretrukket jakthabitat blir systematisk ødelagt gjennom dagens intensive skogbruk (Steen 1989; Tømmeraas 1993; Selås 1998; Knoff 1999). Hønsehauker i midt-Sverige foretrekker å jakte i gammel skog og unngår både ung og middelaldret skog. Under jakt i gammel skog foretrekker de bestand større enn 400 daa, og unngår bestand mindre enn 200 daa (Widén 1989). Tilgang på byttedyr er funnet å være den viktigste faktoren for å bestemme habitatbruk hos hønsehauk (Kenward og Widén 1989; Bergo 1995; Nygård m. fl. 1998). Blant hønsehauk som fikk ødelagt reirområdene sine av hogst i sør-Trøndelag klarte individer i kulturlandskapet og ved kysten seg bedre enn individer fra rene skoglandskap (Sandvik 1995). Forfatterne forklarer dette med at tilgangen på alternative byttedyr er større i de førstnevnte områdene. Det er en generell trend at hønsehauken har klart seg bedre i nærheten av kulturlandskap og urbane strøk. Knoff (1999) anbefaler å unngå store sammenhengende hogstflater innenfor en radius av 200 m fra reiret, d.v.s. et areal tilsvarende ca 125 daa. I et studieområde hvor de fleste fragmenter var mindre enn 300 daa oppfattet hønsehauken leveområdet som finkornet og kunne dermed utnytte hele området. Homerange utgjorde da mellom 3400 og 8000 ha (Andrén 1994).

Storfugl: I Norge har langvarige studier av storfugl på Varaldskogen i Hedmark vist at det er direkte sammenheng mellom antall tiur på en leik og hvor mye gammelskog det finnes innen 1 km radius fra leiksentrum (Rolstad m. fl. 1991). De fant at områder med 20-30% eldre skog ikke hadde tiurleiker (Rolstad 1991a), mens antall tiur på leiken sank markant når andelen eldre skog kom under 50%. I overensstemmelse med dette fant Gjerde og Sætersdal (1996) at en nedre terskelverdi for tiurleiker på vestlandet ser ut til å ligge på omkring 25-30% egnet habitat (storkvost furuskog) omkring leiken. Dette er et resultat av at tiurene responderer på fragmentering av dagområdene rundt leiken med å øke territoriestedstørrelsen (Rolstad m. fl. 1991). Ved finkornet fragmentering (flater < 1 daa) reagerte imidlertid ikke tiurene før det gjenstod kun ca 50% av gammelskogen, og det anbefales derfor finkornet fragmentering av

områder med >50% gammelskog i leikområdet, og grovkornet fragmentering av leikområder som innehar <30% gammelskog (Rolstad m. fl. 1991). Fragmentering av gammelskogen fører også til større avstander mellom både passende beiteområder vinterstid og passende hekke- og kyllinghabitat for storfugl, og til reduserte arealer av slike viktige habitater. Videre fører fragmenteringen til økt predasjonspress på grunn av økte bestander av små- og mellom store predatorer, og fordi fuglene må forflytte seg mer for å nå de prefererte habitattyper gjennom året (Ims 1991; Rolstad 1991b). Eggtapet hos storfugl ser ut til å være vesentlig høyere i dagens skoglandskap sammenliknet med tidligere tiders plukkhogde skog (Rolstad m. fl. 1991; Kurki m. fl. 2000). Økt kyllingpredasjon som følge av redusert andel kyllinghabitat er av Storaas m.fl.(1999) foreslått som en mulig forklaring på at storfuglpopulasjonene ved en viss fragmenteringsgrad begynner å minke mer enn det man kan forvente som følge av habitat-tap alene.

Jerpa har forsvunnet fra en rekke land i Europa og bestandsutviklingen er negativ (Swenson 1994). Jerpe hevdes å være sensitiv overfor fragmentering (Edenius og Elmberg 1996). Åberg m.fl. (1995) fant at størrelsen på isolerte habitatflekker i både skog- og jordbrukslandskap i Sør-Sverige var viktig for forekomsten av jerpe, og at jerpa ville bli favorisert dersom løvhabitat > 10ha ble spart. Jerpas territorium varierer i størrelse mellom 50 og 300 daa (Danielsen 1991) og en rekke faktorer må oppfylles for å tilfredsstille jerpas krav til leveområde. Jansson m.fl. (1999) fant således at jerpa var den arten som best indikerte miljøer med mer enn 60% eldre skog (>40 år), og mer enn 7% løvrik skog. For å sikre spredning mellom habitatflekker bør avstanden mellom passende habitater for jerpa ifølge Åberg m.fl.(1995) ikke overskride 2 km dersom matrix (d.v.s. mindre egnet habitat mellom områder med egnet habitat) består av barskog. Økende løvandel i matrix letter spredningen, og jerpa vil da sannsynligvis kunne spre seg over noe større avstander. Det er sannsynligvis mulig både å bevare en tett bestand av jerpe og samtidig drive et aktivt skogbruk (Danielsen 1991). Et slikt kompromiss krever imidlertid spesielle hensyn ved sluttavvirkning og ungskogspleie (bevare sjiktning, løvandel etc). I områder med tette jerpebestander kan det være hensiktsmessig å avgrense forvaltningsenheter (hensynsområder) der et av målene er å drive ”jerpevennlig” skogbruk.

Tretåspett er en karakterart i gamle granskoger med et visst innslag av døende gran (lengst i nord; furu. Løvtrær kan også være av betydning, se Amcoff og Erisson (1996)). Arten er mindre tallrik i sør-Norge enn i Trøndelagsfylkene og har en mindre stabil bestand sør-Norge (Hogstad 1994). Arten har trolig gått tilbake i Norge, i alle fall i lavlandet (Bekken 1991). I løpet av de siste 50 åra er det dokumentert tilbakegang i den fennoskandiske tretåspettstammen (Väisänen m. fl. 1986; Amcoff og Eriksson 1996; Cederberg 2001), og ytterligere tilbakegang er forventet. Trolig er situasjonen den samme hos oss (kfr. f.eks. (Bekken 1991)), selv om det mangler data til å belyse den norske situasjonen. Arten er mindre tallrik og har en mindre stabil populasjon i sør-Norge sammenliknet med Trøndelagsfylkene (Hogstad 1994). Populasjons-endringene hos tretåspett settes i sammenheng med innføringen av bestandsskogbruket og minkende andel død ved og sumpskog (Väisänen m. fl. 1986; Cederberg 2001). Observasjoner fra tre territorier hos tretåspett antydte en gjennomsnittlig minimums størrelse på hekketerritorium på 160 daa gammel granskog (Hogstad 1976), men trolig trengs det store sammenhengende områder med gammel barskog for å bevare populasjoner med naturlig tetthet av arten. For eksempel fant Virkkala (1996) at tretåspett hekket ved lavere tetthet når reservatstørrelsen kom under 10km². Undersøkelser fra Sverige viser at fra 1993 – 1999 var antallet tretåspettrevir konstant i store, sammenhengende områder med naturskogsartet skog, mens arten i samme tidsrom har minket drastisk i de (øvrige) deler av undersøkelsesområdet der det var foretatt betydelige avvirkninger i perioden Amcoff og Eriksson (in prep.). Som

tiltak for å bremse den negative bestandsutviklingen til tretåspetten foreslår Amcoff og Eriksson (1996) bl.a. å øke andelen eldre skog som får utvikles fritt, hovedsakelig eldre naturskogsaktig barskog, løvbrenner, strandskoger og sumpskog, helst på minst 1000 daa. Et stort sammenhengende gammelskogsareal (1000daa – 4000daa) er trolig særlig viktig om vinteren, da snø vil gjøre liggende død ved og evt. stubber på hogstfelt utilgjengelige for fødesøk.

Hvitryggspett (rødlistestatus V): Tilbakegangen i den østnorske hvitryggspettpopulasjonen er godt dokumentert (Rinden 1991; Stenberg 2001), i likhet med den tilsvarende tilbakegangen i de svenske og finske populasjonene (Aulén 1988; Virkkala m. fl. 1993). I Skandinavia er det kun på Vestlandet (strekningen Vest-Agder til Nordmøre) det finnes en tett forekomst av arten, estimert til totalt ca 1700 par i år 2001 (Stenberg 2001). Dette er den sterkeste populasjonen av arten i Vest-Europa og Norge har et internasjonalt ansvar i forhold til bevaring av arten og en nøkkelrolle i en framtidig reetablering av arten i våre naboland.

I habitat- og næringsvalg er arten den mest spesialiserte av alle de europeiske hakkespettene (Stenberg 1998) med referanser. Arten er en karakterart for gamle, død ved rike løv- og blandingsskoger (Virkkala m. fl. 1993; Hogstad og Stenberg 1994). I vest-Norge finnes arten også i oseaniske furuskoger (Håland 1985). Flere undersøkelser av hvitryggspettens leveområder i Norge peker på den høye andelen døde trær i territoriet; mye høyere enn for øvrig i landskapet (Gjerde m. fl. 1992; Hogstad og Stenberg 1994). Hogstad og Stenberg (1994) kvantifiserte gjennomsnittlig antall døde trær i 29 reirområder for hvitryggspett i Møre og Romsdal til 154 gadd/ha og 195 læger eller døende, liggende trær/ha. Svenske studier har vist at 96% av føden ble plukket fra løvtrær eller hakket fram fra løvtrær (Aulén 1988). Norske undersøkelser viser at 72% av ungenes føde (tørrvekt) er larver av vedlevende insekter (Hogstad og Stenberg 1997). Døde løvtrær av alle treslag og dimensjoner er potensielle spiskamre for hvitryggspetten. Undersøkelser har vist at størrelsen på samlet sommer- og vinterterritorie for et etablert par ligger i størrelsesorden 750 – 2000 mål (0,75 – 2 km²) (Bringeland og Fjære 1981; Aulén 1988). Hvitryggspetten er altså en arealkrevende art hvor en populasjons vitalitet i stor grad avhenger av miljøkvaliteten på stor skala (mange 1000 daa), kfr. Stenberg (1998). Første utfordring er å bevare/gjenskape optimale leveområder der de reproduserende fuglene kan ha sammenhengende sommer- og vinterterritorium, i det fuglene viser høy grad av territorie- og partner-troskap (Stenberg og Carlson 1998) og ofte er stasjonære i det samme området året rundt (Hogstad og Stenberg 1997). Neste utfordring er å sikre et tett nettverk av egnede territorier samt å bevare/gjenskape høy nok andel gamle løvskoger i landskapet slik at den flytende bestanden har arealer for streif- og vinterterritorier. P.g.a. nødvendig omfang av tiltak for å sikre arten i levedyktige populasjoner, er bevaring av arten en utfordring på regionalt nivå, på tvers av eiendomsgrenser og administrative grenser. Nøkkelbiotoper synes å være et utilstrekkelig forvaltningsverktøy for å sikre denne arealkrevende spesialisten.

Dvergspetten (rødlistestatus DC) sine hovedbiotoper er lavlandets kulturlandskap med løvskog samt fjellbjørkeskogen (Hågvar 1991). Tynne og morkne stammer er viktige både for uthakking av reirhull og for fødesøk (Bekken 1988). Dvergspett-inventeringer i 2000 daa ruter i sør- og midt-Sverige viser at forekomst av dvergspett er sterkt korrelert med andelen løvskog i rutene og at i ruter med >380 daa løvskog var arten til stede 80% av studierutene (Wiktander m. fl. 1994). Svenske undersøkelser at arten foretrekker løvskogsbestand med mange hogststubber og høy alder. Arten er ikke på langt nær så arealkrevende som hvitryggspetten. To svenske studier peker på at h.h.v. (1) relativt isolerte løvskogsfragmenter <140 daa og omgitt av barskog kan være for lite for at arten skal kunne utnytte området som

levested (Enoksson m. fl. 1995) og (2) at 200 daa gammel urørt ”sørlig løvskog” holder for ett par, men at hekketerritoriet kan være mye større (referanser i Nilsson m.fl. (1993)). I Sverige regner en med at dvergspetten har minsket med så mye som 4% årlig i perioden 1975-1991 og den finske stammen har gått tilbake i samme foruroligende hastighet (Nilsson m.fl. (1993) med referanser). Cederberg m.fl. (2001) peker på negativ bestandsutvikling hos dvergspett i Sverige også i perioden 1989 - 1998. Dvergspetten har gått tilbake også i Norge (Bekken 1994). Få, hvis noen, norske studier har kvantifisert den norske tilbakegangen, men i enkelte regioner, for eksempel i Hedmark, har den vært svært sterk (Bekken 1994). Årsakene til bestandsreduksjonen henger sammen med endret praksis i skogbruket (færre løvskoger med mye død ved, fortetting etc.) samt fjerning av løvrike randsoner og ”småbiotoper” i kulturlandskapet (Bekken 1994; Cederberg 2001). En bevaring og reetablering av arten krever tiltak på stor skala og det kan være hensiktsmessig å forvalte større områder som egner seg som leveområde for dvergspett som hensynsområder.

Spurvefugler, samt studier av flere arter: I landskap i nord Sverige som er sterkt preget av bestandsskogbruk har Edenius og Sjöberg (1997) funnet at større restområder med gammelskog har et høyere antall hekkende fuglearter enn mindre restområder med tilsvarende habitat. Forfatterne konkluderer at dersom man skal ivareta en fuglefauna som i tetthet og sammensetning tilsvarende situasjonen i urskogslandskapet, må man ivareta større gammelskogsområder, da fortrinnsvis større enn 100 daa. Virkkala (1987) sammenliknet fuglesamfunn i urørt og tynnet furuskog, og i sammenhengende og fragmentert granskog i nord Finland, og fant at tettheten av nordboreale fuglearter som storfugl (*Tetrao urogallus*), tretåspett (*Picoides tridactylus*), lappmeis (*Parus cinctus*), lavskrike (*Perisoreus infaustus*), konglebit (*Pinicola enucleator*) og vierspurv (*Emberiza rustica*) var signifikant lavere i fragmentert enn i sammenhengende skog. Trekryperen er også funnet å hekke med lavere tetthet i fragmenter < 10 km² (Virkkala 1996). Den markerte bestandstilbakegangen som er observert for mange boreale standfugler som granmeis (*Parus montanus*), toppmeis (*P. cristatus*), lappmeis og trekryper (*Certhia familiaris*) i nord Finland de siste tiårene forklares av fragmentering og endringer i alderssammensetning i skogen som følge av intensivt skogbruk (Helle og Järvinen 1986). Pettersson m.fl. (1995) setter nedgangen av spurvefugler i Nord-Europa i sammenheng med nedgangen i forekomst av epifyttisk lav, og dermed habitat for insekter og edderkoppdyr som er viktig føde for spurvefugl, særlig vinterstid. Antall hullrugere i et 1 km² intakt skogområde i Finland sank med 73% i perioden 1941-1977, selv om en antatt kritisk faktor som antall hule trær og høystubber økte i samme periode (Väisänen m. fl. 1986). Hullrugere er ofte overvintrende, og resultatene kan tyde på en nedgang i ressurskvalitet for overvintrende arter, noe som også er antydning for skogslevende standfugl i Sverige (Cederberg 2001). Rødstjert (*Phoenicurus phoenicurus*) unngikk små fragmenter > 6 ha i et studie i Sør-Finland (Haila m. fl. 1987), sannsynligvis på grunn av manglende reirhull.

Lavskrike (Perisoreus infaustus): Lavskrike er en art som er stasjonær i sitt territorium livet gjennom, og som danner livslange parforhold (Borgos 1994). Både i Finland og Sverige er det dokumentert sterk nedgang i lavskrikepopulasjonen, og nedgangen settes i sammenheng med fragmentering og endret aldersstruktur som følge av intensiv flatehogst av gammel barskog og naturskog (Helle og Järvinen 1986; Väisänen m. fl. 1986; Virkkala 1987; Virkkala 1988; Cederberg 2001). I Finland er lavskrike funnet å ha lavere tetthet når reservatstørrelsen kommer under 10 km² (Virkkala 1996). Blant et utvalg av gammelskogsreservater på ca 50-60 ha i Nord Karelien med ulik grad av isolasjon fra kjerneområder i Russland ble arten kun funnet i reservatene med < 10 km fra den Finsk-Russiske grensa (Kouki og Väänänen 2000). Dette antyder at isolasjon på en skala av et titalls km vil kunne fungere som spredningsbarriere for arten. Dagens kunnskap om lavskrike tilsier at bestandsskogbruk

innvirker sterkt negativt på populasjonen og at store områder med gammel barskog bør settes av for å bevare sterke populasjoner av arten. I hogstlandskapet kan arten trolig ikke bevares i et nettverk av små nøkkelbiotoper og hensynsområder synes derfor å være et adekvat forvaltningsnivå m.h.p. å sikre arten.

Habitatspesialister med små arealkrav

Hensynsområder har ofte en høyere tetthet av nøkkelelementer enn i det generelle skogbrukslandskapet. Derfor kan bevaring av hensynsområder bidra til å styrke populasjoner av en rekke habitatspesialister med små arealkrav, i tillegg til at de fungerer som leveområder for arealkrevende arter. Hensynsområdene kan være viktig spredningshabitat for habitatspesialister. Dermed kan de lette spredningen av slike arter mellom nøkkelbiotoper, og øke overlevelsesmulighetene for den enkelte populasjon og for metapopulasjonen som helhet. Data som støtter denne teorien er særlig data for arter fra laverestående fauna, som i flere nyere studier er funnet å respondere på variable på landskapsskala, kfr. Framstad m.fl. (2002) med referanser. Økland (1995) fant at flere grupper av saproxylliske billearter (arter knyttet til vedboende sopp, sterkt nedbrutt død ved og død ved av *Betula*) responderte på kontinuitet i habitat på landskapsnivå. Billene ble funnet å ha optimale substratforhold i større områder med naturskog ("semi-natural forest"), mens antall arter avtok med økende avstand til slike skogområder. Økland (1995) slutter ut fra dette at bevaring av større områder med naturskog (flere km²) kan være viktig for visse billearter fordi områdene vil bidra til regional opprettholdelse av arter som er knyttet til slike habitater. Naturskogsområdene antas også å være viktige kilder for rekolonisering når habitatene til disse billegruppene er få og spredt i resten av landskapet. Økland (1995) studerte også soppmygg (*Diptera; Sciarioidea* unntatt *Sciaridae*) i østnorske barskogsmiljøer, og fant at arts mangfoldet til denne gruppen korrelerte positivt med prosentandelen gammel skog i de omkringliggende 100 km², samt på kontinuitet på bestandsnivå av både dødt trevirke og permanent tredekke. I områdene med mest gammelskog (76 %) var artsrikdommen 4 ganger større enn i det fattigste området hvor gammelskogsandelen var 16 %. Også når individtall hos enkeltarter ble testet, viste det seg at arealandelen gammelskog på landskapsnivå var viktigste faktor (Økland 1995). Forekomsten av den rødlistede trebukken *Tragosoma depsarium* (rødlistestatus V) i midt Sverige ble funnet å korrelere positivt med arealandel av furudominert skog på flere nivåer på landskapsnivå, og aller best på største skala (5x5) km². Det ble videre funnet en markert nedgang i forekomster av arten når andelen moden skog var under 25 % (Wikars og Landgren 2000).

Større områder med rik bakke

Også andre forhold enn spesiell skogstruktur, høy trealder og forekomst av nøkkelelementer kan føre til at det kreves utvidete skogbrukshensyn for å ivareta lite arealkrevende biotopspecialister over større arealer (>100 daa). Eksempler på dette kan være områder med rik berggrunn over større områder. Slike områder kan huse særegen og rik insektfauna og flora av både karplanter, mykorrhizasopp, lav og moser (hvis fuktig). I enkelte kommuner i for eksempel Buskerud og Nordland dekker kalkskog en høy andel av skogdekket areal (Moen 1998), og å definere alt som nøkkelbiotop er urealistisk. Mange av artene som er spesielt knyttet til kalkskog er imidlertid sårbare for hogstinnngrep (kfr. Brandrud (1997) og Brandrud (1998)), og det er behov for særlige hensyn for å ivareta arts mangfoldet. Foreløpig er få slike hensynsområder opprettet. Et eksempel er gitt av Solås (1998) som definerte et hensynsområde i kalkfuruskog med rik karplanteflora, og har anbefalt forsiktig hogst på frossen mark som behandlingsform. Hvordan ulike arter/ artsgrupper som er tilknyttet kalkrike områder responderer på ulike hogstinnngrep er imidlertid lite utredet. For kalkfuruskog er det utarbeidet veileder for hogst som skal ta hensyn til karplanteflora, spesielt orkidéer. Tiltak som er akseptable for en del av karplantene, kan likevel være mindre gunstige

for andre artsgrupper, som markboende sopp. Hensynsområder med kartfesting av anbefalte og akseptable tiltak, eventuelt supplert med delområder avsatt til fri utvikling (nøkkelbiotoper), kan kanskje være en tilfredsstillende forvaltningsform i store områder med spesielt rik berggrunn. Det er imidlertid behov for økt kunnskap dersom vi skal kunne drive treffsikker forvaltning av biologisk mangfold i slike områder, kfr. diskusjon i Heggland (2001).

Evaluerings

Operativ definisjon på naturskog

Større områder med sammenhengende gammelskog omtales ofte som naturskog. Siste Sjanse mener at kartlegging og biologisk fundert forvaltning av naturskog er nødvendig for å ivareta arealkrevende arter omtalt i dette kapitlet. Naturskogsbegrepet er mye diskutert i litteraturen, og det finnes mange teoretiske definisjoner av naturskog. Få forfattere har imidlertid fokusert på å operative definisjoner for praktisk kartlegging av naturskogsområder.

Rolstad m.fl. (2002a) har foretatt en gjennomgang av naturskogsbegrepet i Norge, men kommer ikke med forslag til strukturelle kriterier for begrepet i Norge. Praktisk kartlegging av gammel naturskog er likevel gjennomført i noen prosjekter i Norge (Solås 2000a), og det finnes initiativ til en nasjonal kartlegging av viktige naturskogs kvaliteter. Metoden som er anvendt i Norge av bl.a. Statskog Ressursdata og Siste Sjanse er basert på Andersson og Bohlin (1998) sin operative definisjon av naturskog (boks 9).

BOKS 9. Kriterier for kartlegging av naturskog

Her presenteres fire kriterier for kartlegging av naturskog. Kriteriene ble opprinnelig foreslått av Andersson og Bohlin (1998). Kriteriene er justert noe og formuleringene som presenteres her er hentet fra Solås (2000a). Treff på to av fire kriterier indikerer naturskogs kvaliteter. Kriteriene anvendes av Siste Sjanse i kartlegging av hensynsområder.

1. Skogen skal ha forholdsvis høy gjennomsnittlig øvre trealder (for aktuelle treslag)
2. Skogen skal være fleraldret, flersjiktet og glissen/ujevn med naturlige glenner.
3. Skogen skal ha et betydelig innslag av død ved i ulike stadier av nedbrytning.
4. Det skal i felt være registrert forekomster av kontinuitetskrevende signalarter/ rødlistearter.

De fire kriteriene for å kartlegge naturskog er kommentert av (Rolstad m. fl. 2002a). Rolstad m.fl. (2002a) påpeker at det første kriteriet er upresist fordi naturskog også kan bestå av store arealer med ungskog, at det andre kriteriet ikke vil gjelde i furu- og løvskog, mens det tredje kriteriet kun gjelder gammel naturskog. Signalarter (pkt. 4 i boks 9, kfr. også kap. 2.3.4) bør i følge Rolstad m.fl. (2002a) ikke tas i bruk før deres presisjon som indikatorer er bedre utredet. Siste Sjanse vektlegger at kriteriene er utviklet for å kartlegge *gammel* naturskog, noe vi finner gode faglige grunner til å prioritere i en kartleggingssammenheng hvor bevaring av biologisk mangfold er formålet. Videre mener vi at metoden erfaringsmessig er best tilpasset gammel granskog og barblandingskog. For gammel furuskog og gamle suksesjonsstadier av boreal løvskog kan også kriteriene fungere bra ved at man utelukker den delen av kriterium 2 som går på "naturlige glenner". I motsetning til for granskog, er glennedynamikk ikke er naturlig i gammel furuskog og gamle løvsuksesjoner. I forhold til pkt 4 mener vi (jfr. kap. 2.3.4 om signalarter), i motsetning til Rolstad m.fl. (2002a), at arter er en viktig del av all kartlegging av biologisk mangfold fordi artsregistreringer bidrar til økt kunnskap om området. Vi er enige i at man må være kritisk til arters signalverdi. Uavhengig av diskusjonen om signalarter, vil vi peke på at en arts status som rødlistet i seg selv tilsier at funn av slike arter har relevans ved identifisering av prioriterte områder med gammel naturskog. Vi er uenige i Rolstad m.fl. (2002a) sin konklusjon om at det er nødvendig å utarbeide kriterier for alle typer naturskoger før man tar i bruk en metode for å kartlegge én type naturskog. Det er etter vår oppfatning viktig at man så godt det lar seg gjøre forsøker å kartlegge naturskogsområder som

er spesielt viktige for arter i definitiv tilbakegang, og dette gjelder i første rekke nettopp gammel boreal naturskog. Mange steder er slike skogtyper under sterkt press fra skogbruket, og en ytterligere utsettelse av identifisering og bevisst forvaltning av disse arealene ser vi som uansvarlig fra et bevaringsbiologisk synspunkt. Metoden som SiS anvender (boks 9) kan være et utgangspunkt for å definere strukturelle kriterier for kartlegging av andre typer naturskog som er av betydning for arealkrevende arter i tilbakegang. Så lenge det ikke finnes bedre utredede kriterier, og så lenge kriteriene med små modifikasjoner kan fungere tilfredsstillende i praktisk bruk, vil vi forslå at de fire kriteriene listet i boks 9 anvendes for å kartlegge gammel naturskog. Faglig skjønn (jfr. kap. 2.2.4) er en nødvendig og viktig del av helhetsvurderingen og kategorisk bruk av signalarter må ikke ansees som en del av metoden (jfr. kap. 2.3.4).

Sammenliknbare forhold i Norge og det øvrige Fennoskandia

De fleste studier som er referert i dette kapitlet er foretatt i Sverige og Finland. I Norge er det få studier av andre arter enn storfugl og hønehauk som er relevant for diskusjonen av hensynsområder. Både topografiske, klimatiske og skogbruksmessige forhold gjør at studier fra andre land ikke er direkte overførbare til norske forhold. Imidlertid er trendene i skogbruket stort sett de samme i hele Fennoskandia, og vi befinner oss i samme vegetasjonsone og på samme breddegrader. En bør derfor kunne forvente at mange av trendene i responser hos fugl er felles for alle alndene, noe som også speiles av populasjonsutviklingen både for flere hakkespettarter, hønehauk og storfugl i Norge, kfr. Gjershaug, red. (1994). Studiene viser at tilrettelegging for disse artene fordrer større områder av løvrik skog og av det som disse artene vil oppfatte som sammenhengende gammelskog, også i lavlandet. Arealbehovene som er antydnet varierer fra 100 daa for ”å ivareta en artsrik fuglefauna” (Edenius og Sjöberg 1997), via > 200 daa for at hønehauken skal bruke fragmentet til jakt, til minst 1000–4000 daa for å tilfredsstille tretåspettens habitatkrav (Amcoff og Eriksson 1996).

Hensynsområder er en kompromissløsning

Gjenværende gammel og relativt urørt skog er ofte vanskelig tilgjengelig for skogbruk og kan dermed ha begrenset lønnsomhet. Når dette ikke er tilfelle vil ivaretagelse av større sammenhengende produktive gammelskogsområder > 100 daa gjennom fri utvikling kunne være kostbart. De omtalte arealkrevende artene hadde imidlertid etter det vi vet gode populasjoner i det tidligere plukkhogde skoglandskapet (Gjershaug m. fl. 1994). Vi kan tolke dette som at finfragmentert gammelskog (hogstflater <1 daa kfr. Rolstad (1991a)) stort sett oppfattes som sammenhengende gammelskog av mange arealkrevende spesialister, og at muligheten for å kombinere ivaretagelse av artene og økonomisk utnyttelse av skogen derfor er til stede. Slike områder kaller vi hensynsområder etter Solås (2000a). Vi vil likevel påpeke at skoglandskapet utenfor disse større øyene med naturskog i dag er av en helt annen karakter enn tidligere. Muligheten er derfor helt klart er tilstede for at en finfragmentering (plukkhogst/småflatehogst) av hensynsområder vil kunne gi andre og mer negative populasjonsresponser i dag enn tilsvarende hogst ville gitt i tidligere tider, da større andeler av landskapet bestod av egnet habitat (se for eksempel Rolstad (1991a), Andrén (1994) eller Väisänen m.fl. (1986)). Både arealkrevende og lite arealkrevende habitatspesialister er evolusjonsmessig og økologisk tilpasset et skoglandskap uten større menneskelige inngrep, og fri utvikling er derfor etter vårt syn det alternativet som begunstiger disse artsgruppene mest. Hensynsområder må derfor ansees som en kompromissløsning for å få til en brukbar forvaltning av slike arter (kfr. kap. 2.4.1).

Anbefalte retningslinjer for drift

Hensynsområder kan, slik vi ser det, med fordel opprettes der det i dag finnes sammenhengende områder med gammel naturskog > 100 daa og hvor en eller flere av de arealkrevende artene har oppfylt sine habitatkrav. I tillegg anbefaler vi hensynsområder som forvaltningsenhet i større områder hvor andre forhold (enn skogstruktur, - alder og forekomst av nøkkelelementer. Eks: Kalkrik berggrunn) tilsier utvidete driftshensyn for å bevare biologisk mangfold. Dersom det er økonomiske interesser som hindrer at området kan forvaltes med fri utvikling må det foretas en vurdering av hvor stor andel av kubikkmassen som til en hver tid bør stå igjen i området for fremtiden, og drifter må utføres etter spesielle retningslinjer for å opprettholde et tilfredsstillende habitat. Vårt forslag til retningslinjer for drift i hensynsområder er gitt i boks 10 og følger Lie (2000). Forslaget bygger på ovenstående kunnskap om de arealkrevende arters habitatbehov og på kunnskap om arters ulike populasjonsresponsen på bestandsskogbruket, kfr. Sverdrup-Thygeson m.fl. (2002) for en oversikt. Det finnes få eksperimentelle forsøk med hogst i naturskog i Norge. Tømmerås m.fl. (2000) foretok en eksperimentell fjerning av skog i et kystgranskogsområde i Nord-Trøndelag. De laget både stor- og småskalafragmentert mønster og undersøkte korttids-effekten på fugl, karplanter, moser, biller, teger, parasittveps, maur og edderkopper. Negative effekter ble funnet for noen karplanter og invertbrater, og det påpekes at det er behov for langtidsstudier av artene. Konklusjonen fra prosjektet er blant annet at det er sannsynlig at kvalitet og kvantitet av virke som tas ut fra et gammelskogsområde har større effekt på artssammensetningen enn hvordan hogsten faktisk foregår. Imidlertid gis ingen konkrete anbefalinger vedrørende hogst. Retningslinjene som foreslås av SiS er i tråd med Tømmerås m.fl. (2000) i det vi fokuserer på kvantitativt og kvalitativt uttak. På grunn av manglende holdepunkter i vitenskapelige tester, er våre anbefalinger for hvert område i stor grad utformet ved hjelp av faglig skjønn. Faktorer som påvirkningsgrad i landskapet, forventede eller observerte arealkrevende arter, produktivitet, skogstruktur og treslagssammensetning må tas i betraktning i utarbeidelsen av retningslinjer.

Hensynsområder vil etter vår oppfatning kunne fungere som viktige refugier for arealkrevende arter som er spesielt utsatt for kumulative effekter ved bestands-skogbruk og vil være særlig viktige i landskap hvor det er foretatt mange tekniske inngrep og hvor det har blitt drevet et intensivt skogbruk over lang tid. I tillegg kan hensynsområdene ha viktige funksjoner for substrat- og biotop-spesialister med mindre arealkrav (for eksempel vedboende lav, sopp og moser) (se for eksempel Gjerde (1999)).

BOKS 10. Retningslinjer for hogst i hensynsområder

Under gis 7 retningslinjer for hogst i hensynsområder, utarbeidet etter Lie (2000). Disse retningslinjene anvendes av Siste Sjanse i dag.

- ◆ En anbefalt andel (angis separat for hvert område) av dagens tømmervolum må til enhver tid stå igjen i området. Denne andelen kan variere fra ca 20% - 80% avhengig av skogtype og -tilstand.
- ◆ Lukkede hogster, maksimal flatestørrelse 2 daa for gran og 4 daa for furu.
- ◆ Alle gamle og grove trær og all død ved spares. Rekruttering av slike elementer sikres.
- ◆ Sjøtningen bevares.
- ◆ Enkelte holt pluss all sumpskog settes igjen urørt.
- ◆ Desom andre hogstformer anbefales vil dette beskrives for det enkelte området.
- ◆ Det bør satses på naturlig foryngelse.

Konklusjon

Arealkrevende arter som er tilpasset større sammenhengende områder med gammel barskog eller løvrik skog krever etter vår vurdering hensyn på en annen skala enn arter som er lite arealkrevende. Hensynsområder med felles målsetting om ivaretagelse av biologisk mangfold og økonomisk utnyttelse er en kompromissløsning for forvaltning av større arealer (>100daa) med slik skog. Løsningen kan etter vår oppfatning bidra til å ivareta arealkrevende

naturskogsarter, og kan i tillegg ha viktige funksjoner for biotopspesialister med mindre arealkrav.

2.4.5 Åpen og etterprøvbare verdisetting med kvalifisert faglig skjønn

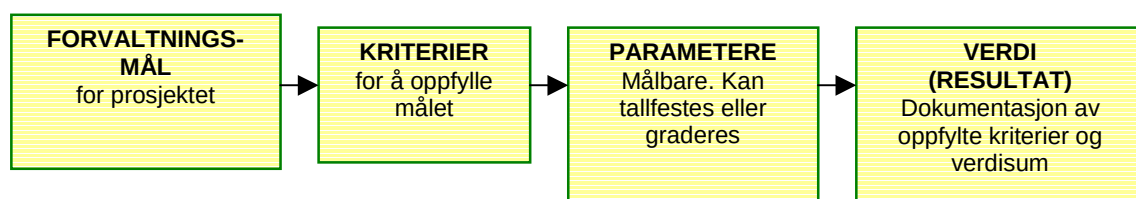
Prinsipp

To av de bærende prinsippene ved verdisetting av natur er:

- 1) Grunnlaget for verdisettingen skal dokumenteres og kunne etterprøves.
- 2) Verdisettingen har viktige elementer av kvalifisert faglig skjønn, der skjønnsutøvelsen er synlig og dokumentert (jfr. kap. 2.2.4).

Bakgrunn

Verdisetting innebærer prioritering ut fra bestemte mål. For å sikre en mest mulig enhetlig verdisetting, og for å oppnå tillit og aksept for valgene som foretas, bør grunnlaget for disse prioriteringene framstilles åpent og enkelt. Dermed har også andre mulighet til å sette seg inn i prosessen og selv vurdere holdbarheten av vurderingene og prioriteringene som er gjort. Dette stiller krav til oversiktlige oppsett av formål, kriterier, verdier og resultat, samt sammenhengen mellom dem, se figur 6. Faglig skjønn er en nødvendig og uunngåelig del av hele denne prosessen med verdisetting: Det kreves faglig skjønn for å foreta et kunnskapsbasert, men begrenset utvalg av kriterier som kan gjøres operative og som kan brukes som mål på om formålet oppfylles eller ikke. Videre kreves det faglig skjønn for å velge ut relevante og funksjonelle kunnskapsbaserte, men kvantifiserbare eller graderbare operative parametere. Til slutt kreves det faglig skjønn for å vurdere og sammenveie registrerte parametere slik at resultatene fra hver enkelt lokalitet er sammenliknbare med resultatene fra andre lokaliteter. Det er viktig å få fram sammenhengen mellom hvert trinn i prosessen med verdisetting og prioritering av områder tydelig og redegjøre for de utvalg som gjøres underveis. Det faglige skjønn baseres på kunnskap om dokumenterte og anerkjente sammenhenger i naturen. Vitenskapelig kunnskap legger et hovedgrunnlag for verdisetting, mens faglig skjønn utgjør en viktig og nødvendig, men likevel mindre andel av den totale verdivurderingen: Det faglige skjønn brukes til å utfylle hull i kunnskapsgrunnlaget, og til å ekstrapolere kjent kunnskap til å gjelde generelt.



Figur 6

Flyteskjema som illustrerer fire trinn som bør defineres og dokumenteres i prosessen med verdisetting av natur. *Formålet* med prosjektet (forvaltningsmålet) skal være klart formulert. *Kriteriene* for verdisetting bør ha et begrenset omfang og i hvert enkelt tilfelle begrunnes ut fra formålet. *Parameterene* som skal benyttes for kunne skille mellom ulike typer naturkvaliteter skal være entydige og gi mulighet for å sammenligne resultatene. *Verdien/ resultatene* av undersøkelsene (lokaliteten sin verdi) kommer fram ved evaluering av registreringene mot utslagsgivende kriterier og parametre. Prosessen krever bruk av faglig skjønn i alle ledd, se tekst.

Flyteskjemaet bør i prinsippet kunne benyttes på de fleste typer forvaltningsoppgaver. I vår situasjon vil et relevant eksempel innebære at forvaltningsmålet er bevaring av biologisk mangfold. En må da starte med å definere begrepet (eller deler av det). Kriteriene må så utledes fra formålet, f.eks. at bevaring av sjeldne og truede arter anses som en viktig del av biologisk mangfold og at rødlistearter derfor kan benyttes som et kriterium. En ganske grei

parameter vil da være rødlistestatus, der hver status gir en verdi (dette kan eventuelt videreutvikles med summeringsmetoder for antall arter i ulike statuskategorier, antall funn av ulike arter). En del av resultatene vil da være å beskrive forekomsten av rødlistearter innenfor hver lokalitet og, i den grad de er utslagsgivende, begrunne verdi og avgrensning ut fra forekomsten av slike.

Videre skal det for en utenforstående fagperson være mulig å kontrollere de registreringene som er bestemmende for resultatene. Dette skal kunne skje både gjennom nye feltundersøkelser og/eller ved gjennomgang av presentert materiale. Dokumentasjonen bør skje bl.a. gjennom åpent tilgjengelige rapporter og artsfunn som plasseres i offentlige museer for kontroll.

Evaluerings

Det er en utbredt svakhet ved mange utviklede metoder for kartlegging og verdisetting av natur at de ulike trinnene i prosessen har vært utydelige og sammenhengen mellom dem lite utredet. Dette ser for eksempel ut til å gjelde MiS-metoden (Baumann m. fl. 2001; Gjerde og Baumann 2002). Mens det har kommet ut mye informasjon fra prosjektet om hvordan metoden skal benyttes i praksis, er det vanskelig å finne ut av hvilke kriterier som er benyttet, og i enda mindre grad hvordan benyttede parametere er utledet fra kriteriene. Også i andre store kartleggingsprosjekt har de samme svakhetene vært betydelige, f.eks. Samla plan for vassdrag (Miljøverndepartementet 1984).

Heller ikke Siste Sjanse sin metode har vært preget av tydelige og gode koblinger mellom disse trinnene. Metoden har riktig nok vært under en gradvis utvikling og forbedring på dette feltet. Det har vært en del debatt omkring temaet og det har eksistert en ganske stor grad av muntlig enighet og forståelse for hvilke kriterier som skal brukes og utledete parametere. Den sparsomme skriftlige begrunnelsen er likevel påfallende. Det har både vært et behov for å gjennomgå og tydeliggjøre prinsippene metoden bygger på, og hvordan kriterier og parametre skal utledes fra disse.

Det finnes i dag både erfaringer og fagkunnskap til å foreta en slik gjennomgang. Erfaringene med bruk av eksisterende metode er nå ganske omfattende, både fordelt etter geografi, naturtyper og personer. I tillegg har det vært en jevn økning av faglig bakgrunnsmateriale. Dette gjelder absolutt den naturfaglige delen, men kanskje i enda større grad selve metode-delen. Her har arbeidet med konsekvensutredninger, der debatten omkring ulike metoder har vært omfattende både i Norge og utlandet, vært sentralt. I Norge kom den første skikkelige gjennomgangen av dette i 1995 med Statens vegvesen sine håndbøker for konsekvens-analyser, der del I omhandlet prinsipper og metodegrunnlag, mens de tre øvrige gikk mer i detalj på praktisk bruk og inndeling i temaer/ fagfelt (Statens Vegvesen 1995). Arbeidet med videreutvikling og forbedring av denne metoden har pågått siden, bl.a. ved vegkontoret i Buskerud, og deler av stoffet i dette kapitlet er utarbeidet på bakgrunn av erfaringene derfra. For tiden pågår det revisjoner av disse håndbøkene og mer omfattende gjennomganger av metodene for konsekvensutredninger, og vi har forsøkt å skaffe oss rede på resultatene fra disse arbeidene og innarbeidet de i vår metode, i den grad det har vært gjennomførbart.

Konklusjon

Verdisetting av natur må basere seg på både målbare parametere og faglig skjønn, der skjønnsutøvelsen er synlig og så langt det er mulig dokumenteres. Det må være en klar og begrunnet sammenheng mellom formålet for kartleggingen og de resultatene som framkommer, der både benyttede kriterier og verdier kommer fram. Skjønnnet skal baseres på

både på faglig dokumentasjon og faglig erfaring. Vitenskapelig kunnskap legger hovedgrunnlaget for verdisetting mens det faglige skjønnnet utgjør en viktig og nødvendig, men likevel mindre andel av den totale verdivurderingen.

2.4.6 Klar prioritering av mål og tiltak på ulike arealer

Prinsipp

I nøkkel- og restaureringsbiotoper prioriteres biologisk mangfold foran økonomiske hensyn og eventuelle tiltak på disse arealene skal kun skje som skjøtsel for å fremme det biologiske mangfoldet.

Bakgrunn

Det er i dag mangel på dokumentasjon på hvilke typer tiltak som er egnet til å bevare ulike arter i skog (Raivio m. fl. 2001). Terskelnivået for hvor mye en art tåler av habitatreduksjon og endring i ulike økologiske parametere før den dør ut lokalt, regionalt eller nasjonalt er ikke kjent for de fleste arter. Det er en krevende utfordring å estimere slike terskler, og en kompliserende faktor er at terskelen nok varierer mellom ulike landskap på grunn av variasjoner i ulike miljøfaktorer og ulik gradientrespons (se bla. Gjerde og Baumann, red. (2002). Det vil derfor ta lang tid (om noensinne) før vi eventuelt på vitenskapelig basis kan forutsi hvor store inngrep ulike arter tåler uten at bestanden blir nevneverdig berørt. Det vi vet sikkert er at skogbrukstiltak har negativ effekt på en rekke skoglevende arter: Av totalt 1405 skoglevende utgjør skogbrukstiltak en sentral trussel for minst 850 rødlistede arter. Da er trusselfaktor kun vurdert for 31 % (242) av de rødlistede soppartene (hvorav 119 har skogbruk oppnevnt som trussel), mens over 80% av de totalt 763 rødlistede soppartene er skoglevende (Direktoratet for Naturforvaltning 1999c). Videre vet vi at i Norge i dag utgjør gjenværende barskogsarealer som preges av naturlig dynamikk (flersjiktet skog med minst 20 m³ død ved, inkludert sterkt nedbrutt virke) godt under 5 % (Rolstad m. fl. 2002a), og områdene ligger spredt. Angelstam og Andersson (1997) har på basis av matematiske beregninger anslått at når arealandelen gjenværende opprinnelig habitat er under 10-15% vil en populasjon få en ustabil populasjonsutvikling og faren for tilfeldig utdøelse øker (kfr. Framstad m.fl. (2002) og Gjerde og Baumann, red. (2002) for diskusjon om ”hvor mye er nok?”). For arter som er avhengige av gammel skog er altså antatt terskelnivå for usikker populasjonsutvikling allerede nådd, eller passert med god margin i Norge.

Forvaltning innebærer alltid en avveining av fordeler og ulemper, av ulike interesser og av kostnadseffektivitet (kfr. kap. 2.4.2). For å oppnå en tydelig og ryddig forvaltning er det essensielt at det klargjøres hvilke interesser som prioriteres på hvilke arealer. Det må også uttrykkes i hvor stor grad hvilke interesser (for eksempel økonomiske eller naturvern) tilgodesees ved ulike tiltak. Siste Sjanse legger den tredelte forvaltningsmodellen (kfr. kap. 2.4.1) til grunn for prioritering av interesser og tiltak på ulike arealer fordi vi mener denne på en ryddig, tydelig og biologisk hensiktsmessig måte klargjør slike prioriteringer. Nøkkel- og restaureringsbiotoper representerer de høyest prioriterte skogarealer for å ivareta spesialister med små arealkrav. Biotopene er tenkt å utgjøre en begrenset andel av skogarealet (<10%). Jfr. overstående vurderinger av terskelverdier og dagens skogtilstand bør derfor anbefalt forvaltningstiltak i nøkkel- og restaureringsbiotoper etter vår oppfatning, og i tråd med føre-var prinsippet, være enten er fri utvikling eller skjøtsel for å fremme det biologiske mangfoldet. Dette gjelder uavhengig av biototype. Hensynsområder er en kompromissløsning mellom økonomiske og biologisk mangfold interesser for å få til en brukbar forvaltning av arter som begunstiges av større sammenhengende gammelskogsområder (jfr.

kap. 2.4.4 og 2.4.1). Hogst i hensynsområder skal derfor gjennomføres med spesielle tilpasninger til det biologiske mangfoldet (se tabell 1 og kap. 2.4.4, boks 9).

Begrepet skjøtsel defineres som aktive tiltak for å fremme bestemte mål. Målet med nøkkel- og restaureringsbiotoper er å ivareta det biologiske mangfoldet, og vi bruker derfor skjøtsel av nøkkelbiotoper utelukkende om aktive tiltak som gjennomføres for å fremme forholdene for det biologiske mangfoldet. Dette er i tråd med bruken av begrepet for naturreservater (kfr. Direktoratet for Naturforvaltning (1996)), men står i kontrast til bruken av begrepet i MiS-metodikk (Baumann m. fl. 2001). I MiS-metodikk brukes skjøtsel om alle behandlingsformer i viktige livsmiljøer, uavhengig av om tiltaket er aktivt (hogst) eller passivt (fri utvikling), og uavhengig av om målsettingen med tiltaket er hensyn til biologisk mangfold eller hensyn til økonomiske interesser. Dette er etter vår mening en uheldig bruk av begrepet som bidrar til forvirring med hensyn på målsettingen med biologisk viktige områder og på målsettingen med behandling av disse.

Tabell 1 viser Siste Sjanse sin prioritering mellom interesser og våre behandlingsforslag for de tre arealkategoriene i den tredelte forvaltningsmodellen. Tidsperspektivet for prioriteringer og forvaltningsforslag er i SiS-metoden langsiktig, uten spesiell avgrensning.

Tabell 1. Prioritering av interesser og behandlingsforslag i Siste Sjanse metoden for de tre arealkategoriene i den tredelte forvaltningsmodellen.

Arealkategori	Prioritert interesse	Behandlingsforslag:
Nøkkel- og restaureringsbiotoper	Prioritert for biologisk mangfold.	Fri utvikling eller skjøtsel for å fremme artsmangfoldet.
Hensynsområder	Delt prioritet mellom økonomi og artsmangfold (skal tallfestes).	Forsiktig hogst spesielt tilpasset hensynet til biologisk mangfold (se boks. 10 kap. 2.4.4).
Restareal	Økonomi prioriteres.	Stedstilpasset skogskjøtsel (inkluderer lukkede hogster).

Evaluerings

Vårt valg om at biologisk mangfold skal prioritere fremfor økonomiske hensyn i nøkkel- og restaureringsbiotoper er i tråd med anbefalinger gitt av Gundersen og Rolstad (1998a) og med svensk praksis. I Sverige er nøkkelbiotoper områder hvor eneste aktuelle tiltak er skjøtsel for å ivareta eller fremme det biologiske mangfoldet (Skogstyrelsen 1994). Gundersen og Rolstad (1998a) anbefaler fri utvikling eller skjøtsel for å opprettholde/ fremme biologisk mangfold for alle restbiotoper i skog. I MiS-metoden (Baumann m. fl. 2001; Gjerde og Baumann 2002) er derimot avveiningen mellom biologisk mangfold og økonomi for de ulike livsmiljøene ikke konkretisert. Anbefalinger om skjøtselforslag er i MiS-metoden knyttet til type livsmiljø, og i utgangspunktet er uttak av tømmer av økonomiske hensyn mulig skjøtsel for alle livsmiljøer (Baumann m. fl. 2001). Anbefalingene er i korthet at (sitat): ”utvalgte fuktige livsmiljøer i raviner, bekkekløfter, nord-hellinger, sumpskog m.m. forvaltes best ved å sette av skog urørt eller ved at det foretas et beskjedent uttak av tømmer”. I livsmiljøer på tørrere marktyper foreslår (Baumann m. fl. 2001) lukkede hogster (gjennomhogst) og gjensetting av enkeltelementer og grupper av elementer. (Baumann m. fl. 2001) understreker at det ikke har blitt forsket på skjøsteltiltak i MiS-prosjektet, og at det ikke forligger ny kunnskap om skogskjøtsel eller særskilte miljøhensyn basert på resultater fra prosjektet. De generelle skjøtselforslagene er derfor (sitat): ”basert på generell kunnskap og praktiske erfaringer”. Dette er ikke utdypet.

Bakgrunnen for å fremme hogst i viktige livsmiljøer på tørre marktyper er at Gjerde og Baumann, red. (2002) mener at det for arter som trives i lysåpne skogsmiljøer vil være en mer

effektiv bevaring av biologisk mangfold å foreta hogst hvor det settes igjen mange spredte trær av riktig kvalitet (treslag, alder, tilstand), enn å sette av hele skogarealer urørt dersom trærne som artene er avhengig av bare utgjør en liten andel av alle trærne som settes igjen. Ideen om et slik form for skjøtsel er interessant, og eksperimentelle forsøk vil kunne teste ut effektiviteten for biologisk mangfold. Slik vi ser det, er det imidlertid knyttet stor usikkerhet til en forvaltning hvor det satses på tilpasset hogst i økonomisk øyemed i viktige livsmiljøer. Usikkerhetsmomentene er knyttet både til oppfyllelse av målet om bevaring av biologisk mangfold, til målet om kostnadseffektivitet (i form av miljøgevinst per krone), og målet om praktisk drift. Følgende momenter er viktige å ta i betraktning (se boks 11 for utdyping):

1. Det er knyttet usikkerhet til om livsmiljøet til artene faktisk vil opprettholdes eller forbedres med hogst.
2. Nydannelse av elementer innen biotopen vil hindres eller utsettes i minst et omløp (50-120 år avhengig av skogtype).
3. Det er usikkert om elementene består etter hogst.
4. Forvaltningen krever høy grad av detaljplanlegging.
5. Forvaltningsregimet er upraktisk for den enkelte skogeier.
6. Det er fare for utglidning av forvaltningen.
7. Det kan bli problemer med dokumentasjon og etterprøvbarehet.

Den uklare prioriteringen av interesser på ulike arealer i MiS-metoden gir etter vår oppfatning en prinsipielt lite tilfredsstillende forvaltning. Løsningen innebærer at det åpnes for kompromisser mellom hensynet til biologisk mangfold og økonomiske hensyn i hvert registrerte livsmiljø. Slike kompromisser kan, jfr. overstående antakelser og kunnskapsmangel om arters terskelverdier, føre til redusert bevaringseffekt for biologisk mangfold. Erfaring tilsier at økonomiske interesser ofte veier tyngre enn hensynet til miljø. Tilfeldige svingninger i økonomi kan få fatale følger for livsmiljøer med realiserbare tømmerverdier, og sannsynligheten for en utarming av verdier for biologisk mangfold i landskapet på sikt vil være stor.

Det er mulig at avveiningene mellom interesser i Siste Sjanse metoden i fremtiden bør uttrykkes mer tydelig enn hva som har blitt gjort frem til i dag. Mer konkrete tall- og kart-festede målsettinger for hhv. biologisk mangfold og økonomiske hensyn i hensynsområder, og konkretisering av behovet for flerbrukshensyn på restarealet kan bedre etterprøvbareheten. Det er i dag lite grunnlag for evaluering av disse spørsmålene fordi registrering av hensynsområder kun har foregått de siste 4 årene, og dermed er det foreløpig få erfaringer med hogst i hensynsområder etter anbefalinger gitt med utgangspunkt i Siste Sjanse metodikk.

Konklusjon

En ansvarlig forvaltning krever klar prioritering av mål og tiltak på ulike arealer. De arealene som avsettes til nøkkel og restaureringsbiotoper utgjør generelt en liten andel av skoglandskapet. Ut fra dagens kunnskap mener vi at det er en nødvendig faglig forutsetning at det i nøkkel- og restaureringsbiotoper prioriteres biologisk mangfold foran økonomiske hensyn. En konsekvens av dette er at eventuelle tiltak på disse arealene kun skal skje som skjøtsel for å fremme det biologiske mangfoldet. Uklare kompromisser på disse arealene vil også gi en uryddig og lite etterprøvbare situasjon. Det er stort behov for videre forskning på, og utprøving av, ulike arters og naturmiljøers tålegrenser slik at man i fremtiden kan drive en mer treffsikker forvaltning av biologisk mangfold.

BOKS 11. Usikkerhetsmomenter ved MiS-prosjektets strategi å satse på hogst i "viktige livsmiljøer" på tørre marktyper for å oppnå en effektiv forvaltning av biologisk mangfold, kfr. Gjerde og Baumann, red. (2002)

1. *Det er knyttet usikkerhet til om livsmiljøet til artene faktisk vil opprettholdes eller forbedres med hogst.* Det foreligger etter vår kunnskap ingen resultater som kan vise at livsmiljøet for truede og sårbare arter i tørre skogtyper faktisk opprettholdes eller forbedres etter hogstinngrep. Flere forfattere kan imidlertid vise til negative effekter på artsmangfold etter hogst (se for eksempel kap. 2.4.2 og 2.3.2).
2. *Nydannelse av elementer innen biotopen vil hindres eller utsettes i minst et omløp (50-120 år avhengig av skogtype):* De fleste truede og sårbare arter i skog er i dag avhengige av tilstedeværelsen av bestemte elementer. Flyktige elementer (som død ved) vil imidlertid forsvinne med tiden, og artene er derfor avhengige av nydannelse innen spredningsavstand. Elementer er et produkt av miljø (se kap. 2.3.3), og et område med stor tetthet av egnede elementer i dag har gjerne et høyere potensiale for nydannelse av slike elementer sammenliknet med omkringliggende skog. Hogst av de fleste andre trær enn dagens elementer vil effektivt hindre eller utsette rekruttering av egnede elementer, og øker dermed usikkerheten for langsiktig overlevelse for eksisterende populasjoner av truede og sårbare arter. En eventuell planlegging av nyrekruttering vil være biologisk faglig krevende, kostnadskrevende, og i tillegg belemret med usikkerhet i forhold til resultater
3. *Det er usikkert om elementene består etter hogst:* Dersom elementene utgjøres av stående levende og døde trær er det usikkert om både elementantall og -kvalitet vil forbli upåvirket etter hogst. Økt vindeksponering vil føre til økt sannsynlighet for vindfelling. Eventuelle skader under hogst vil dessuten kunne svekke de levende trærne som ansees som viktige for biologisk mangfold, og levetiden kan redusere. Læger vil dessuten kunne utsettes for uttørring på grunn av økt solinnstråling og vindpåvirkning. Livsvilkårene for artene i fokus vil følgelig forringes over tid.
4. *Forvaltningen krever høy grad av detaljplanlegging:* Det er essensielt for langsiktig bevaring av biologisk mangfold at de riktige trærne settes igjen. Dersom feil trær spares vil ekstraavgifter til både planlegging og hogst, samt tap av tømmerinntekter være bortkastet. Trærne bør altså velges med omhu av personer med inngående arts kunnskap, og trærne bør merkes på forhånd. Artsregistreringer som dokumenterer artsinventar før hogst vil også være nødvendig dersom man skal kunne dokumentere i ettertid at inngrepet ikke hadde negativ effekt på artsmangfoldet. Dette vil være en kostbar prosess. En kostnadseffektiv forvaltning innebærer at planlegging og driftskostnader ikke bør være vesentlig høyere enn for områder som kan drives mer intensivt. Denne forutsetningen kan vi vanskelig se kan oppnås i dette tilfellet.
5. *Forvaltningsregimet er upraktisk for den enkelte skogeier.* I tillegg til at forvaltningen som foreslås av (Gjerde og Baumann 2002) antakelig føre til høye planleggings og driftskostnader vil det være upraktisk for den enkelte skogeier å forholde seg til slike driftsområder fordi planlegging av både gjeldende og fremtidige skogbrukstiltak vil bli komplisert, og fordi fremtidig økonomisk utbytte av området vil være usikker.
6. *Fare for utglidning av forvaltningen:* Det vil være praktisk vanskelig for forvaltningen å følge opp hogstaktiviteten i området. Det vil også være vanskelig å etterprøve både om verditrær for biologisk mangfold og mengden trær totalt som er tatt ut, er i overensstemmelse med retningslinjer for gis for hogsten.
7. *Problemer med dokumentasjon og etterprøvbarehet:* Det vil bli komplisert å dokumentere både hvilke tiltak som er foretatt, og ikke minst hvilke hensyn som er tatt, da dette nødvendigvis må innebære at alle trær som settes igjen kartfestes i detalj. I etterkant av en hogst vil det også være vanskelig å etterprøve om de riktige trærne er satt igjen, eller om trær av stor verdi for biologisk mangfold faktisk er hogd. For å etterprøve at hogstinngrepet ikke har negativ effekt på artsmangfoldet vil det dessuten være nødvendig med detaljert artsinventering på forhånd, og overvåking i flere år i etterkant, noe som vil være kostbart å gjennomføre.

2.4.7 Komplementaritet

Prinsipp

Biologisk viktige områder gir størst gevinst med hensyn til bevaring av biologisk mangfold per arealenhet når den viktigste variasjonen mellom ulike typer slike områder, og innen samme type områder, fanges opp i de utvalgte områdene.

Bakgrunn

At to objekter er komplementære i forhold til hverandre betyr at de utfyller hverandre. I bevaringsbiologien handler begrepet om at ulike prioriterte områder for biologisk mangfold bidrar med spesielle særpreg (habitater eller arter) som de andre lokalitetene ikke bidrar med. I utvelgelsesprosessen innebærer komplementaritetsprinsippet at man først velger den mest artsrike lokaliteten, dernest den lokaliteten som bidrar med flest nye arter/naturtyper i forhold til den første, og så videre (se Gjerde og Baumann, red. (2002) med referanser). En slik utvelgelsesprosess vil sikre at et bredest mulig spekter av artsinventaret i landskapet inkluderes i nettverket av lokaliteter som skal prioriteres for biologisk mangfold. Fordi en total artsinventering er både tids- og ressursmessig utenkelig er det nødvendig å bruke indikatorer for artsmangfold i utvelgelsesprosessen. Spørsmålet er hvilke indikatorer som vil sikre at flest arter fanges opp.

Dersom det er slik at alle taksonomiske grupper fordeler seg likt langs økologisk gradienter vil et komplementært utvalg av biotoper basert på en, eller noen få taksonomisk grupper kunne fange opp variasjonene i andre artsgrupper (kfr. Reyers m.fl. (2000) med referanser). I boreale skoger er det foretatt noen studier med denne problemstillingen. Gjerde og Baumann, red. (2002) studerte hvordan artsantallet innen 8 ulike artsgrupper akkumulerte ved en komplementær utvelgelse basert på en artsgruppe. De fant at en utvelgelse basert på variasjon i karplanter i stor grad fanget opp variasjonen hos de andre artsgruppene. Best effektivitet fant de for moser, lav og snegl, mens den dårligste effektiviteten var for vedboende poresopp. Den samme trenden ble funnet av Virolainen m.fl. (2000) som studerte biller (*Coleoptera*), teger (*Heteroptera*), sopp (*Polyporer*) og karplanter i gammel boreal skog i taigaområder. Optimale nettverk for teger viste seg å maksimere artsmangfoldet for biller og karplanter, mens det var det minst gunstige utvalget for sopp. Et tilfeldig utvalg av områder gav faktisk bedre resultater for denne gruppa. Virolainen m.fl. (2000) konkluderer derfor med at enkelte artsgrupper kan fungere godt som indikatorer for artsmangfold, men at alle artsgrupper bør undersøkes separat for å fange opp hele spekteret av sårbare arter. I tropiske strøk, USA, Canada og i Storbritannia har det vært foretatt flere tilsvarende undersøkelser, men på ulik skala og med ulike resultater (Reyers (2000) med referanser). Den direkte overføringsverdien til utvelgelse av biologisk viktige områder i boreale skoger er dessuten begrenset på grunn av den store forskjellen i økosystemer og på grunn av valg av stor skala i studiene.

Biotoptyper er enhet for komplementær utvelgelse i Siste Sjanse metoden

Siden en kartlegging av biologisk viktige områder i skog av ressursmessige årsaker ikke kan basere seg på en total kartlegging av artsinventar er det nødvendig å velge ut andre indikatorer for biologisk mangfold. Siste Sjanse metoden baserer seg på en rekke indirekte indikatorer, som strukturelle indikatorer (nøkkelelementer), vegetasjonstype, treslagssammensetning, skogstruktur, topografi, og grad av påvirkning, samt direkte indikatorer (signalarter, rødlistearter og andre spesielle arter) (se kap. 2.5). Kartleggingsenheten er imidlertid på biotopnivå, og hver biotop gis en verdi for biologisk mangfold på basis av de indirekte og direkte indikatorene (kfr. kap. 2.4.5 og 3.2.8). I løpet av registreringsarbeidet søkes det etter alle nøkkelbiotoptyper som forventes å opptre naturlig i det gitte landskapet (se kap. 3.2.2).

For biotyper som det antas å være naturlig grunnlag for, men som forventes ikke å forekomme i landskapet i tilstrekkelig grad søkes det etter aktuelle restaureringsbiotoper. Den komplementære utvelgelsen og prioriteringen av biotoper baseres så i hovedsak på områdenes biototype og verdi. Graden av suksess i form av gevinster for biologisk mangfold ved komplementær utvelgelse av biologisk viktige områder avhenger i denne prosessen i stor grad av spekteret av biotyper som er definert, og av kriteriene for verdisetting. For å maksimere gevinsten for biologisk mangfold må de ulike enhetene (biotypene) som kartlegges og prioriteres være dekkende for det biologiske mangfoldet som søkes ivarettatt gjennom nøkkelbiotoper. Jo finere inndelingen av biotypene er, jo større er sjansen for biotypene er dekkende for dette mangfoldet.

Ulike systemer for kategorisering av biologisk viktige områder

I Norge er det i dag flere klassifikasjonssystemer for naturtyper som er viktige for biologisk mangfold. Tre ulike systemer dominerer i dag ved kartlegging av biologisk viktige områder i skog, nemlig MiS-metodens system med "Livsmiljøer i skog" (Baumann m. fl. 2001; Gjerde og Baumann 2002), DN sitt system for "Kartlegging av naturtyper, verdisetting av biologisk mangfold" (Direktoratet for Naturforvaltning 1999b) og Siste Sjanse metodens system med nøkkelbiotoper (boks 11, kap. 2.4.7). I en gjennomgang av nøkkelbiotoper som forvaltnings-tiltak av biologisk mangfold i skog presenterer Gundersen og Rolstad (1998a) et system for klassifisering av nøkkelbiotoper, men vi kjenner ikke til at systemet er anvendt i praktisk forvaltning. Gundersen og Rolstad (1998a) sitt system omfatter tre hovedkategorier av biotyper med totalt 15 nøkkelbiotyper: Restbiotoper i skog (5 biotyper), steds-betingede biotoper (8 biotyper) og restbiotoper utenfor skog (2 biotyper). Selv om hovedkategoriene er forskjellige fra de i Siste Sjanse metoden er biotypene i stor grad sammenfallende med SiS-metodens biotyper. I tillegg til nevnte systemer har Fremstad og Moen, red. (2001) forholdsvis nylig foretatt en gjennomgang av truede vegetasjonstyper i Norge, hvorav 16 typer er i skog. Dette systemet berører imidlertid ikke skogens tilstand eller struktur, kun vegetasjonstype, og er derfor ingen parallell til de tre foran nevnte systemene.

MiS-prosjektet (Baumann m. fl. 2001; Gjerde og Baumann 2002) baserer klassifikasjonen av "livsmiljøer" på bruk av strukturer eller habitater kombinert med vegetasjonstyper og topografiske forhold for å fange opp komplementære miljøforhold. Utvalget av miljøer som skal kartlegges er basert på to grunnleggende mønstre: 1) at ulike arter er knyttet til ulike habitater eller levesteder, og 2) at artene knyttet til samme levested fordeler seg langs ulike økologiske gradienter. På basis av disse mønstrene er det laget et utvalg av 12 ulike "elementer og biotoper", som igjen er delt inn i til sammen 29 viktige "livsmiljøer" basert på tørr-fuktig og rik-fattig gradienter (Baumann m. fl. 2001; Gjerde og Baumann 2002). DN sitt omfattende system over naturtyper som ansees som spesielt viktige for artsmangfoldet i Norge (DN håndbok-13), hvorav 12 i skog, bygger på erfaringer fra

BOKS 11: Nøkkelbiotop typer i Siste Sjanse metodikken

Kontinuitetsbetingete nøkkelbiotoper

- ♦ Gammel granskog (inkludert kystgranskog)
- ♦ Gammel furuskog
- ♦ Kalkskog (både gran og furuskog)
- ♦ Sumpskog
- ♦ Bekkekløfter
- ♦ Boreonemoral blandingsskog
- ♦ Edelløvskog
- ♦ Oseanisk løvskog

Forstyrrelsesbetingede nøkkelbiotoper

- ♦ Raviner
- ♦ Flommarkskog
- ♦ Brannfelt
- ♦ Seine løvsuksesjoner
- ♦ Rasmarskog
- ♦ Rikmyr

Skjøtselsbetingede nøkkelbiotoper

Inngår som varianter av andre nøkkelbiotyper, som kalkskog, rikmyr og raviner

kommuner og er vurdert av en referansegruppe med fagpersoner (Direktoratet for Naturforvaltning 1999b).

Klassifikasjonen til Siste Sjanse baserer seg i første rekke på svenske arbeider med nøkkelbiotoper (Skogstyrelsen 1994; From og Delin 1995; Skogstyrelsen 1999), og på Norskog sitt arbeid med nøkkelbiotoper fra midten av 1990-tallet (Aasaaren og Sverdrup-Thygeson 1994). Diversiteten av biotoptyper i et naturlig landskap gis på den ene siden ved variasjonene i jordtyper, topografi, klima og tilgang til næring og vann, og på den andre siden ved forstyrrelsesregimet til trevegetasjonen (Gustafsson og Hansson 1997) (se kap. 2.2.1 om forstyrrelsesregimer). I tillegg til å ta hensyn til grunnleggende økologiske parametere var derfor forstyrrelsesregimet til biotopene sentralt i arbeidet med å klassifisere nøkkelbiotoptyper, og nøkkelbiotopene ble inndelt i 3 hovedklasser: Kontinuitetsbetingede, forstyrrelsesbetingede og skjøtselsbetingede biotoper. I tillegg var det et krav at klassifikasjonen skulle være entydig, det vil si at en og samme biotoptype ikke skulle kunne klassifiseres korrekt i flere klasser. Siste Sjanse registrerer i dag 14 ulike nøkkelbiotoptyper. I tillegg til de 13 nøkkelbiototypene som er presentert i Haugset m.fl. (1996) er boreonemoral blandingsskog (kfr. Moen (1998)) inkludert som en egen biotoptype. En oversikt over disse biototypene er gitt i boks 11, mens en mer detaljert beskrivelse finnes i Haugset m.fl. (1996). Utvalget av biototypene er basert på de samme grunnleggende økologiske mønstre som i MiS-metoden (kfr. Gjerde og Baumann, red. (2002)), men det ikke definert bestemte klasser av rikhet eller fuktighet innen hver biotoptype som i MiS-metoden. Slike variasjoner skal ved bruk av SiS-metoden fanges opp ved å registrere variasjoner i vegetasjonstype og treslagssammensetning, og ved deskriptiv beskrivelse av biotopen.

Evaluerings

Minimalistisk komplementaritet er ikke nok på lokal skala

Komplementaritetsprinsippet er et rent forvaltningrettet verktøy for å få en effektiv prioritering mellom områder. Temaet kan i teorien behandles på samme måte som biologisk mangfold og deles inn i de ulike nivåene naturtyper, arter og gener. Prinsippet er i første rekke utprøvd ved utvelgelse av reservater, det vil si for mye større områder enn nøkkelbiotoper. Det er også i hovedsak arter og ikke naturtyper/ biotoptyper som er brukt som indikatorer på total variasjon av biologisk mangfold (se f.eks. Pressey m.fl. (1993), Sætersdal m.fl. (1993), Prendergast m.fl. (1993), Prendergast og Eversham (1997), Lawton m.fl. (1998) og Lombard (1995)). Reyers m.fl. (2000) påpeker at resultater fra slike undersøkelser på stor skala (global og kontinental) ikke nødvendigvis kan overføres til nasjonal og regional skala. I sitt studie fant imidlertid Reyers m.fl. (2000) støtte for hypotesen om at indikator taxa kan fungere som indikatorer på regional biodiversitet (reservatskala), og at komplementær utvelgelse på basis av indikator taxa er den mest kostnadseffektive utvelgelsesmetode i forhold til vinning for biologisk mangfold. Tanken med bruk av komplementaritet ved utvelgelse av reservater er at man på et minimum av areal skal fange opp maksimalt av biodiversiteten i en region (kfr. Sætersdal m.fl. (1993)). Sammenliknet med reservater (regional og nasjonal skala), er biologisk viktige områder i skog tenkt å være et forvaltningsredskap på lokal skala hvor et nettverk av mindre områder hvor spredning mellom områder er nødvendig for langsiktig overlevelse (både lokalt og regionalt) for mange av artene. Arbeidet med kartlegging og ivartakelse av biologisk mangfold har i Norge i dag fokus på bevaring av naturtyper og arter, og ressursene til kartlegging er ikke tilstrekkelige for å kartlegge forekomst av en eller flere artsgrupper i alle aktuelle nøkkelbiotoper. Det er derfor nødvendig å legge vekt på komplementaritet av naturtyper og/eller elementer fremfor spesifikke artsgrupper, med det mål å fange opp mangfoldet av naturtyper og arter. Det enkelte områdets bevaringseffekt avhenger altså av forekomsten og kvaliteten av det totale nettverket av etablerte biotoper. En

minimalistisk komplementær utvelgelse hvor man setter strek når alle definerte biotyper eller livsmiljøer er representert, slik ideén er for bruk av komplementaritetsprinsippet på større skala, vil med dette utgangspunktet ikke være tilstrekkelig for langsiktig bevaring av mangfoldet. Mengde egnet habitat i landskapet er avgjørende for langsiktig overlevelse for alle arter, og repetisjon av biotyper er i et slikt system nødvendig for å oppnå tilstrekkelig areal med tilfredsstillende kvalitet. Det er i dag ikke mulig å gi et vitenskapelig begrunnet fasitsvar på hva som er den mest kostnadseffektive og gunstigste fordelingsnøkkelen mellom ulike biotyper med hensyn på biologisk mangfold. Spørsmålet må dessuten nødvendigvis besvares med en mengde forbehold, og vil være forskjellig fra landskap til landskap. Logisk sett kan man tenke seg at arealfordelingen mellom naturtypene i utvalget i utgangspunktet bør være proporsjonal med den naturlige fordelingen, såfremt det ikke er et særskilt behov for å ivareta en proporsjonalt større andel av sjeldne biotyper. Det finnes imidlertid ikke vitenskapelig grunnlag for denne påstanden, og kvalifisert økologisk skjønn må foreløpig anvendes ved slike vurderinger i praktisk forvaltning.

Er naturtyper eller elementer sikre indikatorer ved komplementær utvelgelse?

De ulike undersøkelsene av komplementær utvelgelse på basis av ulike indikatorer for biologisk mangfold spriker mye (se Reyers m.fl. (2000) og Gjerde og Baumann, red. (2002) med referanser), og kunnskapsmangelen på feltet er stor. Dette gjenspeiles blant annet i at MiS-metoden og Siste Sjanse-metoden baserer seg på ulike indikatorer til tross for at metodene har samme målsetting, nemlig kartlegging av biologisk mangfold i skog. Siste Sjanse metoden baserer seg i første rekke på biotyper og verdisetting, mens MiS-metoden i første rekke baseres på nøkkelelementer definert som viktige livsmiljøer (kfr. kap. 2.4.2). Resultater fra MiS-prosjektet Gjerde og Baumann, red. (2002) støtter at komplementær utvelgelse basert på karplanter i betydelig grad fanger opp artsmangfoldet i andre artgrupper, og det konkluderes med at vegetasjonstyper er gode indikatorer for ulike livsmiljøer. Vegetasjonstypene vil dessuten speile miljøenes gradientposisjon i rikhet og fuktighet, som er en grunnleggende faktor for forekomst av øvrig artsmangfold Gjerde og Baumann, red. (2002). På bakgrunn av dette baseres MiS-metoden på komplementær utvelgelse på 12 elementer eller levesteder i skog, som igjen deles inn i 29 livsmiljøer definert ved grad av rikhet og fuktighet, speilet av vegetasjonstyper. Livsmiljøene er definert både som enkelt-elementer (21 livsmiljøer) og biotoper (8 livsmiljøer). Den komplementære utvelgelsen i SiS-metoden baseres på biotyper og på den verdi for biologisk mangfold som er satt for hver biotop (kfr. kap. 2.4.5 og 3.2.8). Biototypene er i første rekke kategorisert på basis av vegetasjonstyper, kombinert med skogtilstand og forekomst av nøkkelelementer.

Å anvende biotyper eller nøkkelelementer som indikatorer for å prioritere mellom biologisk viktige områder er begge deler grove forenklinger av virkeligheten. Det finnes i dag ikke vitenskapelig grunnlag for sammenlikning mellom egnetheten av elementer på den ene side og biotoper/naturtyper på den annen side, som indikatorer. En sterk satsning på komplementaritet i elementer innebærer derfor etter vår oppfatning i utgangspunktet et minst like tynt utvelgelsesgrunnlag som en komplementær utvelgelse utelukkende ved bruk av signalarter eller naturtyper/ biotyper, og det er stort behov for videre forskning på dette emnet.

Siste Sjanse sin prioritering av utvelgelse og verdisetting på basis av biotyper fremfor enkeltelementer, er en naturlig følge av valg av kartleggingsenheten i metoden, som er biotoper. Dette er et valg basert på faglige argumenter. Bruk av biotyper fremfor elementer har også enkelte praktiske fordeler i fasene etter datainnsamling: Det blir færre enheter å forholde seg til og bedre muligheter for oversikt både i prosessen med verdisetting og

prioritering, og det letter forvaltningen i etterkant ved at det blir mindre detaljreguleringer. Utvelgelse på så detaljert skala som enkeltelementer i skogbildet vanskeliggjør erfaringsvis verdisetting og prioritering fordi antallet registrerte enheter man må forholde seg til øker betydelig sammenliknet med å arbeide på biotopskala.

Overordnede likheter og forskjeller mellom klassifikasjonssystemer i Norge

Det er ingen tvil om at vi må inkludere hele spekteret av habitater dersom vi skal ivareta artsmangfoldet. Det er heller ikke tvil om at suksessen til et komplementært utvalg av nøkkelbiotoper i hovedsak avhenger av de definerte nøkkelbiototypene som anvendes. Det er tre klassifikasjonssystemer for biologisk mangfold i skog som dominerer i praktisk forvaltning i dag (MiS-, DN- og SiS-metodikken). Alle disse er utarbeidet med det hovedmål at de skal være verktøy for å ivareta biologisk mangfold i skog. Det er derfor ikke overraskende at likhetene i klassifikasjonssystemene er slående; alle tre systemene har foretatt et nøye utvalg av vegetasjonstyper og skogtilstander som ansees som truet av menneskelige aktiviteter, og skogtypene og skogtilstandene som er valgt ut overlapper i stor grad. En grunnleggende forskjell er imidlertid at DN sitt system ikke på samme måten som de to andre metodene er spesielt utviklet for å gi grunnlag for helhetlige forvaltningsplaner i skogbruket. Dette har ført til at DN-systemet har en noe grovere klassifikasjon av biotyper, og ikke setter krav til komplementaritet i utvelgelsen av biotoper slik som de andre to metodene (kfr. kap. 1.4): I både SiS- og MiS-metoden (Gjerde og Baumann 2002) er det et mål at alle naturtyper- og skogtilstander som det er naturgrunnlag og naturhistorisk forutsetning for, og som trues av skogbruk, skal finnes i forslaget til biotoputvalg.

Skillet mellom vegetasjonstype og skogtilstand varierer også mellom de ulike klassifikasjonssystemene. Fremstad og Moen, red. (2001) har kun vurdert vegetasjonstype, og tar ikke tilstanden i skogen (alder, sjiktning, forekomst av elementer osv.) i betraktning, mens Direktoratet for Naturforvaltning (1999b) blander tilstand og vegetasjonstyper slik at systemet ikke er entydig; for eksempel finnes både gammel edelløvskog og rik edelløvskog som viktige naturtyper. En gammel og rik edelløvskog kan da i teorien plasseres korrekt i begge klasser. I Siste Sjanse sitt klassifikasjonssystemer er dette forsøkt unngått, mens MiS systemet er slik at et viktig livsmiljø, for eksempel bekkekløft, kan romme mange andre livsmiljøer, for eksempel bergvegger, liggende død ved, trær med hengslav og gamle trær. Verdisetting og rangering av biotopene skiller seg også i de ulike systemene. Dette tas nærmere opp i kap. 2.4.5 og 3.2.8.

Manglende kunnskap og ufullkomne klassifikasjonssystemer

Komplementaritet er etter vår oppfatning et viktig prinsipp som det bør arbeides i retning av. Det er imidlertid avgjørende at skala og total mengde egnet habitat tas i betraktning ved bruk av prinsippet, og en minimalistisk komplementaritet er ikke tilstrekkelig for biologisk viktige områder i skog. Vi har i dag hverken har god nok vitenskapelig kunnskap eller ressurser til å kunne foreta et det mest kostnadseffektive utvalg av biotoper som garantert vil sikre biologisk mangfold for fremtiden. Kategorisering av biotyper er en avgjørende faktor for grad av suksess i komplementær utvelgelse, og det opereres i dag med flere kategoriseringssystemer for biologisk viktige områder i skog i Norge. Ingen av systemene er imidlertid fullkomne, og det er tvilsomt om utvalget av biotyper i noen av de tre systemene kan ansees som dekkende for den store variasjonen av biotyper i Norge. På tross av at forskningsinnsatsen på området har vært økende de siste årene, er det fremdeles mye å oppdage, og det finnes opplagt andre biotyper i skog som er spesielt viktige for bevaring av biologisk mangfold i Norge, men som foreløpig er for lite kjent. Nye biotyper som tilkommer gjennom erfaring eller forskning må derfor fortløpende inkluderes i settene av biotyper, og ny kunnskap som

tilkommer må brukes til eventuell justering av eksisterende systemer. Et eksempel på en slik biotoptype er rike hasselkratt på Vestlandet (Gaarder m. fl. 2002) som i nevnes i Framstad m.fl. (2002) sin evaluering av barskogsvernet i Norge som en skogtype som i dag er både truet og svært viktig for biologisk mangfold, men likevel ikke vurdert i tidligere verneplaner.

Nyere erfaringer tyder også på at nøkkelbiotypen "kalkskog" i SiS-metoden ikke dekker hele bredden av de mineralrike skogtypene. Heller ikke MiS-metoden sitt tilsvarende viktige livsmiljø "rik bakkevegetasjon" ser ut til å være dekkende her: Indikatorene for dette livsmiljøet er karplanter (Baumann m. fl. 2001), og det finnes eksempler på skog som er rik på rødlistede marklevende sopp, men som ikke har rik karplantevegetasjon. Det er mulig at betegnelsen "mineralrike skogtyper" ville vært den beste samlebetegnelsen på disse skogene. Dette bør innarbeides i SiS-metoden. DN-metoden sin naturtype "bjørkeskog med høgstauder" (Direktoratet for Naturforvaltning 1999b) fanges også opp i begrenset grad med SiS-metode. Kontinuitetstyper av skogtypen fanges opp gjennom nøkkelbiotypen "seine løvsuksesjoner" og kalkrike typer fanges opp gjennom typen "kalkskog", mens rene høgstaudeutforminger ikke dekkes tilfredsstillende opp. En gjennomgang av klassifikasjonssystemet for nøkkelbiotoper i SiS-metoden med fokus på "nye biotyper" (jfr. avsnittet over) og på biotyper som erfaringsvis ikke fanges opp i tilstrekkelig grad bør foretas.

Behov for felles nasjonalt klassifikasjonssystem

Selv om de tre systemene (MiS-, SiS- og DN-systemet) i stor grad er kompatible med hverandre, er det etter Siste Sjanse sin mening lite hensiktsmessig å ha tre ulike klassifikasjonssystemer for kartlegging av biologisk mangfold i skog i Norge. De ulike systemene har alle sine fordeler og ulemper, og en mer detaljert gjennomgang av metodene enn vi har foretatt her bør kunne gi et godt grunnlag for å utvikle et enhetlig system som kan anvendes på ulike forvaltningsnivåer. Et felles system vil etter vår mening kunne gi bedre grunnlag for en enhetlig men fleksibel forvaltning. Det vil videre øke mulighetene for en vellykket komplementær utvelgelse av områder, og for å skape felles forståelse mellom ulike parter, som ulike nivåer av offentlig forvaltning, skognæringen, aktører som arbeider med kartlegging av biologisk mangfold og naturvernorganisasjoner.

Konklusjon

Inntil videre baserer Siste Sjanse metodikken seg på å registrere 14 ulike biotyper (Haugset m. fl. 1996; Moen 1998) med utgangspunkt i forekomst av elementer og spesielle vegetasjonstyper. Systemet bør gjennomgås med fokus på "nye biotyper" og på biotyper som erfaringsvis ikke fanges opp i tilstrekkelig grad. Utvalget av biotoper i en kartleggingsprosess baserer seg på komplementaritetsprinsippet med biotoptype som enhet, og alle biotyper som det er naturgrunnlag og naturhistorisk forutsetning for, og som er truet av skogbruk bør derfor finnes i et hvert forslag til biotoputvalg. Samtidig vektlegges hensynet til å etablere nettverk av de dominerende biotypene for å sikre levedyktige populasjoner av arter som er knyttet til disse. For hver biotoptype må målt areal og arealandel av skoglandskapet tas i betraktning i utvelgelsesprosessen. Et felles nasjonalt og dynamisk system for klassifikasjon av biotoper som er viktige for biologisk mangfold i skog ville etter vår mening kunne gi bedre grunnlag for en enhetlig forvaltning og for felles forståelse mellom ulike parter.

2.5 Kartleggingsparametere: Faglig grunnlag

De overordnede prinsippene i Siste Sjanse metodikken legger grunnlaget for forarbeid, praktisk feltarbeid og etterarbeid i kartleggingsprosessen (se kap. 3 om metoden i praksis). Alle delene av prosessen er betydningsfulle for å oppnå et godt resultat. Helt avgjørende er valg av funksjonelle kartleggingsparametere, særlig når forvaltningsbeslutninger skal tas på grunnlag av resultatene. Vårt utvalg av kartleggingsparametere speiler i første rekke følgende biologiske prinsipper i metoden: "Urskogen som forbilde", "arts mangfoldets endrete forutsetninger", "kontinuitet", og "signalarter og andre spesielle arter kompletterer elementer". Målet er til en hver tid å kartlegge miljøfaktorer, elementer og arter som gjennom forskning eller erfaring er funnet å være relevante for bevaring av biologisk mangfold i skog. Det er tilnærmet uendelig mange faktorer som kan registreres i naturen, og kunnskapen om sammenhenger og terskelverdier for mengde og kvalitet er oftest mangelfull. Vi har derfor brukt en viss grad av faglig skjønn for å velge ut både hvilke parametere som skal måles, om og evt. hvordan de skal kvantifiseres, og hvor grensene for hva som skal inkluderes i registreringen skal gå (hvor grov er et grovt læger eller et grovt tre?; hva er hhv. lite og mye hengslav?; hvor dyp må en bekkekløft minst være?; hvor høy er en hogst stubbe? osv). Utvalget av registreringsparametre har blitt vurdert og justert i takt med ny viten, men mange av parametrene har vært inkludert siden starten i 1992. Overlappen med andre, tilsvarende metoder er - ikke overraskende - stor. Utgangspunktet for Siste Sjanse metodikken var i første rekke Karström (1992a) sitt arbeid i nord-Sverige. Siste Sjanse metodikken er tilpasset norske forhold, men metoden viser pr 2002 stor overlapp med tilsvarende svensk metodikk m.h.p. registreringsparametre, kfr. Norén m.fl. (1999), Nitare, red. (2000) og From og Delin (1995). Siste Sjanse metodikken har også store likheter med andre norske metoder for kartlegging av natur. Både utvalget av livsmiljøer og kartleggingsparametere i MiS-metodikken (Gjerde og Baumann 2002) viser stor overlapp med Siste Sjanse-metodikk, og likeledes er kriteriene for identifisering av viktige naturtyper etter DN-håndbok 13 (Direktoratet for Naturforvaltning 1999b) temmelig like Siste Sjanse-metodikkens kriterier for utvalg av biologisk viktige områder. Enigheten mellom ulike fagmiljøer ser derfor ut til å være stor når det gjelder utvalg av strukturer og livsmiljøer som er av særlig betydning for biologisk mangfold i skog, og mange parametere må kunne ansees som allment aksepterte. En viktig forskjell mellom dagens metoder er nøyaktigheten i kvantifisering og kartfesting av elementer og hvor vidt det eksisterer en fast nedre inngangsverdi for registrering av elementer.

I det følgende foretar vi en systematisk gjennomgang av SiSmetodens kartleggingsparametre. For hver parameter beskriver vi hva vi registrerer, hvordan parameteren defineres, og faglig begrunnelse/dokumentasjon for å inkludere parameteren i kartleggingen. Vi vil også foreta en evaluering av hver parameter med fokus på hva som er praksis i tilsvarende metoder, da i første rekke MiS-metodikken (Baumann m. fl. 2001), svensk nøkkelbiotopekartlegging (Skogstyrelsen 1994) og kartlegging av naturtyper etter DN-håndbok 13-1999 (Direktoratet for Naturforvaltning 1999b), og vi vil peke på forbedringer som enten allerede er gjort eller eventuelt kan gjøres for hvert punkt.

Registreringsskjemaet som i dag anvendes i SiS-metodikken er bygget opp på bakgrunn av vitenskapelige publikasjoner, 10 års egen erfaring med kartlegging av miljøverdier i skog, samt oppsummerte erfaringer fra kartleggingsprosjekter i Skandinavia for øvrig. Skjemaet skal fungere som tilstrekkelig dokumentasjon fra feltarbeidet og all bruk av skjønn skal være mest mulig tydelig. Videre skal skjemaet være brukervennlig, entydig, gi et godt grunnlag for sammenlikning og rangering av biotoper, gi detaljert nok informasjon til at andre kan få et helhetlig bilde av en biotop, samt at det skal være harmonisert med andre relevante pågående

naturkartleggingsprosjekter som DNs naturtypekartlegging i kommunene (Direktoratet for Naturforvaltning 1999b). En viktig konsekvens av denne harmoniseringen er at resultatene fra en kartlegging med Siste Sjanse metode kan inngå direkte både i skogbrukets planlegging og i DNs naturtypekartlegging. Nøkkelbiotoper, restaureringsbiotoper og hensynsområder registreres på samme skjema.

Nøyaktighetsnivå: Skjemaet er utarbeidet ved hjelp av faglig skjønn. Det faglige skjønnnet er brukt til å vurdere hvilke parametere det er mest kostnadseffektivt å registrere, og hvor stor grad av nøyaktighet som trengs for å fremskaffe nødvendig økologisk relevant informasjon. Alle kvantifiserbare parametere som andel naturtype, vegetasjonstype, treslagsfordeling, mengde død ved og andre nøkkelelementer, tredimensjoner, og mengde hogstspor skal estimeres ved talloverslag. Noen parametere som grad av sjiktning, mengde verdifulle bergvegger, mengde rasmark m.m. kan ikke telles, og disse skal derfor mengdevurderes (ved for eksempel å krysse av for lite, en del, mye). Det er ikke standard at nøkkelelementer skal inntegnes på kart, og volum og diameter vurderes stort sett med øyemål. Alle arter som vurderes som spesielt interessante bestemmes i felt og/eller belegges for bestemmelse på laboratorie. Vi mener dette er tilstrekkelig grad av nøyaktighet for å kunne skille ulike biotopers verdi for biologisk mangfold, og for å fremskaffe nødvendig basisdokumentasjon om områdenes naturkvaliteter.

Her følger en systematisk gjennomgang av registreringsskjemaet for Siste Sjanse metodikken. Parentesen med nr. etter hver overskrift henviser til punktet på skjemaet og skjema-veiledningen i fig.7.

Figur 7. Siste Sjanse metodikkens registreringsskjema for "Nøkkel- og restaureringsbiotoper. Hensynsområder", versjon juni 2002 (06.02) med veiledning.

Nr:		Nøkkel- og restaureringsbiotoper. Hensynsområder		Skjema versjon 06.02
Kartblad:.....		Prosjekt:.....		
Dato:.....		Registrant:.....	Bestandsnr.:.....	Stedsnavn:.....
Hoh:.....		Hkl:.....	Bonitet:.....	UTM (WGS/ED 50):.....

1. Type biotop (% av biotopens areal)		Gammel furuskog:.....	Gammel granskog:.....	hvorav kystgranskog:.....
Bekkekløft:.....	Ravine:.....	Flommarkskog:.....	Kalkskog:.....	angi type:.....
Brannfelt:.....	Løvsuksesjoner:.....	Rasmarkskog:.....	Sumpskog:.....	angi type:.....
Rikmyr:.....	Edelløvskog:.....	Boreonemoral blandingskog:.....	Annet:.....	

2. Vegetasjonstyper (% av biotopens areal)		3. Treslag (% av volum)	
Lavskog	Svartorsumpskog	Gran	Hassel
Røsslyng-blokkbær.....	Gran/bjørkesumpskog	Furu	Alm
Bærlýngskog	Gråor/viersumpskog	Bjørk	Ask
Blåbærskog	Furumyrskog	Osp	Lønn
Småbregneskog	Alm-lindeskog	Gråor	Lind
Storbregneskog	Or-askeskog	Svartor	Bøk
Lågurtskog	Fjellbjørkeskog	Hegg	Barlind
Høgstaueskog	Beite/hagemarkskog	Rogn	Einer
Kalklågurtskog	Annet:	Selje	Kristtorn
Gråor-heggeskog		Eik	Andre:.....

4. Sjøktning: Ensjøktet ☐ Flersjøktet med liten spredning ☐ Flersjøktet med god spredning ☐

5. Læger (antall i biotopen)		6. Gadd (stående død ved over 6 m)		7. Tre dimensjoner	
Nedbrytning	1 5 20 50		1 5 20 50	Antall grove	Største dbh.
1 Gran	☐ ☐ ☐ ☐	Furu	☐ ☐ ☐ ☐	Gran	
Bar 2 Gran	☐ ☐ ☐ ☐	Furu	☐ ☐ ☐ ☐	Furu	
3 Gran	☐ ☐ ☐ ☐	Furu	☐ ☐ ☐ ☐	Bjørk	
1	☐ ☐ ☐ ☐	Osp	☐ ☐ ☐ ☐	Osp	
Bjørk 2	☐ ☐ ☐ ☐	Osp	☐ ☐ ☐ ☐	Selje	
3	☐ ☐ ☐ ☐	Osp	☐ ☐ ☐ ☐	Eik	
Edel- 1	☐ ☐ ☐ ☐	Øvrig	☐ ☐ ☐ ☐		
lauv 2	☐ ☐ ☐ ☐	Borealt	☐ ☐ ☐ ☐		
3	☐ ☐ ☐ ☐	løv	☐ ☐ ☐ ☐		

8. Andre nøkkelelementer		9. Inngrep		Få/middels/mange
Litt, Endel, Mye	Kommentar	Antall hogstspor/stubber i biotopen ☐ ☐ ☐		Gamle / ferske
Rasmark	☐ ☐ ☐	Andre inngrep:		
Bergvegger	☐ ☐ ☐			
Store steiner	☐ ☐ ☐			
Hengelav på trær	☐ ☐ ☐			
<u>Antall:</u>				
Kløfter				
Berg m. overheng				
Kilder				
Bekker				
Fosser				
Dammer/tjern				
Brannspor				
Høgstubber (2-6m)				
Hule trær				
Styva trær				
Trær m. grov bark				
Trær med sokkel				
Grove læger				
Spettehull				
Tretåspettmerker	(ferske/ gamle)			
Storfuglbeita furu				
Rovfuglreir				
Beverdammer				
Eik m. rødmyld				
Annet:				

10. Buffersoner (skraveres): Buffersoner som det ikke skal gjøres inngrep i, innlemmes i biotopen

11. Behandlingsforslag:

12. Foreløpig verdisetting av biotopen: H A B C R

13. Kort beskrivelse av biotopen, og evt. tilleggsplysninger:
(topografi, eksposisjon, skogstruktur, variasjon, rikhet, alderssammensetning)

14. List opp signalarter (og evt. andre spesielle arter) i biotopen:

15. Oppsummering av kriterier for naturskogskvaliteter

A. Det er høy gjennomsnittlig øvre trealder for (skriv treslag):

B. Skogen er ulikaldret ☐, flersjøktet ☐ og med naturlige glenner ☐

C. Død ved av betydelige mengder finnes i alle nedbrytningsstadier ☐

D. Funn av rødlistearter/ signalarter:

Veiledning for nøkkelbiotop skjema

Versjon 06.02.2002

- Skjemaet brukes for nøkkel- og restaureringsbiotoper, samt for hensynsområder
- Ved tvilstilfeller bør området i første omgang registreres.

Kartfesting: Biotopen avgrenses nøyaktig i felt.

Nr: Innen en eiendom/registreringsenhet nummereres biotopene fortløpende.

Bestandsnr: Skriv evt. del av aktuelt bestand.

Stedsnavn refererer til nærmeste stedsnavn på M711 kart, evt. med beskrivende tillegg som "vest for", "2 km. sør for" etc.

1. **Type biotop:** Anslå arealandel av ulike naturtyper (sum 100 %). Kystgranskog skilles ut fra øvrig granskog. Typer av sumpskog angis: gran- og bjørkesumpskog, svartorsumpskog, svartorstrandskog, gråor- vierskog. Typer av kalkskog angis: kalkfuruskog, kalkgranskog, kalkbjørkeskog, edelløvskog på kalk.
2. **Vegetasjonstyper:** Anslå arealandel av ulike vegetasjonstyper i % av nøkkelbiotopens totalareal.
3. **Treslag.** Mengde av ulike treslag som finnes i nøkkelbiotopen anslås i volum%. Kun levende trær inngår. Minste brysthøydiameter er ca. 10 cm, unntatt for hassel, kristtorn, einer og barlind (ca. 5 cm). "Annet" kan f.eks. være utenlandske treslag (lerk, contorta o.l.). Sett kryss i stedet for antall hvis et treslag utgjør klart mindre enn 1 %.
4. **Sjiktning.** Kryss av for dominerende sjiktning.
5. **Læger.** Antall læger i ulike nedbrytningsstadier i biotopen anslås. Minste diameter i tykkeste enden er ca. 10 cm. Nedbrytningsstadier: 1=lite nedbrutt, 2=middels nedbrutt, 3=sterkt nedbrutt eller spor av død ved. Gran og furu skilles. Spesielt grove læger noteres i tillegg under pkt. 8. Mengdeklasser: 1-5 stk, 5-20 stk, 20-50 stk, over 50 stk.
6. **Gadd.** Antall gadd i biotopen anslås. Minste brysthøydiameter er ca. 10 cm. Minste høyde er ca. 5 m (i pkt. 8 regnes høystubber mellom og 5 m). Mengdeklasser: 1-5 stk, 5-20 stk, 20-50 stk, over 50 stk.
7. **Grove trær.** Antall i biotopen anslås. Som grove trær regnes diameter i brysthøyde på: **60 cm** for gran, furu og eik, **50 cm** for bjørk, osp, gråor, svartor, selje, alm, ask, lønn, lind og bøk, **25 cm** for rogn, hegg og barlind, og **10 cm** for einer, kristtorn og hassel. Noter ca. omkrets i brysthøyde hvis spesielt grove trær finnes. Oppgi også alder hvis dette er målt.
8. **Andre nøkkelelementer.** Mengde/antall anslås. Noter i tillegg stikkord ved siden om nødvendig.
Bergvegg er stup/skrent over ca. 2 meters høyde. **Store steiner** er blokker større enn ca. 1 m³.
Høgstubber er avbrukne stubber mellom ca. 1,5 og 5 meters høyde (minst 10 cm brysthøydiameter).
Grove læger: Gjelder samme omkrets i tykkeste enden som nevnt i pkt. 7.
Inngrep. Mengdeklasser for hogstspor. Noter andre menneskelige inngrep/påvirkninger som er synlige i nøkkelbiotopen, f.eks. sti/vei, søppel, kraftlinje etc.
10. **Behov for buffersone:** Beskriv dersom buffersone vurderes som nødvendig på en eller flere kanter for å bevare biotopens kvaliteter. "Standard" buffersone er 30 m. bred og her skal minst et volum tilsvarende 50 % av den hogstmodne skogen på stedet alltid stå igjen. Sjiktning og variert treslags sammensetning skal tilstrebes i buffersonen. Hvis det er behov for annen bredde eller annet uttak må dette beskrives.
11. Beskriv anbefalt **behandlingsforslag**. For nøkkel- og restaureringsbiotoper skal anbefalte skjøtselstiltak for å bevare eller øke biotopens verdi for biologisk mangfold presiseres. For hensynsområder skal det anbefales hvor stor volumprosent av stående volum som til en hver tid bør stå igjen i området.
12. **Foreløpig verdisetting av biotopen.** For nøkkelbiotoper vektlegges særlig skogtypens sjeldenhet i landskapet og forekomst av nøkkelelementer og signalarter. Hensynsområder markeres med H. Restaureringsbiotopene markeres med R. Hensynsområder og restaureringsbiotoper verdisettes altså ikke.
13. **Kort beskrivelse og evt. tilleggsopplysninger.** Kort stikkordsmessig beskrivelse av viktige trekk ved biotopen skal gis. Opplysninger som ikke er dekket inn andre steder på skjemaet kan noteres i dette feltet.
14. List opp **funn av signalarter** og andre interessante/spesielle arter. Bruk evt. baksida av arket
15. Oppsummer **naturskogskvaliteter**. Under pkt. 4 skal det angis antall funn av hver art, og det må angis om artsangivelser er usikre og om det er tatt belegg for bestemmelse.

2.5.1 Bestandsinformasjon (nr. 1, 2, 3, 4)

2.5.1.1 Type biotop (nr.1)

Diversiteten av biototyper i et landskap upåvirket av menneskelig aktivitet gis på den ene siden ved variasjonene i jordtyper, topografi, klima og tilgang til næring og vann, og på den andre siden ved forstyrrelsesregimet til trevegetasjonen (Gustafsson og Hansson 1997). Alle arter har en begrenset nisje, selv om nisjebredden for ulike arter er svært variabel fra tolerante generalister til kravstore spesialister (Begon m. fl. 1990). Ulike biototyper fanger derfor opp ulike arter, og det er sentralt for bevaringen av biologisk mangfold at alle naturlig forekommende livsmiljøer fanges opp slik at alle arter kan få oppfylt sine miljøkrav.

Biototypene som registreres følger inndelingen i Haugset m.fl. (1996). Denne klassifikasjonen baserer seg i første rekke på svenske arbeider med nøkkelbiotoper (Skogstyrelsen 1994; From og Delin 1995; Skogstyrelsen 1999), og på Norskog sitt arbeid med nøkkelbiotoper fra midten av 1990-tallet (Aasaaren og Sverdrup-Thygeson 1994). Se Nitare, red. (2000) for en oversikt over miljøer som i dag ansees som verdifulle for biologisk mangfold i Sverige, og DN håndbok-13 for oversikt over viktige naturtyper i Norge (Direktoratet for Naturforvaltning 1999b). I tillegg til nøkkelbiototypene i Haugset m.fl. (1996) er boreonemoral blandingsskog i dag inkludert som en egen biototype i SiS metoden. Boreonemoral blandingsskog oppstår i møtet mellom boreale og nemorale klimaforhold (Moen 1998), og regnes for å være blant de mest artsrike skogtypene i Norden (Bakke 1999). Naturtypen er en ansvarstype for Norge på grunn av at den utgjør en del av nordvestgrensa til naturtypens utbredelsesområde (Moen 1998).

Evaluerings

Klassifikasjon av vegetasjonstyper baserer seg på allerede eksisterende og vel innarbeidete systemer i Norge, nemlig Fremstad (1997) og Larsson m.fl. (1994). Klassifikasjon av nøkkelbiotoper derimot fantes det ikke noe system for i Norge da Siste Sjanse startet sitt arbeid med biologisk mangfold i skog i starten av 1990-tallet. Siste Sjanse utarbeidet derfor en klassifikasjon med utgangspunkt i flere arbeider både fra Norge og Sverige, bla. Norskog sin brosjyre "Nøkkelbiotoper i skogen" fra 1994 (Aasaaren og Sverdrup-Thygeson 1994) og boka "Art- og biotopbevarande i skogen – med utgangspunkt från Gävleborgs län" (From og Delin 1995). Basisen i systemet er hovedgrupper av skogtyper, vegetasjonstyper og skogtilstander som forventes å forekomme naturlig i Norge. I tillegg ble kriterier fra den nasjonale barskogsverneplanen som sjeldenhet og sårbarhet inkorporert i klassifikasjonssystemet. Med utgangspunkt i dette ble det satt opp 13 nøkkelbiototyper, fordelt på hovedkategoriene kontinuitetsbetingede (7), forstyrrelsesbetingede (6) og skjøtselsbetingede nøkkelbiotoper. I etterkant har biotypen "boreonemoral blandingsskog" blitt lagt til, se Moen (1998) for beskrivelse av skogtype.

De ulike nøkkelbiototypenes betydning for biologisk mangfold har i stor grad blitt bekreftet både gjennom MiS-prosjektet sitt utvalg av livsmiljøer (Baumann m. fl. 2001; Gjerde og Baumann 2002), gjennom Gundersen og Rolstad (1998a) sin inndeling av nøkkelbiotoper i skog, og gjennom DN sitt system for kartlegging av viktig naturtyper (Direktoratet for Naturforvaltning 1999b). Til tross for at MiS-metodikken baserer seg på et utvalg av livsmiljøer som både er på element- og biotopnivå, mens SiS i hovedsak opererer på biotopnivå, er det i teorien stor overlapp mellom Siste Sjanse sitt biotoputvalg og MiS-metodikken sine 29 livsmiljøer. Det forholdsvis mye større antallet livsmiljøer i MiS-metodikk i forhold til antall biotoper i SiS-metodikk skyldes både at MiS-metodikken deler i kategorier for

rik/fattig og/eller tørr/fuktig for de enkelte elementene, og at basisen for livsmiljøene stort sett er elementer og ikke biotoper. En tydelig vurdering av grad av rikhet og fuktighet er opplagt av stor betydning for vurdering av nøkkelbiotopers verdi for biologisk mangfold (Gjerde og Baumann 2002), men disse faktorene har til nå ikke fremgått i kategorisk form på SiS sitt registreringsskjema. Siste Sjanse har derfor justert registreringsskjemaet for 2002, og innført et avkrysningspunkt for en kategorisk vurdering av disse faktorene (pkt. 4). Dette vil ikke øke antall klasser av biotoper, men tydeliggjøre eventuelle varianter innen hver biotoptype på en bedre måte enn tidligere. DN sitt system er til sammenlikning noe grovere enn både SiS og MiS sine systemer, og favner også høyereliggende skog som fjellbjørkeskog. DN-systemet er på samme måte som SiS sitt system basert på registrering på biotopnivå, og naturtypene og tilstandene som fanges opp med en naturtypekartlegging vil i praksis være temmelig likt SiS sine nøkkelbiotoper (se for eksempel Blindheim (2001)). I Sverige har Nitare, red. (2000) inndelt i 22 ulike biotoper som på samme måte som MiS-systemet omfatter både elementnivå og biotopnivå. Innholdet i disse biotopene er også mye overlappende med SiS sitt system, men Nitare, red. (2000) sitt system er mer spesifikt, særlig i forhold til spesifisering av edelløvskogstyper. Flere av Nitare, red. (2000) sine "biotoper" inngår i SiS sin liste over nøkkelelementer, for eksempel "gammel eik", "gammel bjørk", "barskog- og løvskogsbekker", "kilder" og "fuktige bergvegger".

De 14 nøkkelbiotoptypene som registreres i Siste Sjanse metoden er valgt ut for å representere bredden av biotoptyper i Norge som trues av skogbruk. Biotoptyper er så entydige som mulig, d.v.s. at en og samme biotop ikke korrekt skal kunne puttes i mer enn en biotopkategori. Innenfor hver av de 14 biotoptypene finnes det varianter langs kontinuerlige gradienter for faktorer som fuktighet, rikhet, bonitet, kontinuitet, soleksponering, bestandsalder, mm. Ved å kombinere disse gradientene kan man oppnå et utall av biotoptyper og tilstander, og ingen nøkkelbiotoper er i praksis like. En kartlegging av de 14 biotoptypene med tilhørende detaljert informasjon om elementer, biologiske og fysiske kvaliteter og skogtilstand vil imidlertid, etter vår oppfatning, sikre at et bredt spekter av truede og sårbare naturtyper og skogtilstander fanges opp. Systemet ble anvendt i mange nøkkelbiotopundersøkelser i Norge på 1990-tallet, og har etter Siste Sjanse sin erfaring fungert tilfredsstillende, men har selvsagt forbedringspotensiale jfr. evaluering i kap.2.4.7.

2.5.1.2 Vegetasjonstyper (nr.2)

Systemet følger Fremstad (1997) og Larsson m.fl. (1994). Vegetasjonstypen i en biotop er et resultat av et sett av fysiske faktorer som klima, topografi og geologi (Fremstad 1997), og bestemmer i stor grad artsmangfoldet og artssammensetningen på stedet. Vegetasjonstypen gir essensiell informasjon om ulike gradienter av næringsforhold og lokalklima (Fremstad og Elven 1987), og speiler dermed variantene innen biotoptypene. Gjennom denne informasjonen får man også en indikasjon på hvilke sjeldne og truede arter, også blant andre artsgrupper enn de i plantesamfunnet, som kan finnes.

Evaluerings

Fremstad (1997) sitt system er tilnærmet enerådende i Norge i dag, og danner basis både for DN sitt kommunale prosjekt (Direktoratet for Naturforvaltning 1999b), og MiS-prosjektet (Gjerde og Baumann 2002). Nylig har truede vegetasjonstyper i Norge blitt vurdert og definert av Fremstad og Moen (2001), og kategoriseringen av de truede vegetasjonstypene er enten spesifiseringer eller samlegupper for vegetasjonstyper definert i Fremstad (1997). I andre land finnes det alternative systemer, se Larsson (2001) for en oversikt. Disse kan muligens være anvendbare på norske forhold, men for å sikre bredest mulig anvendelse av

ulike registreringer bør det etter vår mening være et mål å anvende så få parallelle systemer som mulig for naturkartlegging. Vi baserer oss derfor på bruk av vel innarbeidede systemer som erfaringsvis fungerer godt.

2.5.1.3 Treslag (nr.3)

I en Siste Sjanse kartlegging skal i utgangspunktet alle forekommende treslag i biotopen noteres, og prosentandel av samlet stammevolum skal anslås for hovedtreslagene. Av praktiske årsaker er imidlertid lista over treslag på registreringsskjemaet forenklet. Sjeldne treslag, for eksempel blant *Sorbus* og *Salix*-arter, og innførte treslag som platanlønn (*Aceraceae pseudoplatanus*), lerk (*Larix sp.*) og sitkagran (*Picea sitchensis*) er utelatt. Slike arter er tenkt ført opp under kategorien ”andre”.

Treslag er en selvfølgelig parameter i all form for kartlegging av skog, og er obligatorisk i alle metoder for kartlegging av biologisk mangfold i skog (Skogstyrelsen 1994; Gjerde og Baumann 2002). Ulike treslag har ulikt artsmangfold knyttet til seg, både i levende og død tilstand (Ehnström og Waldén 1986; Bader m. fl. 1995; Bendiksen m. fl. 1997; Esseen m. fl. 1997; Gundersen og Rolstad 1998b; Direktoratet for Naturforvaltning 1999c; Nitare 2000). I kombinasjon med biotop- og vegetasjonstypen forteller derfor treslagssammensetningen mye om hvilket artsmangfold som kan ventes å finnes på stedet og hvilket suksesjonsstadium skogen befinner seg i, og dermed hvilket potensiale området har for biologisk mangfold på sikt.

Evaluerings

Også i andre kartleggingsmetodikker både i Sverige og Norge er det foretatt en prioritering av de vanligst forekommende treslag på registreringsskjemaet. MiS-kartlegging (Baumann m. fl. 2001) baserer seg på grunninformasjon om treslagssammensetning fra skogtakst, og treslags-sammensetning skal derfor ikke registreres direkte på MiS-skjemaet. Unntakene er rikbarkstrær som er et eget livsmiljø. Rikbarkstrær defineres da som trær med neverlav, og spisslønn med bhd > 15 cm kartlegges spesielt. Ved en skogtakst er det kun økonomisk interessante treslag som registreres, og informasjon om innførte treslag vil derfor kunne inkluderes, mens sjeldne treslag som regel ikke vil registreres. I Skogstyrelsen sin nøkkelbiotopundersøkelse i Sverige (Skogstyrelsen 1994) kartlegges alle vanlig forekommende treslag pluss seks mer sjeldne treslag, mens innførte treslag er ikke listet på skjemaet.

Forekomst av sjeldne treslag og særlig innførte treslag er interessant både for forvaltning og rent plantegeografisk, og bør helt klart noteres ved en nøkkelbiotopundersøkelse. At slike treslag ikke er listet på skjemaet kan være en svakhet fordi registrantens fokus lettere rettes mot opplistede treslag. Enkelte justeringer av treslaglista bør derfor vurderes, selv om en fullstendig liste over forekommende treslag i Norge ikke vil være praktisk å inkludere på registreringsskjemaet.

2.5.1.4 Sjøtning (nr.5)

Grad av sjøtning registreres i tre kategorier; ensjøt, flersjøt med liten spredning, og flersjøt med god spredning. Det er spredning i høydelag som registreres som ulike sjøt, det vil si at en flersjøt skog ikke nødvendigvis er like fleraldret. Flersjøt med liten spredning er skog med få veldefinerte sjøt, for eksempel tosjøt skog.

Skogstruktur er en viktig parameter for artsmangfoldet i skog (Esseen m. fl. 1997). Økologisk teori, støttet av mange studier, sier at økt variasjon i biotop og habitatstruktur gir økende

antall nisjer, og dermed økt potensiale høy artsdiversitet (Begon (1990) med referanser). Det er nettopp tap av variasjon gjennom systematisk fremelsking av ensartede og ”ryddige” skogbestand som er hovedårsak til at så mange skoglevende arter i dag er truet (Esseen m. fl. 1997). Grad av sjiktning kan dessuten fortelle mye om skoghistorien, som i siste instans er helt avgjørende for artsmangfoldet (Andersson og Bohlin 1998). Mer konkret er vertikal variasjon i bestandsstrukturen funnet å begunstige hengslav, ved at biomassen av hengslav øker med økende sjiktning og med økt variasjon i tetthet (Esseen m. fl. 1999).

Evaluerings

Grad av sjiktning er en anerkjent faktor ved kartlegging av biologisk mangfold i skog. Sjiktning er inkludert som et delkriterium i Andersson og Bohlin (1998) sin metode for kartlegging av naturskog, og som parameter i svensk nøkkelbiotopkartlegging (Skogstyrelsen 1994). Grad av sjiktning kartlegges både i norsk skogtakst og i MiS-kartlegging (Baumann m. fl. 2001). De ulike metodene har imidlertid noe ulike grader: Den svenske kartleggingen har valgt enkleste form for inndeling med kun to nivåer (Skogstyrelsen 1994), mens MiS-metodikken som SiS-metodikken har definert 3 nivåer (enetasjet, toetasjet og fleretasjet). Grad av sjiktning bør etter vår mening bidra til å gi informasjon om skoghistorikk. Tre nivåer som graderes med spredning gir muligheten til å skille et kulturbestand med klart tosjet skog fra et mer naturskogspreget bestand med god spredning på alder og høyde. Foreløpig anser vi derfor vår inndeling av sjiktning for å være tilfredsstillende informativ og funksjonell.

2.5.2 Død ved (nr. 5, 6 og deler av 8)

For å kartlegge død ved er det flere faglig skjønnsmessige og praktiske valg som må gjøres. Viktige valg er: Hvilke treslag skal inkluderes og hvordan skal disse grupperes/ splittes opp, hvor mange nedbrytningsstadier skal lægerne deles inn i og hvilke kriterier skal gjelde for denne inndelingen, hva skal være nedre diametergrense for hva som skal registreres, og hva skal ansees som grove læger. I tillegg må det tas stilling til hvor stor grad av nøyaktighet det skal søkes å oppnå i kartleggingen: Er det et mål å kartlegge hver stokk i detalj, eller er det godt nok å foreta et overslag av antallet stokker og å evaluere mengdeforholdet for de ulike råtestadiene for læger?

Siste Sjanse skiller mellom stående død ved (gadd) og liggende død ved (læger). For læger har vi valgt å skille ut de vanligste treslagene blant bartrær og løvtrær, nemlig gran, furu, bjørk og osp, og har en samlekategori for øvrig borealt løv og en for edelløvtrær. For gadd er målet å skille alle treslag så langt det lar seg gjøre. Vi har valgt å bruke 3 nedbrytningsstadier for læger; lite, middels og sterkt nedbrutt, og minste diameter for hva som skal inkluderes er ca 10 cm i tykkeste ende. Gadd er definert som stående død ved over 6 m, og minste dbh er ca 10 cm. Grensa for hva som ansees som grove læger er den samme som for grove trær og varierer fra 15 cm for einer, kristtorn og hassel til 60 cm for gran, furu og eik. Det er ikke et mål å kartlegge nøyaktig antall eller nøyaktig lokalisering for nøkkelementene i Siste Sjanse metodikk. Nøyaktighetsnivået for død ved er lagt på at læger i hvert nedbrytningsstadium og gadd skal mengdeestimeres i klassene 1-5, 6-10, 11-20, 21-50, mens antall grove læger telles.

Bakgrunn

Store mengder død ved er blant de mest karakteristiske egenskapene ved gammel barskog (se for eksempel Kirby m.fl. (1991), Linder og Östlund (1992), Sippola m.fl. (1998) eller Syrjänen m.fl. (1994)), og studier fra boreal urskog indikerer at død ved utgjør 20-40% av det

totale tømmervolumet (Linder 1986; Pennanen 1996; Sippola m. fl. 1998), og opp mot 70 % i områder med nylige naturlige forstyrrelser (Kraninka og Harmon 1995) (se også kap. 2.3.1). Død ved skaper et utall av habitater for et stort antall organismer (Samuelsson m. fl. 1994). Siitonen (2001) anslår at så mange som 4000-5000 arter, eller ca 25% av alle skoglevende arter i Fennoskandia er avhengig av død ved. Av disse utgjør ca 1500 planter og sopp. Mange rødlistearter i skog er avhengige av død ved. I den nasjonale rødlista (Direktoratet for Naturforvaltning 1999c) er ikke dette spesifisert, men Gundersen og Rolstad (1998b) anslår at 543 (34%) av totalt 1619 skoglevende rødlistearter er avhengige av død ved (I den nasjonale rødlista er total antall rødlistearter oppgitt til å være 1405. Forskjellene beror antakelig på ulike måter å kategorisere arter på). Svensk rødliste viser en enda høyere andel; 26% av alle rødlistearter i Sverige er avhengige av læger, og 21% av stående død ved (Berg m. fl. 1994).

Død ved er et svært komplekst substrat, og artenes tilknytning til et spesielt treslag er variabel (se for eksempel Hamilton (1987)). De fleste regionalt og lokalt vanlige artene kan utnytte en rekke treslag, mens mer sjeldne arter ofte har strenge habitatkrav og er for eksempel knyttet til et bestemt treslag, et bestemt nedbrytningsstadium eller en spesiell overflatestruktur (se Esseen m.fl. (1997) med referanser). Et mangfoldig død-ved habitat er følgelig av vital betydning for artsrikdommen til for eksempel saproxytiske arter (Siitonen 2001; Sverdrup-Thygeson og Ims In press). Parametere for død ved som er funnet å være av betydning for artsmangfoldet i en biotop er mange, og temaet gjennomgås bredt i Jonsson og Kruys (2001). Eksempler på slike parametere er treslagssammensetning (Jonsell m. fl. 1998), totalt volum død ved ha⁻¹ (Ås 1993; Bader m. fl. 1995; Samuelsson og Ingelög 1996), antall stokker ha⁻¹ (Stokland 2001), diameter på stokkene (Söderström 1988b; Andersson og Hyttenborn 1991; Bader m. fl. 1995; Økland m. fl. 1996; Kruys m. fl. 1999; Kruys 2001; Stokland 2001; Sverdrup-Thygeson og Lindenmayer In press), forekomst og sammensetning av ulike nedbrytningsstadier (Söderström 1988b; Bader m. fl. 1995; Renvall 1995; Økland 1995; Bredesen m. fl. 1997; Lindblad 1998; Kruys m. fl. 1999; Stokland 2001), dødsårsak for stokkene (Renvall 1995), mikroklima på voksestedet til treet (Renvall 1995), fysiske og kjemiske egenskaper til vertstreet (Renvall 1995), veksthastighet (Ehnström 2001), lengden av stokken som er i direkte kontakt med bakken (Lindblad 1998), hvilke sopparter som har infisert treet før det falt over ende (Renvall 1995; Lindblad 1998; Ehnström 2001), og abiotiske forhold som fuktighet, temperatur, og solinnstråling (Ehnström og Waldén 1986; Sverdrup-Thygeson og Ims In press). Stokland (2001) presenterer variabelen ”død ved profil”^{*} som en god indikator for død ved dynamikken i et område, og som en hensiktsmessig indikator for artsmangfoldet av vedboende sopp. Han fant at antall læger ha⁻¹ tenderte til å være den viktigste variabelen for det totale artsmangfoldet av vedlevende sopp i en gitt biotop, mens død-ved profilen tenderte til å være den viktigste variabelen for rødlistede sopp. Artsrikdommen var høyest i bestand med kontinuitet i død ved.

^{*} Død ved profilen defineres av Stokland (2001) som sammensetningen av grove trerester (>10cm i diameter) i forhold til dimensjoner og nedbrytningsstadier i et gitt område. Profilen kvantifiseres ved å måle volumet av alle grove trerester i et område og summere dette volumet i en to-vegs krystabell med maksimum diameter og nedbrytningsstadium. Se figur 1 i Stokland (2001).

Evaluerings- og forbedringer

Død ved er en anerkjent nøkkelfaktor for biologisk mangfold, og estimering av både mengde og kvalitet av stående og liggende død ved inngår derfor som en sentral del i alle metoder for kartlegging av biologisk mangfold i skog som vi kjenner til, se f.eks Skogstyrelsen (1994) Gjerde og Baumann, red. (2002), Karström (1992a) eller Direktoratet for Naturforvaltning (1999b). Detaljene for datainnsamlingen er imidlertid ulik i de ulike metodene: Det finnes per i dag ingen fasit på spørsmålene om hvilke treslag som bør inkluderes og hvordan disse skal

splittes opp, hvor mange nedbrytningsstadier man bør dele inn i og kriteriene for inndelingen, hva som bør være nedre grense for hva som skal registreres, og hva som bør ansees som grove læger. Skjønnsmessige faglige vurderinger og praktiske avveininger må derfor legges til grunn for valgene som tas.

MiS-kartlegging baserer seg på å kartlegge miljøfigurer, og disse kan inneholde alt fra fire læger eller gadd og oppover (Baumann m. fl. 2001). Registreringsskjemaet gir imidlertid kun plass til to treslag for bartrær og to for løvtrær både for læger og gadd, slik at detaljering-nivået kan bli lavt hvis diversiteten av treslag er stor. (Skogstyrelsen 1994) sin nøkkelbiotop kartlegging i Sverige skiller på sin side mellom læger av osp, gran, furu, ubestemt bartre, løv og edelløvtrær, og mellom alle treslag for stående død ved. Ulike vedlevende arter er avhengig av ulike treslag, også etter at treet er dødt, og noen treslag huser flere spesialister enn andre (Gundersen og Rolstad 1998b; Nitare 2000). Død ved av osp og edelløvtrær huser for eksempel flere rødlistearter enn bjørk (Gundersen og Rolstad 1998b). Vi mener derfor at det er viktig at et utfylt skjema i størst mulig grad speiler artssammensetningen av død ved, og da især andelen bjørk, osp og edelløvtrær. Tidligere skjemaer skilte kun mellom gran, furu og løvtrær, noe vi ikke lenger anser som tilfredsstillende informasjon.

Vi har valgt å bruke 3 nedbrytningsstadier for læger. Se boks 12 for beskrivelse av stadiene. MiS opererer med to stadier (Baumann m. fl. 2001), mens den svenske kartleggingen er begrenset til å registrere om læger er eldre enn 15 år (Skogstyrelsen 1994). Valg av antall nedbrytningsstadier i Siste Sjanse metodikken er en kompromissløsning mellom det praktisk gjennomførbare, og det biologisk faglige. Ulike undersøkelser av artsmangfold på død ved og nedbrytningsstadier opererer med alt fra 2 til 7 stadier (Maser m. fl. 1979; Dynesius og Jonsson 1991; Renvall 1995; Kruys m. fl. 1999; Siitonen 2001; Stokland 2001), og mulighetene for detaljering er opplagt stor. Praktisk sett er det imidlertid nødvendig å rasjonalisere når en kartleggingsmetodikk skal anvendes på store arealer. Stadiene må være lette å gjenkjenne visuelt, og registranter må lett kunne kalibrere seg slik at resultater blir sammenliknbare. To stadier er minimum variasjon, og er det letteste å kartlegge. Stokland (2001) har forenklet til 2 stadier (tilsvarende stadie (1+2) og 3 i SiS-metoden) i sitt forslag til vurdering av død-ved profil*, og viser ved hjelp av denne inndelingen signifikant økt mangfold av rødlistearter for vedboende sopp med økt kontinuitet i død ved. Vi har valgt tre råtestadier fordi vi mener at det er nyttig å få et bilde av andelen ferske læger (lite nedbrutt kontra både stokker som er begynt å bli myke men fremdeles har en hard kjerne (middels nedbrutt) og helt råtne stokker (sterkt nedbrutt) hvor stokken har mistet sin harde kjerne. Forholdet mellom disse stadiene, i kombinasjon med diameterfordeling, gir etter vår oppfatning et inntrykk av hvordan leveransen av død ved har vært i løpet av de siste omløpene, og kan indikere potensialet for artsmangfold på stedet (se (Stokland 2001). Lite nedbrutte stokker har ikke det samme mangfoldet som middels nedbrutte stokker (Renvall 1995; Lindblad 1998), og sene råtestadier har også vist seg å huse et stort antall arter av vedboende sopp som ikke opptrer på mindre nedbrutte stokker (Renvall 1995). Erfaringsvis er

BOKS 12. Beskrivelse av nedbrytningsstadiene som anvendes i SiS-metoden:

Stadie 1 = lite nedbrutt: Stokken er fersk, greiner og bark henger fremdeles på, og en kniv vil vanskelig gå særlig inn i veden (<3cm).

Stadie 2 = middels nedbrutt: Mange greiner er falt av, barken er begynt å flekke av, en kniv vil forholdsvis lett kunne stikkes > 3 cm inn i veden hvor som helst på stokken, men kjernen er fremdeles hard.

Stadie 3 = sterkt nedbrutt: All bark er løsnet, alle greiner er falt av, stokken er myk uten hard kjerne, og følger bakkeprofilen.

tre stadier overkommelig å vurdere visuelt for registranter (se Stokland (2001)), og stadiene er også lette å gjenkjenne slik at kvaliteten på registreringene blir jevn. Problemet med estimering av sene nedbrytningsstadier er at de som regel vil bli underestimert fordi de kan være vanskelige å oppdage. Vi mener likevel at det er bedre med noe informasjon om slike læger enn ingen informasjon, og vil foreløpig opprettholde tre råtestadier.

Tersklene for hva som skal inkluderes og hva som ansees som grove læger (eller trær) er i stor grad valgt ut fra skjønnsmessige vurderinger, og dette gjelder også både MiS-metodikken og Skogstyrelsen sin metodikk. 10 cm i tykkeste ende, som er nedre grense for hva som skal inkluderes av både læger og gadd er den grensa som er brukt i flere studier (Bader m. fl. 1995; Renvall 1995; Kruys og Jonsson 1999; Stokland 2001) og i sammenliknbare metoder (Skogstyrelsen 1994; Baumann m. fl. 2001). Tynn død ved vil brytes raskere ned, vil tørke raskere ut, og vil overgro raskere av konkurransesterke generalister (s for eksempel Gjerde og Baumann (2002) med referanser). Tynn død ved av gran (5-9 cm i tykkeste ende) har imidlertid også vist seg å være av stor betydning for artsmangfoldet i kulturskog med små totalmengder med død ved, og bør ikke neglisjeres i arbeidet med biologisk mangfold i skog (Kruys og Jonsson 1999). Grensene for grove læger og grove trær i Siste Sjanse metodikken varierer naturlig nok mellom treslag, og samsvarer i stor grad med grensene for grove trær i MiS-metoden (Baumann m. fl. 2001). MiS-metoden har ikke grove læger som en egen kategori, men skiller mellom læger som er >30cm og <30cm. Bakgrunnen er at både MiS-prosjektets egne resultater (Gjerde og Baumann 2002) og flere andre undersøkelser viser at både en rekke rødlistede sopp (Stokland 2001), flere moser (Kruys m. fl. 1999), og insekter (Jonsell m. fl. 1998; Sverdrup-Thygeson 2001) forekommer i høyere frekvens på stokker > 30 cm. Grensene for grove trær i svensk metodikk (Skogstyrelsen 1994) er spesifikke for treslag, og generelt høyere enn i SiS-metodikken, selv om grensene i Sverige er justert ned i nord for bartrær og boreale løvtrær. Kruys m.fl. (1999) antyder at spesielt grove stokker som i dag er uvanlige i kulturskogen ser ut til å ha særlig verdi for flere rødlistede vedlevende kryptogamer, og artsmangfold er generelt positivt korrelert med stokkdiameter (Renvall 1995; Lindblad 1998). Ved kun å dele inn død ved ved 30 cm vil biotoper som innehar spesielt grove stokker (nærmere diameterpotensialet for trærne) ikke kunne utpekes fra registreringsskjemaene. Det er lite arbeidskrevende å notere seg spesielt grove læger i felt, og vi mener derfor at det er unødvendig å degradere informasjon som kan være nyttig. Vi vil imidlertid vurdere om det er en nødvendig forbedring av Siste Sjanse metoden å innføre et skille mellom stokker over og under 30 cm tilsvarende MiS-metodikken slik at det for eksempel kan konstrueres død ved-profiler for hver biotop etter Stokland (2001).

Vi har hittil vurdert grovhet for et tre ut fra hva vi anser som potensialet for treslaget. Det er mulig at det ville være mer presist å ha ulike grenser for ulik bonitet, tilsvarende (Skogstyrelsen 1994) sine hensyn til landsdel (lavere grenser i nord enn i sør). I noen grad har nok dette vært praksis ved kartlegging etter SiS-metodikken, uten at det har vært en fast del av metoden. Slike differensierte grenser vil selvsagt være en kompliserende faktor for registrantene, men antakelig ikke særlig forsinkende når det først er innarbeidet. Om det er hensiktsmessig praksis er likevel et åpent spørsmål. Det er vel så sannsynlig at arter har forholdsvis absolutte grenser for hvilke stokkdimensjoner de kan utnytte, og at de begrensede variasjonene i stokkdimensjoner på svake boniteter ikke påvirker artsinventaret. Resultater fra Sverige (Cederberg m. fl. 1997) om at trekledt impediment relativt sett har liten betydning for rødlistearter i skog støtter også denne antakelsen. Vi velger derfor foreløpig å opprettholde de absolutte grensene.

Biologisk verdi av ulike former for død ved

Totalt sett ansees 543 rødlistede arter i Norge for å være knyttet til substratet død ved, hvor av 276 biller og 234 sopp (Gundersen og Rolstad 1998b). En mindre andel av de rødlistede vedlevende artene i Norge er avhengige av død ved av bartrær (til sammen 211 arter) enn de som er avhengige av løvtrær (til sammen 332) (Gundersen og Rolstad 1998b), og dette gjelder også i Sverige (Nilsson og Baranowski 1993). Svært mange insekter er avhengige av død ved i ulike former. I Sverige er det anslått at ca 1000 billearter er avhengige av død ved, og disse utgjør størsteparten av truede invertebrater i landet (Ehnström m. fl. 1993). I Norge har 292 arter billearter som er avhengige av død ved oppført på rødlista (Gundersen og Rolstad 1998b).

Litteraturen om død ved har de siste tiårene blitt temmelig omfattende (kfr. Jonsson og Kruys (2001). Trenden i Norden er at gran vies større oppmerksomhet enn furu, som igjen er mer undersøkt enn borealt løv. Det er forholdsvis få vitenskapelige publikasjoner som omhandler død ved av edelløvtrær, og i Norden omtales emnet i hovedsak av svenske forfattere. Årsaken til denne skjevheten er høyst sannsynlig de ulike treslagene sin totale økonomiske verdi for nasjonene. Under følger en gjennomgang av publikasjoner som tar opp død ved sin verdi for biologisk mangfold i skog. Gjennomgangen er sortert etter treslag og liggende/stående død ved, og litteratur som omhandler flere treslag kan derfor være referert flere steder.

Læger (nr.5) (inkluderer også punktet grove læger under kap. 2.5.4, pkt.8 på skjema)

Renvall (1995) skriver i sitt omfattende studie av dynamikk av vedboende sopp på bartre læger i nord Finland følgende: "Ei låg bør forstås som en midlertidig skiftende, svært heterogen og romlig usammenhengende ressursenhet. Det er et substrat i en dynamisk tilstand som til slutt vil bli utslettet av sine egne beboere. Til tross for at det er en selvstendig enhet hvor det foregår egne interne suksesjonsprosesser vil forstyrrelsen fra den omgivende skogvegetasjonen vesentlig påvirke dens egenskaper, og gjøre den til et sårbart habitat." Renvall beskriver her i komprimert form essensen i lægers økologi. Det er dette som legger premissene for detaljene som følger under.

Gran

Død ved av gran regnes for å kunne huse flere arter av både sopp og insekter enn furu (Esseen m. fl. 1997; Gundersen og Rolstad 1998b). I Norge ansees 69 av de skoglevende rødlistede artene å være avhengige av død ved av gran, hvor av 61 er avhengig av liggende død ved, og 8 av stående (Gundersen og Rolstad 1998a). Mange insekter kan opptre både på gran- og furulæger, særlig i sene nedbrytningsstadier, men grana har likevel en mer mangfoldig invertebratfauna enn furu på grunn av at den huser et høyere antall bark- og vedboende sopp (Esseen m. fl. 1997; Gundersen og Rolstad 1998b). Mange forfattere har konsentrert seg om artsmangfoldet på læger av gran, og flere faktorer er i ulike studier vist å påvirke en biotops artsmangfold i granlæger.

Renvall (1995) studerte vedlevende Basidiomyceter i nord-Finland, og fant til sammen 120 arter på gran. 62 arter, eller 37,4% av totalt 166 arter som ble registrert i dette studiet ble utelukkende på gran. Lindblad (1998) studerte vedboende sopp på granlæger i øst Norge, og viste at tilstedeværelse av læger i sene nedbrytningsstadier økte det totale artsantallet av vedlevende sopp i et naturskogsbestand med 42 (63%) sammenliknet med en kartlegging av kun ferske læger på stedet. Læger i sene nedbrytningsstadier så også ut til å øke antallet sopparter som kan kolonisere ferske læger. Dette demonstrerer viktigheten av kontinuitet av død ved for artsdiversiteten, en faktor som også understrekes av Stokland (2001). I et studie av effekter av lokale økologiske faktorer for planter i boreal skog fant Framstad m.fl. (1995a) at artstallene for karplanter og moser var positivt relatert til mengde råtestokker, mens

råtegrad og stokkstørrelse var viktige for sopp. Bader m.fl. (1995) viste av artsmangfoldet av vedlevende sopp på gran var negativt påvirket av hogstinnngrep. Denne reduksjonen blir forklart med redusert substrattilgang og -kvalitet. Videre økte antall truede arter, antall arter per låg og hymenium overflaten per låg signifikant med økende maksimal diameter og med økende grad av nedbrytning. Andersson og Hyttenborn (1991) fant at antallet vedspesialister per låg økte med maksimal diameter på låga. Den samme tendensen ble igjen bekreftet av Kruys (2001) som undersøkte vedlevende kryptogamer (sopp, lav og moser) på død ved av gran i et drevet skoglandskap i midtre nord Sverige. Han fant at rødlistearter og lokalt sjeldne arter viste sterk preferanse for store diameterklasser (>30 cm) og for middels og sene nedbrytningsstadier. Svært mange av Sveriges rødlistede sopp er også knyttet til grov død ved av gran (Ingelög m. fl. 1987; Esseen m. fl. 1992). For moser er det også tidligere vist at store læger av gran huser mange truede arter, hovedsakelig levermoser (Söderström 1983; Gustafsson og Hallingbäck 1988; Söderström 1988b; Söderström 1988a; Andersson og Hyttenborn 1991), og at læger i midlere nedbrytningsstadier har den høyeste artsdiversiteten (Söderström 1988b).

Furu

Furulæger er unike substrat for en rekke arter som har blitt sjeldne. Til sammen 41 rødlistede arter i Norge ansees som avhengig av død ved av furu; 23 av furulæger, 15 av gadd og 3 av brent ved (Gundersen og Rolstad 1998b). Både moser, lav, sopp, biller og andre invertebrater er avhengige av grove furulæger (From og Delin 1995). Dødsårsak, type stammebrekk, nedbrytningsstadie, dimensjon og brannskade er av stor betydning for hvilken suksessjon av vedboende sopp som bryter ned furustokken. Renvall (1995) påpeker at furu i naturlig tilstand i nord Finland typisk når en alder av 100-300 år før de dør og mister barken, og deretter forblir stående i mange tiår før de faller og blir til læger. I Renvall (1995) sitt studie huset disse stokkene en helt annen soppflora enn trær som var falt over ende med barken på. Stokker som var sterkt ødelagt av brann fremviste igjen helt andre arter i løpet av nedbrytningsprosessen, og omtales som en tredje hoved nedbrytningsveg. Omtrent 75% av soppartene på furulæger ble kun funnet på helt avbarka stokker. Videre fant Renvall (1995) at ferske vindfall kun huset noen få arter som også ble funnet på sterkt nedbrutte, avbarka læger. Kun 12% av artene funnet på sene nedbrytningsstadier ble også funnet på fersk ved. Antall arter viste seg å øke kraftig med nedbrytningsstadie (11 arter ble funnet på nedbrytningsstadie 1 av 5, mens 68 arter ble funnet på nedbrytningsstadie 3). Antall arter korrelerte svakt med diameter ved basis av stokkene, men artssammensetningen var svært ulik på tykke og tynne stokker. Av totalt 166 arter av vedboende sopp som ble registrert i dette studier ble totalt 104 registrert på furu, hvor av 46 arter (27,7%) utelukkende på furu. From og Dehlin (1995) skriver at grove furulæger er unike substrat for en mengde arter blant både moser, lav, sopp, og biller og andre invertebrater som i dag har blitt svært sjeldne. Billen *Tragosoma depsarium* (V på den norske rødlista), brun hvitkjuke (*Antrodia albobrunnea*) (DC) og sibirkjuke (*Skeletocutis stellae*) (V) (Direktoratet for Naturforvaltning 1999c) er eksempler på slike arter.

I tillegg til vedboende sopp (og lav) er det også mange insekter er knyttet til furua. I Sverige er det 380 rødlistede furulevende biller, hvorav 43 som er monofage på furu og 38 arter som hovedsakelig lever på furu (Ehnstrøm 1999). Ehnstrøm (1999) oppgir i en oppsummering av biller på den svenske rødlista at det blant de 90 direkte truede (rødlistestatus R) billeartene på furu er 27% monofage, og av disse er det flere sørlige enn nordlige arter. De fleste R-arter har larver som eter bark og ved, og furua må ha vært død i mer enn 2 år ("3-50 år") før larvene kan utnytte substratet. De fleste artene kan utnytte både liggende og stående døde trær, og noen lever også på levende trær og på nylig døde greiner. Døde trær på solrike plasser angis å

være spesielt interessant for en del trebukker og praktbiller. Det finnes imidlertid også arter som foretrekker død furu på skyggefulle lokaliteter (eks. *Ceruchus chysomelinus*, E på norsk rødliste). Flere arter er knyttet til vedboende sopp, og noen viktige poresopper er rødrandkjuke, fiolkjuka og hvit tømmer-sopp (*Antrodia sinuosa*). Blant artene som utnytter rødrandkjuka er *Peltis grossa* (E) og *Dorcatoma punctulata* (DC). Flere arter angis å være sterkt i tilbakegang på grunn av mindre vindfall av furu i skogen og mindre brent furuved. Dette gjelder bl.a. bartregarver, *Stephanopachys linearis* og *S. substriatum* (alle med status V på norsk R-liste)

Osp

Osp er et lett nedbrytbart trevirke, og mange arter i ulike organismegrupper utnytter osp både i levende og død tilstand. Niemelä (1996) omtaler europeisk osp som en nøkkel-ressurs ved siden av bartrærne. Store ospetrær huser en variert epifytt-flora (Gustafsson og Eriksson 1995; Kuusinen 1996a), og mange vedboende sopp er knyttet til grove, sterkt nedbrutte ospelærer, og finnes sjeldent på annet substrat (From og Delin 1995). Soppfloraen er rikere når lærerne ligger temmelig fuktig (From og Delin 1995). I Fennoscandia er råtnende osp ansett som et rikt substrat for saproxylliske insekter, spesielt biller, og mange biller som er knyttet til osp er vurdert som truet (Siitonen og Martikainen 1994). (Sverdrup-Thygeson og Ims In press) bekreftet at osp er et viktig element for den saproxylliske billefaunaen i boreale skoger, både på grunn av et artsrikt samfunn og det høye antallet sjeldne og truede arter. Ved å samle fra 40 ospetrær fant de 10% av hele den norske billefaunaen, noe som illustrerer hvor rik billefauna ospa huser. Soleksponering ble vist å være en signifikant strukturerende faktor for samfunnet av saproxylliske biller i osp. Blant de vanlige artene ble det funnet habitatspesialister både i tilknytning til soleksponerte og lite soleksponerte ospetrær, mens de sjeldne artene derimot viste klar preferanse for soleksponert død ved, og da særlig gadd. Ingen av de registrerte rødliste artene av saproxylliske biller ble funnet i lærer i tette og mørke skoger. Det var imidlertid liten overlapp mellom artene som ble funnet i lærer og gadd, noe som viser at hele spekteret av elementkvaliteter er viktige for å ivareta arts mangfoldet. I et studie arts mangfold på osp i boreal blandingskog i Alberta viste Crites og Dale (1998) at arts mangfoldet av moser, lav og sopp på liggende død ved av osp økte med økende bestandsalder og med økende variasjon i kvaliteten på den døde veden. Skogbestand av ulik alder oppviste dessuten ulike arter på død ved i samme nedbrytningsstadium, noe som indikerer at tid i tillegg til strukturelle faktorer var bestemmende for artssammensetningen. Enkelte hakkespettarter, særlig hvitryggspett, søker hyppig føde på lærer av osp, selv om lærer av bjørk kanskje er et viktigere spiskammer for arten, i alle fall på Vestlandet Hogstad og Stenberg (1994).

Bjørk

Vi kjenner ikke til studier som tar for seg biologisk mangfold knyttet spesielt til liggende død ved av bjørk. Enkelte hakkespettarter, særlig hvitryggspett, søker hyppig føde på lærer av bjørk (Hogstad og Stenberg 1994).

Øvrig borealt løv (rogn, selje, gråor, hegg)

Søk i sopp- og lavdatabasen ved Botanisk museum, Universitetet i Oslo (Lavherbariet 2002; Soppherbariet 2002) viser at det er funnet en rekke rødlistearter blant vedboende sopp både på rogn (14 arter), gråor (minst 30 arter), selje (17 arter) og hegg (10 arter). Funnene er i hovedsak på død ved, og er spredt over hele landet. For lav er det i første rekke i Trøndelag og på Vestlandet at det er registrert funn av rødlistearter på disse treslagene, og artene er i hovedsak knyttet til levende trær. Gråor er et treslag som huser mange arter av vedboende sopp: Strid (1975) fant til sammen hele 211 arter av vedboende sopp på gråor i sitt studie av 18 lokaliteter med gråorskog i Trøndelag og Nordland.

Edelløvtrær (alm, ask, bøk, hassel, lind, spisslønn, sommer- og vintereik, svartor)

Edelløvsskog er blant de desidert mest artsrike skogtypene i Europa (Löfgren og Andersson 2000). I Norge er 345 av totalt 3062 arter på rødlista (=11%) knyttet til edelløvsskog. Død ved er i tillegg til gamle grove trær blant de viktigste nøkkelementene for biologisk mangfold knyttet til edelløvtrær, og reduksjonen av biologisk kvalitet i dagens edelløvs-skoger skyldes i stor grad den reduserte mengden død ved i bestandene. Kvaliteten på den døde veden; grovhet og alder er essensielt for rødlisteartenes overlevelse (Löfgren og Andersson 2000). Enkelte svært sjeldne arter av vedboende poresopper er nedbrytere på grove læger av eik, men dette er arter som også kan leve parasittisk på gamle døende/døde eiker, kfr. Bendiksen m.fl. (1997). Gamle, hule eiker (døde og døende) er et svært viktig levested for mange sjeldne billearter (Hanssen 1995). Det er rimelig å anta at en del av disse artene også lever i døde liggende eiker og at grove, hule eikelæger dermed er et viktig substrat for rødlistede billearter (og trolig andre andre insektarter).

Gadd (nr.6)

Stående død ved av alle treslag og dimensjoner er av stor betydning for artsmangfoldet i boreale skoger. I Norge hvor snøen dekker bakkevegetasjon og liggende død ved gjennom store deler av året er stående død ved av essensiell verdi for hakkespetter og andre standfugl som søker føde i døende og død ved (Haftorn 1971; Gjershaug m. fl. 1994). Det interne klimaet i stående død ved være mer utsatt for svingninger i fuktighet og solinnstråling, men generelt være tørrere og varmere enn i læger (Sverdrup-Thygeson og Ims In press). Det er derfor rimelig å anta at gadd kan huse andre arter enn læger. Faktorer som er funnet å påvirke artsmangfoldet knyttet til gadd er i tillegg til treslag, dimensjon (Jonsell m. fl. 1998) og soleksponering (Jonsell m. fl. 1998; Sverdrup-Thygeson og Ims In press).

Gran og furu

Bartre gadd er viktige som substrat for lav og sopp, som matressurs for invertebrater og som reir og fødehabitat for fugl (Maser m. fl. 1979), men ser ut til å ha mindre signifikans for moser, karplanter og pattedyr i det boreale Fennoskandia (Esseen m. fl. 1997). Stående tørrgraner er både en viktig fødesøkarena og et yndet botre for tretåspetten (Hogstad 1994). Sekundære hulerugere som spurveugla kan benytte hullet etter tretåspetten (Sonerud 1991). I et studie av gammel suboseanisk granskog i midt-Norge ble gamle trær og døde, stående, mer eller mindre avbarkede trær ble funnet å være de viktigste strukturelle komponentene for høy diversitet av knappenålslav (Holien 1996a). Høgstubber og gadd av både furu og gran er primærhabitatet til et stort antall knappenålslav som for eksempel *Calicium spp.*, *Chaenotheca spp.*, *Cyphelium spp.*, mange *Lecidea spp.*, *Micarea spp.* og *Xylographa spp* (Tibell 1992; Holien 1996b). To rødlistede makrolav opptrer på grov død ved furu; furuskjell (*Cladonia parasitica*) som opptrer på store furu og eikelæger, og ulvelav (*Letharina vulpina*) som vokser på furugadd og tørre læger i kontinentale områder (Ingelög m. fl. 1987). Gadd representerer et viktig habitat for insekter (Hamilton 1987; Jonsell m. fl. 1998), og den mest diverse insektsfaunaen er funnet i løpet av de to første årene etter at treet har dødd. Gadd som huser barkebiller er svært utsatt for avbarking av hakkespetter som nyter godt av denne føderessursen (Bull 1983).

Bjørk

På bar ved til bjørkegadd koloniseres gjerne av knappenåslavene *Chaenotheca brachypoda* eller langnål (*Chaenotheca gracillima*) (From og Delin 1995). I Norge er det observert flere sjeldne knappenålslav på bjørkegadd, først og fremst på Vestlandet og i Trøndelag (egne upubl. data). Et eksempel er kystdoggnål (*Sclerophora peronella*) (rødlistet i Sverige og aktuell rødlisteart i Norge) som i hovedsak er funnet ved basis av gamle eller stående døde

bjørketrær (Soppherbariet 2002). Få sopp med signalverdi er kjent å leve på bjørk. Kaila m.fl. (1997) sammenliknet gjensatt stående død bjørk på hogstfelt med tilsvarende gadd i hogstmoden skog, og fant at antallet arter blant biller ikke skilte seg nevneverdig i de to habitatene, men at artssammensetningen var forskjellig. Kaila m.fl. (1997) konkluderer med at soleksponerte bjørkegadd kunne huse mange spesialiserte billearter som er avhengige av varme, soleksponerte miljøer, og at noen av disse artene ikke ville klart seg i tett skog.

Bjørkegadd er viktig for fødesøkende hakkespetter. Hovednæringa til hvitryggspetten er ved- og barklevende insektlarver i morkne løvtrær (Aulén 1988; Hogstad og Stenberg 1997). Bjørk er mye brukt som næringstre og høy konsentrasjon av døde bjørketrær er karakteristisk for hvitryggspettens hekkeområde i bjørkerike regioner (Hogstad og Stenberg 1994).

Osp

Ospegadd er i et studie på østlandet i Norge funnet å være mer artsrike og hadde større sannsynlighet for å huse rødlistede arter enn i læger av osp (Sverdrup-Thygeson og Ims In press). Dette er den samme konklusjonen som Jonsell m.fl. (1998) kom til etter en litterær oppsummering av temaet. Sverdrup-Thygeson (In press) fant at sterkt soleksponerte gadd oppviste høyest mangfold av rødlistede arter. En sammenlikning av bille- og tegefaunaen i råtnende osp i Finske og Russiske Karelia konkluderte med at høy forekomst og kontinuitet av store, døde, soleksponerte ospetrær bidro til en signifikant rikere fauna av truede insekter i Russisk Karelia (Siitonen og Martikainen 1994).

Ospegadd er viktig for fødesøkende hakkespetter. Hovednæringa til hvitryggspetten er ved- og barklevende insektlarver i morkne løvtrær (Aulén 1988; Hogstad og Stenberg 1997). Osp er mye brukt som næringstre (se bl.a. Gjerde m.fl. (1992)).

Eik

Trolig er ingen andre treslag substrat og livsmiljø for så mange arter som eika (Hanssen 1999; Löfgren og Andersson 2000). Død hos eik er en langsom prosess som kan ta flere hundre år. Et stort mangfold av arter er knytta til mer eller mindre døde, stående eiker (kfr. Hanssen (1999), Löfgren og Andersson (2000), Larsson, red. (1997), Thor og Arvidsson, red. (1999), og Hanssen (1995)), selv om vi vanskelig kan peke på arter som er helt avhengig av 100% døde trær. Gamle hule eiker kan huse et tusentalls dyre og plantearter (Gustafsson m. fl. 1995). Døde eiker og eiker med død topp kan være en viktig næringsressurs for dvergspett og hvitryggspett, og disse artene benytter også små dimensjoner.

Bøk

Høystubber av bøk blir i ulike sammenhenger framhevet som viktige for artsmangfoldet. De har gjerne god forekomst av vedlevende sopp og er egnede hekkeplasser for hullrugere. Ehnström og Waldén (1986) nevner for eksempel at i Sverige forekommer flere av de mest truede vedlevende insektene i gamle bøkestubber.

2.5.3 Tre dimensjoner (nr.7)

Største omkrets ved brysthøyde og antall grove trær for hvert treslag i biotopen skal noteres. Som grove trær regnes omkrets i brysthøyde på: 180 cm for gran, furu og eik (tilnærmet 60 cm i diameter), 150 cm (tilnærmet 50 cm i diameter) for bjørk, osp, gråor, svartor, selje, alm, ask, lønn, lind og bøk, 80 cm (tilnærmet 25 cm i diameter) for rogn, hegg og barlind, og 30 cm (tilnærmet 10 cm i diameter) for einer, kristtorn og hassel. Treslag skal alltid oppgis, og alder skal også oppgis hvis dette måles, men aldersmåling er ikke standard prosedyre ved

registreringer. Vurdering av dimensjon foregår i hovedsak ved øyemål, fulgt av enkelte stikkprøver med målbånd for å kalibrere vurderingsevnen.

Bakgrunn

Med økende alder og dimensjon oppnår de fleste trær på god nok bonitet en fysisk struktur som skaper et utall av nisjer for kryptogamer og insekter (Esseen m. fl. 1999). En god del arter er knyttet til enten bartrær eller løvtrær, evt. edelløvtrær, og kan leve på de fleste treslag innen disse gruppene. Mange insekter, sopp, lav og fugler er imidlertid spesialister på et eller noen få treslag (Bendiksen m. fl. 1997; Esseen m. fl. 1997; Gundersen og Rolstad 1998b; Esseen m. fl. 1999). Under følger en gjennomgang av antatte og dokumenterte verdier for de viktigste treslagene i Norge, samt et avsnitt som samler opp andre og sjeldnere treslag som også er funnet å ha særlige verdier.

Eika er i en egen klasse for arts mangfold, og gamle, grove hule eiker kan huse et tusentalls dyre og plantearter (Gustafsson m. fl. 1995). I Sverige ansees en eksklusiv skare av rødlistede arter å være nesten utelukkende knyttet til gamle, grove eiker (se Ek m.fl. (1995) med referanser). I Östgötaland oppgis de fleste eiker med rødlistede arter av hagemarktypen å oftest ha diameter over 1m. Grovhet på trær øker imidlertid ofte proporsjonalt med alder, og faktorene kan derfor være vanskelig å skille fra hverandre. I en tilsynelatende upåvirket skråning med eikeskog fant Ek m.fl. (1995) en del av de antatte "kjempetre" artene også på trær med forholdsvis små dimensjoner; men disse trærne var antakelig like gamle som kjempeeikene de vanligvis forekommer på. Alle edelløvtrær har imidlertid en soppflora og en insektsfauna som til en viss grad er artsspesifikk for det enkelte treslag (Kvamme og Hågvar 1985; From og Delin 1995). *Ask og lønn* er rikbarkstrær som tjener et stort antall lav, deriblant mange sjeldne og truede arter (Tønberg m. fl. 1996; Gjerde og Baumann 2002).

Boreale treslag er ikke fullt så artsrike som edelløvtrærne, men er likevel svært viktige substrat for mange sopp, kryptogamer, insekter og fugl (Esseen m. fl. 1997). *Gamle grantrær* med stabil, grov bark er funnet å være en av de viktigste strukturelle komponentene for diversitet av knappenålslav i et studie i midt-Norge (Holien 1996a). Skorpelav som gammelgranlav (*Lecanactis abietina*) og kattefotlav (*Arthonia leucopella*) kan også etablere seg på grov bark av gamle grantrær (From og Delin 1995).

Grov, gammel bjørk, selje og osp er listet som viktige biotoper/elementer i Nitare, red. (2000) og i From og Delin (1995), og er substrat for en rekke både signalarter og rødlistearter (From og Delin 1995; Nitare 2000). Gamle osper er blant de biologisk mest verdifulle trærne i boreale skoger (From og Delin 1995; Esseen m. fl. 1999) og Almgren (1990) rapporterer at så mange som 312 sopparter, 82 lavarter og 15 mosearter i Sverige er avhengige av osp. Osp og selje hevdes å være to av de viktigste treslagene for å bevare epifytter i boreal skog (Esseen m. fl. 1999), og Hultengren og Norden (1996) mener at den viktigste årsaken til en markant tilbakegang av lungnevesamfunnsarten blåfiltlav i Bohuslän og Västergötland i sør-Sverige, er at osp har blitt tynnet vekk over store områder. Svartspett og gråspett foretrekker dem som reirtrær, og også andre hakkespetter og påfølgende sekundære hulerugere bruker ospa (Sonerud 1991). De er dessuten verditrær for en rekke barklevende moser og lav og, særlig etter sin død, for vedboende (From og Delin 1995). Gamle og grove seljer i grandominert skog kan være rike på arter fra lobarion-samfunnet (Gauslaa 1992), og er det treslaget som hevdes å huse flest arter av blågrønnalge lav i Sverige (Esseen m. fl. 1999). Ospa på sin siden hevdes å være den arten med mest unik epifyttflora (Esseen m. fl. 1999). Selja er eneste egnede substrat i Norge for den direkte truede nordlig aniskjuke (*Haploporus odoratus*) (Bendiksen 1994; Bendiksen m. fl. 1997).

Alm og lind: Grov, gjerne styvet alm, er et viktig substrat for mange spesialiserte arter. Spesielt viktig blir slike trær langs kysten fra Sogn og Fjordane og nordover. I dette området er det en god del lavarter som lengre sør går på ulike edellauvtrær, som bare forekommer på grov alm. Dette er spesielt registrert for lavarter som en del knappenålslav og almelav-arter (egne obs.), men gjelder trolig også andre organismegrupper. Gamle lindetrær kan på samme måte som alm, være voksested for kravfulle og truede lav og sopp (egne obs.). I Oslofjordområdet trekkes deres betydning for insekter også fram (Hanssen og Hansen 1998), bl.a. forekommer det her flere meget sjeldne praktbiller knyttet til slike trær.

Evaluerings

Gamle, grove trær er i litteraturen anerkjent som et viktig substrat for biologisk mangfold i skog. Dette gjenspeiles også i registreringsmetodikk for biologisk mangfold. Både svensk nøkkelbiotopregistrering (Skogstyrelsen 1994) og DN sin naturtypekartlegging i Norge (Direktoratet for Naturforvaltning 1999b) inkluderer grove trær som nøkkelelementer, og Nitare, red. (2000) benevner grove, gamle bjørk, osp, selje og eik som spesielt verdifulle biotoper for truede og sjeldne arter i sin oversikt over signalarter i skog og deres biotoper. Hvor grensene går for hva arter som lever på gamle grove trær oppfatter som grovt nok finnes det imidlertid lite kunnskap om. All kartleggingsmetodikk vi kjenner til måler omkrets eller diameter på trærne ved brysthøyde (med unntak av selje som kan være svært uregelmessig og hvor målet av diameteren kan tas hvor som helst på stammen i svensk metodikk (Skogstyrelsen 1994)). Brysthøyde diameter er utelukkende valgt for at det skal være praktisk for kartleggeren å registrere, og er hentet fra økonomisk taksering av skog. Det kan derfor godt være at spesialiserte arter responderer tydeligere på andre faktorer enn diameter ved brysthøyde (dbh) og at presisjonen på resultatene ville blitt bedre dersom vi hadde lagt andre kriterier til grunn for å definere ”grove” trær. Dette er det eventuelt opp til fremtidens forskning å finne ut, og inntil videre er det etter vår mening fornuftig å opprettholde dbh-målet slik at nye og gamle resultater blir mest mulig sammenliknbare.

Verken DN-metoden (Direktoratet for Naturforvaltning 1999b) eller Nitare, red. (2000) har definert noen grense for grove trær. I MiS-metodikken er gamle trær et eget livsmiljø, og alder på løvtrær defineres ved dimensjon på trærne (Baumann m. fl. 2001). Sammenliknet med SiS-metodikk er terskeldimensjonene for løvtrær er noe lavere i MiS-metodikken, og generelt noe høyere i svensk nøkkelbiotopkartlegging (Skogstyrelsen 1994), men forskjellene er små. Vi antar derfor at vi foreløpig befinner oss på et allment akseptert nivå, eventuelt kunne grensene ha blitt justert noe ned for å fange opp en større andel av trærne, og de kunne blitt justert etter bonitet. I praksis har nok justering etter bonitet blitt gjennomført i noen grad. Foreløpig anser vi det imidlertid ikke som et behov å justere grensene for grove trær.

Fordi mange arter er spesialister, og fordi treslag er lett å bestemme i felt anser vi det som en fordel at alle grove trær artsbestemmes. I MiS-metodikk skilles det mellom gran og furu, og eik skilles fra gruppen ”andre edelløvtrær”, mens osp, selje, lavlandsbjørk, rogn og gråor skal spesifiseres (Baumann m. fl. 2001). Igjen er det kun rom for 3 treslag på MiS-metodens registreringsskjema, slik at informasjonen om biotoper med mange grove trær med forskjellige treslag kan bli mangelfull. Svensk skogstyrelse sin metode (Skogstyrelsen 1994) legger på sin side opp til spesifisering av de aller fleste treslag.

Vi anser i sum denne parameteren for å være spesifisert på en tilfredsstillende måte i SiS-metodikken dag, og anser det foreløpig ikke nødvendig å foreta endringer.

2.5.4 Andre nøkkelementer: (nr.8)

I tillegg til død ved har vi inkludert en rekke andre nøkkelementer på registreringsskjemaet. Fire av "elementene" skal mengdevurderes; rasmark, bergvegger, store steiner og hengslav på trær, mens det for de resterende (kløfter, berg med overheng, kilder, bekker, fosser, dammer/tjern, brannspor, høgstubber, hule trær, styva trær, trær med grov bark, trær med sokkel, grove læger, spettehull, trær med tretåspettmerker, storfuglbeita furu, rovfugltreir, beverdammer og eik med rødmyld skal anslås antall. Bergvegg er stup/skrent over ca to meters høyde, og store steiner er blokker større enn ca 1 m³. Høgstubber er avbrukne stubber mellom ca 1,5 og 5 meters høyde med minst 10 cm brysthøyde. For grove læger gjelder samme grensene som for grove trær, men på læger måles groveste ende, ikke diameter ved brysthøyde. Under følger faglige bakgrunn for å inkludere hvert element, samt en evaluering av relevans for kartleggingen.

Rasmark

Større og mindre områder med rasmark skal registreres. Det er glidende overganger mellom rasmark og blokkmark, og mosaikker forekommer ofte. Rasmarker er dessuten svært heterogene, både i nasjonal og regional skala slik at de vanskelig lar seg kategorisere vegetasjonsmessig. SiS-metodikken opererer ikke med minstemål for areal eller spesifikke mål for steinstørrelse. Skjønnsmessige vurderinger av dynamikken på hver lokalitet må ligge til grunn for om et område kan defineres som rasmark. Rike typer prioriteres. Elementet er for øvrig beskrevet i Haugset m.fl. (1996) og Gundersen og Rolstad (1998a).

Ustabil berggrunn i bratt terreng skaper rom for planter med særegen økologi som er tilpasset stadige forstyrrelser på voksestedet. Rasmarkområder er preget av små-skala forstyrrelser som ras, sig, telehiv og steinsprang (Gundersen og Rolstad 1998a). I boreale områder finnes edelløvtrær kun i sør-boreal sone og da kun på lokalklimatisk gunstige lokaliteter, gjerne sørvendt rasmark. I bratt og ustabil terreng er gran konkurransesvak og kan lett slås ut av tørke og råde. Mange steder utgjør derfor rasmarkene de eneste stedene med nokså rene løvskoger. Often (1997) har undersøkt sørberg i Østerdalene i Hedmark, og viser at slike områder er typiske hot-spots med høyt artsmangfold blant karplanter som avviker sterkt fra omkringliggende arealer. Rasmarkskogen vil dessuten ha høy produksjon av nøkkelementer som død ved og skadde, svekkede og hule trær, og følgelig stort potensiale for arter som er tilknyttet slike elementer. I tillegg vil lys- og varmeelskende arter nyte godt av at vegetasjonen stadig brytes opp og at jordsmonnet aldri bygger seg nevneverdig opp. Rasmarka gir samtidig en naturlig variasjon i landskapet som mange arter viser seg og nyttegjøre. Særlig på vestlandet forekommer ofte styvingstrær i rasmark, og med disse følger mange særegne mose- og lavarter (Gundersen og Rolstad 1998a). I alt 10 skoglevende rødlistearter er vurdert som rasmarkstilknyttede av Gundersen og Rolstad (1998b). Det er dessuten registrert en rik mykorrhizasopp-flora på rike kalkutforminger av rasmark, i alt 50 slørsopp-arter (*Cortinarius* sp.) hvorav om lag halvparten er knyttet til lind eller lind/hassel (Brandrud 1986). Mange av artene er svært sjeldne på verdensbasis, og nye arter for vitenskapen er dukket opp i naturtypen i nyere tid (Brandrud pers. medd. i Gundersen og Rolstad (1998a)). Flere sommerfuglarter, bl.a. den rødlistede mnemosynesommerfuglen (*Parnassis mnemosyne*) viser i Norge relikttartede utbredelsesmønstre med sterk tilknytning til enger i rasmark (Aagaard 1995; Holtan og Grimstad 2000). En kvalitet med sørvendte rasmarker er at de antageligvis representerer de blomsterrike engsamfunnene med klart lengst kontinuitet i Norge (jfr. de rent kulturbetingede engene som gjennomgående har kortere kontinuitet, og av andre naturlige engsamfunn har vi jo bare litt langs vassdrag, der det er

mest gras og halvgras). Dette er nok opplagt en årsak til at rasmarkene er så viktige for insekter og har så stort mangfold av slike. I sum er rasmark, og da især sørvendte områder, en artsrik naturtype med livsmiljø for mange rødlistearter (Gundersen og Rolstad 1998a; Direktoratet for Naturforvaltning 1999b). Et problem med naturtypen er at den i Nord-Europa i første rekke opptrer i Norge, og at det derfor typisk nok er forsket lite på den.

Sørvendt rasmark er inkludert som en egen naturtype i DN sin naturtypekartlegging (Direktoratet for Naturforvaltning 1999b), og skal inngå som en spesifikasjon av livsmiljøet rik bakkevegetasjon i MiS-metodikken (Baumann m. fl. 2001). Minste registreringsenhet for rik bakkevegetasjon i MiS-metodikk er 2 daa, men rasmark som inngår i slike områder skal anmerkes uavhengig av størrelse. I DN-metodikken skal alle velutviklede, sørvendte og/eller kalkrike rasmarker av en viss størrelse registreres. I Sverige er denne naturtypen sjelden, og er derfor ikke del av kartleggingsmetodikker eller klassifikasjonssystemer derfra (Skogstyrelsen 1994; From og Delin 1995; Nitare 2000).

Det er etter vår mening klare verdier for biologisk mangfold knyttet til rasmark, og vi anser det som et viktig element å registrere og dokumentere. Faglig skjønn må inntil videre ligge til grunn for om en rasmark er av spesiell verdi for biologisk mangfold, uavhengig av areal. Vi vil derfor opprettholde vår kvalitative tilnærming i kartleggingen. En fordel er nok at det foretas en vurdering av hvor kalkrike rasmarkene er, samt fordelingen eng-vegetasjonsløs rasmark, og om det er innslag av finkornet, ustabil mineralmateriale.

Bergvegger

Bergvegger er stup/skrent over ca 2 meters høyde. Alle utforminger noteres, og størrelse, eksposisjon, fuktighet, rikhet, helning og grad av innstråling noteres. Nøkkelelementet er nærmere beskrevet i både Gundersen og Rolstad (1998a), Haugset m.fl. (1996), Nitare, red (2000) og Baumann, red. (2001).

En ujevn bergvegg tilbyr stor variasjon av økologiske nisjer, som små hulrom, sprekker og forsenkninger, fremspring, og overheng. Ved foten av bergvegger skapes det også spesielle forhold som begunstiger enkelte marklevende arter. Skyggefulle bergvegger kan utgjøre brannrefugier hvor arter som krever lang kontinuitet av lukket skog trives (Nitare 2000). Faktorer som for eksempel næringsinnhold, helning, vanntilsg og eksposisjon påvirker lokalklimaet, og dermed artssammensetningen på en bergvegg. 16 rødlistede skogarter, i første rekke blant moser og lav, ansees som tilknyttet til bergvegger, og flere av disse er avhengige av at bergveggen ikke eksponeres for sol og vind (Gundersen og Rolstad 1998b). Det finnes spesialister som er avhengige av høy luftfuktighet og begrenset direkte solstråling (Kuusinen m. fl. 1993), som trives best i halvskygge, som elfenbenslav (*Heterodermia speciosa*) (V). På Sør og Østlandet er det generelt sett de vest til østvendte bergveggene, med tyngdepunkt mot nord/nordøst som huser flest sjeldne og truede kryptogamer (pers. medd. Reidar Haugan). På deler av Vestlandet er det der i mot i første rekke sørvendte bergvegger (i glissen skog) som er viktigst for sjeldne og truede kryptogamer (egne obs.).

Bergvegger inngår som kartleggingsenhet i både MiS-metodikk (Baumann m. fl. 2001) og i svensk nøkkelbiotopkartlegging (Skogstyrelsen 1994). Alle eksposisjoner skal kartlegges i begge metodene. Svensk metodikk har ingen terskelverdi for kartlegging, mens MiS-metodikk krever at bergvegger være over 3 meter høye og med over 60 graders helning for å registreres, samt at egne regler gjelder på vestlandet (bergvegger i nedre deler av bratte nord- og østvendte lier eller markerte dalsøkk skal der være minimum 30 meter med minimum 30 graders stigning) (Baumann m. fl. 2001). I DN sin naturtypekartlegging inngår sørvendte berg

som naturtype, mens skyggefulle og fuktige utforminger er utelatt (Direktoratet for Naturforvaltning 1999b). Omfattende egne erfaringer på Vestlandet (særlig Sogn og Fjordane og Møre og Romsdal, men også fra fylkene lengre sør) tyder på at det i skogsmiljøer i første rekke er bergvegger på 2-3 meter (tyngdepunkt, med spennvidde fra 1 til 5 meter) som er viktig for rødlistede kryptogamer (lav og moser). Vi setter derfor spørsmålsteget ved inngangsverdien for å registrere bergvegger i MiS-metodikk.

Det synes opplagt at bergvegger i ulike utforminger har spesiell verdi for biologisk mangfold. Variasjonen innen elementet/ naturtypen er stor, og utilstrekkelig kjent, men det ser ut til å være liten faglig uenighet angående bergveggers funksjon for biologisk mangfold. Grensa for hva som skal registreres er tallfestet ved hjelp av skjønn i MiS-metodikk og delvis i SiS-metodikk, mens svensk metodikk og (Direktoratet for Naturforvaltning 1999b) sin metodikk for naturtypekartlegging overlater denne vurderingen til kartlegger. Etter vår oppfatning krever registrering og verdivurdering foreløpig faglig skjønn. Tallverdien i SiS-metodikk må ansees som en rettesnor for prioritering i felt, og er ikke ment å skulle følges kategorisk. Faktorene rikhet, fuktighet, eksposisjon, grad av solinnstråling, helning, størrelse, strukturell variasjon og artsinventar bør tas i betraktning ved verdivurderingen.

Store steiner

Store steiner er steinblokker større enn ca 1 m³. Mengden vurderes til litt, en del eller mye. Elementet beskrives i Nitare, red. (2000) og Haugset (1996). Vurderingen av mengde foretas skjønnsmessig. Noen få blokker (< ca 5) ansees som "litt". Når steinblokkene i stor grad er med å prege biotopen kategoriseres det som "en del", mens mye steinblokker tilsier gjennomgående blokkmark eller preg av ur.

Steinblokker har i stor grad samme funksjon for biologisk mangfold som en bergvegg ved at de tilbyr stor variasjon i vokseplasser på lite areal for kryptogamer og andre planter (Nitare 2000), se derfor forrige avsnitt for flere detaljer. Det kan bli svært gode fuktighetsforhold mellom steinene, og dermed spesielt gode levevilkår for arter (kanskje særlig for moser) som krever slike miljøer. Videre gir det oppbrutte terrenget og den høye luftfuktigheten gode levevilkår for fuktighetskrevende lav på trær i slik blokkmark. For eksempel oppviser gammelgranlav-samfunnet (*Lecanactis abietina*) på Vestlandet sine rikeste utforminger i slik blokkmark. En art - *Arthonia arthonioides* - har trolig tyngdepunktet i sin forekomst i grov, skogkledt steinur. Det blir gjerne liggende en del dødt, nedbørbeskyttet trevirke i grov steinur (kvister og mindre stammer som blir liggende i halvskygge under steinene), og dette er et viktig substrat for mange kravfulle skorpelav, ikke minst knappenålslav (f.eks. *Sclerophora coniophaea*, *Chaenotheca chlorella*, *C. brachypoda*, *C. cinerea*, *C. gracillima*, *Cybebe gracilentia*) (egne erfaringer). Større steinblokker vil i tillegg kunne skape hulrom som kan brukes som både skjul og bolig av invertebrater og små og mellomstore pattedyr.

Store steinblokker og ur av steinblokker kartlegges i svensk metodikk for nøkkelbiotop-registrering (Skogstypelsen 1994), men er ikke inkludert som element i MiS-metodikk (Baumann m. fl. 2001). Store steinblokker vil etter vår oppfatning ofte ha samme funksjon for biologisk mangfold som en bergvegg, og vi anser det derfor som relevant informasjon om en biotop. Elementet er også enkelt og lite tidkrevende å registrere. SiS vil derfor beholde denne parameteren. Med mindre det registreres sjeldne eller truede arter på blokkene er imidlertid en steinblokk eller to selvsagt ikke utslagsgivende for verdien til en biotop.

Hengelav på trær

Hengelav på trær skal mengdevurderes til litt, en del eller mye. Vurderingen av mengde foretas skjønnsmessig. Dersom hengelav er til stede skal det alltid markeres med "litt". Mye

hengelav tilsier at flere trær har høy dekning av lav, mens en del tilsier at hengelav er en karakteristisk del av biotopen uten at lavene har utpreget høy dekning i flere trær. Dominerende art(er) og forekomst av spesielle arter skal noteres.

Fire norske hengelav er rødlistede, nemlig trådrag (*Ramalina thrausta*) (V), huldrestry (*Usnea longissima*) (V), mjuktjafs (*Evernia divaricata*) (V) og kyststry (*Usnea fragilienscens*) (DC) (Direktoratet for Naturforvaltning 1999c), og forekomst av disse artene gir i seg selv høy naturverdi. Esseen m.fl. (1999) har foretatt undersøkelser av indikatoregenskapene til epifyttisk lav, og konkluderer med at hengelav er gode indikatorer for mangfold. Resultatene deres viser at forekomst av hengelav på trær indikerer miljøbetingelser som god luftkvalitet og høy strukturell kompleksitet i kronesjiktet. Videre at biomassen av hengelav korrelerer positivt med trealder, med diameter på trærne, og med økt både vertikal variasjon (sjiktning) og horisontal variasjon (varabel tetthet). Mengden hengelav er også vanligvis korrelert med høgt artsmangfold blant busk- og bladlav, samt med skorpelav i bestand som i tillegg er rike på død ved og gamle trær. Noen dyregrupper som for eksempel tredlevende insekter og edderkopper drar også fordeler av rik hengelavforekomst, og grangrener i hengelavrike urskoger i nord Sverige er funnet å huse tre ganger flere insekter og edderkopper enn i eldre, hengelavsfattig kulturskog (alle resultatene fra Esseen m.fl. (1999)). Dette kan igjen utnyttes av fødesøkende meiser, og andre fugl (Gjerde og Baumann 2002). På Østlandet er det funnet et par svært sjeldne sommerfugler (også på europeisk basis) i skog med hengelav (Hansen og Aarvik 2000), og flere sommerfuglarter som ansees som negativt påvirket av skogbruk har larver som utvikler seg i lav i gammelskog (Aarvik 1998). Lavskrika er karakteristisk for eldre, lavrike barskoger i høyereliggende strøk (Borgos 1994) og bruker hengelav som lagringsplass for mat eller for å tildekke føde som lagres i andre gjemmer (Haftorn 1971; Cramp og Perrins 1994). Imidlertid synes det ikke som om forekomster av hengelav er nødvendig for arten dersom habitatet rommer andre typer hamstringsgjenger, for eksempel strukturelt polymorfe trær (Borgos og Hogstad 2001). Mange spurvefugler benytter skjeggglav som en del av reirmaterialet (Haftorn 1971).

Evaluerings

Trær med hengelav er et eget livsmiljø i MiS-metodikk (Baumann m. fl. 2001). Forekomster av hengelav skal kartlegges mer detaljert i MiS enn i SiS-metodikk: Antall trær med god dekning skal telles opp, og det er definert et tetthetskrav for at forekomsten skal inkluderes både for antall lavindivider på enkeltreet og for tetthet av trær som huser hengelav. Kunnskap om slike terskelverdier er imidlertid mangelvare, og grenseverdiene for tetthet av trær og lav er satt ved hjelp av skjønnsmessige vurderinger (Gjerde og Baumann 2002). Rik hengelavforekomst er også en del av svensk kartleggingsmetodikk, men da med skjønnsmessig vurdering av ”rikhet” for hvert tilfelle (Skogstyrelsen 1994).

Selv om resultatene fra Sverige er lovende med hensyn på hengelav sin signalverdi for øvrig biologisk mangfold kan det være et problem at det er en del forskjeller i økologi mellom ulike hengelavarter, og at indikatorverdien derfor er variabel. I tillegg ser det ut til å være regionale forskjeller i responsen på miljøvarabler, og artene synes ikke å ha tilsvarende signalverdi på vestlandet som på indre østlandet. På Vestlandet kan det erfaringsvis forekomme biotoper med mye hengelav i litt eksponert, åpen skog, uten at andre spesielle arter er funnet i biotopen (egne obs.). Skogene på indre østlandet hvor de sjeldne sommerfuglene skjeggglavfly (*Victrix umovii*) og lyst taigafly (*Xestia sincera*) er funnet i skog med mye hengelav (Hansen og Aarvik 2000) er trolig et spesialtilfelle av hengelavrik skog der en må føye til noen tilleggsparametere for bla. vegetasjonstype for å fange opp elementet. Overføringsverdien til resten av landet er derfor usikker.

Konklusjon

Hengelav har i dag en anerkjent indikatorverdi for skog med mulig interessant biologisk mangfold. Det råder likevel usikkerhet om geografiske forskjeller i signalverdi i Norge. Etter SiS sin oppfatning er derfor skjønnsmessige vurderinger foreløpig nødvendig. Rikhet og artssammensetning av hengelav må for hvert tilfelle sees i sammenheng med andre indikatorer.

Kløfter

Dersom et biologisk viktig område inneholder markerte forsøkninger i terrenget som er for små til å kategoriseres som en bekkekløft, noteres dette som en kløft. Tanken bak parameteren er at forsøkninger i terrenget gir variasjon i mikroklima i biotopen ved at innstråling er mindre og fuktigheten høyere enn i omkringliggende terreng. Det er ikke satt noen kvantitative krav til for eksempel helningsgrad og dybde på kløfta, og skjønn må brukes i vurderingen av om en terrengformasjon har funksjon som en kløft. Kløfta skal inkluderes selv om den ikke inneholder andre nøkkelementer.

Kløfter er terrengformasjoner som kan inneholde andre nøkkelementer som død ved, grove trær og bergvegger. Elementene i kløfta vil ha andre mikroklimatiske forhold enn tilsvarende nøkkelementer utenfor kløfta, og kløfta vil dermed bidra til økt intern variasjon blant nøkkelementene. Slik variasjon bidrar til økte muligheter for tilstedeværelse og etablering av flere arter. Vegetasjonstypen i bunnen av kløfter er videre erfaringsvis ofte fuktigere og av og til rikere enn omkringliggende skog.

Kløfter er ikke en egen parameter i MiS-metodikk, men beskrivelse av topografisk posisjon skal registreres for klassifisering av fuktige og tørre miljøer, og vil fange opp kløfter som inneholder et annet livsmiljø (Baumann m. fl. 2001). Hverken kartleggingsmetodikken til (Skogstyrelsen 1994) eller DN-håndbok 13 har kløft som noen egen parameter. Siste Sjanse mener at parameteren er relevant for å speile mikroklimatisk variasjon, og dermed potensiale for artsmangfold. En enkelt kløft vil ikke i seg selv gi noen vekt i en registrering, men er tenkt å fungere som et ekstra supplement til områder hvor det er registrert flere interessante indikatorer. Verdien som en kløft kan tillegges må sees i forhold til kløftas dybde, bredde og utstrekning, lokalklimatiske forhold, rikhet og forekomst av andre elementer i kløfta. SiS vil foreløpig beholde parameteren, men anser den ikke som en viktig indikator alene.

Berg med overheng

Tilstedeværelse av berg med overheng skal noteres, og mengden av slikt substrat angis. Kun markante overheng registreres.

Berg med overheng vil ha tilsvarende funksjon for biologisk mangfold som bergvegger og evt. store steiner med bratt helning innover mot bakken. Se derfor avsnittene om bergvegg og store steiner. Berg med overheng har blitt eksplisitt registrert fordi undersiden av overheng vil kunne utgjøre spesielt stabile og skyggefulle, men relativt tørre lommer i en fjellvegg. Mange lavarter, særlig leprøse arter, arter med *Trentepohlia*-alger og licheniserte pyrenomyceter vokser bare på substrater i fuktige, skyggefulle miljøer, og overhengende berg er et slikt miljø. Mange arter er obligate på berg, mens en del også kan vokse på undersiden av overhengende trestammer, i rothuler osv. i skyggefull skog. Det dreier seg da stort sett om skorpelav som er vanskelige å artsbestemme (Jørgensen og Tønsberg 1988). Arter med *Trentepohlia* er i følge Holien (1996b) spesielt sårbare for uttørking. I Sverige er andelen arter på rødlista med *Trentepohlia* i forhold til alle arter med denne algen større enn for arter med andre grønnalger. Like stor andel er det for arter med *Nostoc* (blågrønnbakterier), som er

glyelav, hinnelav etc. På overhengende berg finnes ellers særlig arter i slektene *Lepraria* og *Leproloma* (har grønnalger). Dette er sterile, leprøse (melete) lav som er vanskelige å bestemme, og hvor en del arter enda ikke er formelt avgrenset/beskrevet. Det er også flere sjeldne og antakelig truede knappenålslaver som ofte finnes på overhengende bergvegger, bl.a. klippenål (*Calicium corynellum*), huldrenål (*Chaenotheca cinerea*) og hvithodenål (*Cybebe gracilenta*). Særlig viktig for disse artene som vokser på mose, og også mange leprøse lav, er forekomst av mosedekke, gjerne på små framspring eller i små hulrom. (Haugan m. fl. 1994; Tibell 1999). Som på blokkrik mark kan det også samle seg død ved under berg med store overheng, men ikke i like stor mengde. Se avsnitt over om store steiner for kommentarer om verdi for biologisk mangfold.

Bergvegg med overheng er inkludert som en parameter i svensk nøkkelbiotopkartlegging (Skogstyrelsen 1994), men ikke med i MiS-metodikk. Parameteren er en tilleggsinformasjon om bergvegger. Hvor relevant denne informasjonen er for potensialet for biologisk mangfold på stedet kan nok diskuteres. Informasjonen er på ingen måte utslagsgivende for verddivurdering av biotoper i SiS-metodikk, og må ansees som en mindre bit i verddivurderingen. Parameteren er imidlertid enkel å kartlegge, og vil inntil videre bestå på registreringsskjemaet.

Kilder

Kilder og kildebekker registreres, og hvis det er flere skal antallet anslås. Kilder er nærmere omtalt i Haugset m.fl. (1996), Nitare, red. (2000), i Direktoratet for Naturforvaltning (1999b), og er beskrevet som egne vegetasjonstyper av Fremstad (1997)

Kilder oppstår der grunnvann trenger frem i jordoverflaten. Kildevannet sørger for jevn vannføring i omgivelsene rundt og nedstrøms for kilden. Vannet holder jevn temperatur og pH gjennom hele året, og vegetasjonen varierer med rikhet. Ofte kan kildevannet sørge for høyere pH i og rundt kilden enn i omkringliggende vegetasjon (Direktoratet for Naturforvaltning 1999b). Kildevannet gir opphav til en spesiell vegetasjon med svellende mosematter dominert av spesielle kildemosearter som kalkkildemose (*Philonotis calcarea*) og tuffmoser (*Cratonéuron*) (Fremstad 1997). Nedstrøms for kildene kan kalkbetinget vegetasjon gjøre seg gjeldene (Nitare 2000).

Kilder og kildebekker registreres som egen naturtype i DN sin naturtypekartlegging (Direktoratet for Naturforvaltning 1999b), og inngår som et kartleggingselement i svensk nøkkelbiotopkartlegging (Skogstyrelsen 1994). Kilder bidrar til variasjon i både næringsinnhold og fuktighet i skogbunnen og er opplagt et verdifullt og spesielt element for biologisk mangfold i skog. Siste Sjanse mener derfor at kilder er et viktig element å kartlegge i nøkkelbiotopregistreringer. Kilder vil kun i helt spesielle tilfeller kunne skape nøkkelbiotop i seg selv, og vil som regel kun inngå som et delement i den helhetlige verddivurderingen.

Bekker

Både bekker med vannføring deler av året og hele året registreres. Vannføringen bør kommenteres. Det skal i tillegg noteres om bekken er liten, middels eller stor, og om den har et meanderende løp. Bekker som nøkkelement/ -biotop eller viktig naturtype beskrives i Haugset m.fl. (1996), Nitare, red. (2000), Direktoratet for Naturforvaltning (1999b) og Gundersen og Rolstad (1998a).

Bekkene er viktige nøkkelementer på både landskapsnivå, og biotopnivå. På landskapsnivå kan belter av kantskog langs både bekker og større vassdrag være viktige spredningskorridorer, selv om denne funksjonen i følge noen fortattere er dårlig dokumentert (kfr.

Gundersen og Rolstad (1998a)). På biotopnivå utgjør bekker i både løvskog- og barskogs-miljøer økt habitatheterogenitet som følge av flere faktorer: økt mengde småskala-forstyrrelser, varierte jordbunnsforhold, og variasjon i fuktighet, temperatur og pH. Bekken er dermed med på å øke det biologiske mangfoldet av bryofytter og karplanter i området (Dynesius 2001). Den jevne luftfuktigheten rundt bekken medfører at biotopene gjerne har vært skånet for brann, og kan utgjøre miljøer med lengre kontinuitet i tresjikt (Nitare 2000). I barskogen er bekker ofte flankert av et frodig løvskogsbelte (Nitare 2000), og bidrar dermed til økt strukturell variasjon, og dermed økt biologisk mangfold. Artsdiversiteten kan være stor både langs bredden og i vannet. I alt 61 rødlistearter er knyttet til små dammer og mindre vassdrag. 37 av disse (3 amfibier og 34 insektarter) er direkte vannlevende. Mange av de 61 artene er avhengige av stabile økologiske forhold i og ved vannet (Gundersen og Rolstad 1998a). Elvemusling (*Margaritifera margaritifera*) (V på rødlista) er et eksempel på en seintvoksende art som krever klart, rennende vann. Arten er særlig sårbar for eutrofiering og nedslamming av elvebunnen som kan oppstå som følge av ulike skogbruksaktiviteter (Larsen 1999).

Bekk inngår som en registreringsenhet i svensk nøkkelbiotopkartlegging (Skogstyrelsen 1994), og viktige bekkedrag er en egen naturtype i DN-metodikken for naturtypekartlegging (Direktoratet for Naturforvaltning 1999b). MiS-metodikken inkluderer ikke kartleggingsparametere som i hovedsak er knyttet til vann (Baumann m. fl. 2001). Siste Sjanse mener at informasjon om tilstedeværelse av vannårer og evt. rødlistede arter som er tilknyttet bekkene er relevant informasjon både i vurdering av en biotops verdi for biologisk mangfold, og for planlegging av tiltak for biologisk mangfold på landskapsnivå. Parameteren er dessuten stort sett enkel å registrere. Vi vil derfor opprettholde parameteren.

Fosser

Fosser i SiS-kartlegging er både vannfall hvor vann i fritt fall forekommer og strie stryk. Siste Sjanse har ikke definert noen størrelsesgrense for registrering av foss; registranten må her ta de nødvendige skjønnsmessige avgjørelser. Det er en glidende overgang fra bekk eller elv med stor vannføring til foss, men i de fleste tilfeller vil parameteren bekk fange opp tvils-tilfeller. Hensikten med parameteren foss er å fange opp miljøer med særegne mikro-klimatiske forhold som er knyttet til fossesprøytsoner. Fossesprøytsoner er omtalt i DN-håndbok 13 (Direktoratet for Naturforvaltning 1999b).

Fosse-eng er en egen vegetasjonstype hos Fremstad (1997). I kantsonene omkring fosser og strie stryk med stabil vannføring kan man finne en spesiell og fuktighetskrevede flora, særlig blant karplanter og moser (Direktoratet for Naturforvaltning 1999b). Sjeldne og spesialiserte moser som bekkelundmose (*Brachythecium plumosum*) og trinnbekkemose (*Hygrohypnum alpinum*), og den rødlistede karplanten norddalsmarikåpe (*Alchemilla semidivisa*) har sterk preferanse for naturtypen (Direktoratet for Naturforvaltning 1999b). Flere sjeldne og truede lavarter opptrer i slike miljøer, som fossefiltlav (*Pannaria confusa*) (E på den norske rødlista), fossenever (*Lobaria hallii*) (V) og trådragg (*Ramalina thrausta*) (V) (egne obs.). I tillegg kommer mange skorpelav, samt spredte funn av andre rødlistede lav som granfiltlav (*Pannaria ahlneri*) (E) (egne funn) og elfenbenslav (*Heterodermia speciosa*) (V). Kunnskapen om fossesprøytsoner i nøkkelbiotoper i skog er mangelfull, og elementet er sjeldent.

Fossesprøyt er inkludert som parameter i svensk nøkkelbiotopkartlegging (Skogstyrelsen 1994), og er en egen naturtype i DN-metodikk (Direktoratet for Naturforvaltning 1999b). I MiS-metodikk er vannmiljøer utelatt som livsmiljø (Baumann m. fl. 2001). Trusselbildet mot

fossesprøytelementet er sammensatt, og er både knyttet til vannstandsregulering og skogbruk. Egne undersøkelser viser imidlertid at skogbruk er den dominerende trusselen mot skogtilknyttede arter på et stort antall fossesprøytlokaliteter i skog. Både gjennomhogster og flatehogster kan trolig kan utrydde sårbare arter på lokaliteter med spredt forekomst av trær som er egnet som substrat for slike arter. SiS mener at det opplagt er knyttet spesielle verdier for biologisk mangfold til fossesprøytsoner, og vektleggingen av parameteren foss i verdivurdering av en nøkkelbiotop kan derfor være av betydning ved stabile og typiske forekomster.

Dammer/tjern

Dammer og tjern er alle noe større, stillestående vannansamlinger som har vannspeil stort sett gjennom hele året. Størrelse (liten, middels, stor) og pH (sur eller basisk) bør vurderes. Dammer og tjern som nøkkelement eller viktig naturtype omtales i DN-håndbok 13 (1999) (Direktoratet for Naturforvaltning 1999b), DN-håndbok 15 (2000) (Direktoratet for Naturforvaltning 2000) og Haugset m.fl. (1996).

Dammer skaper strukturell og klimatisk variasjon i skogen og kan huse en rik flora og fauna både i overgangssoner og i vannmasser. Vi viser her til (Direktoratet for Naturforvaltning 2000) for en gjennomgang av biologisk mangfold verdier knyttet til stillestående vannmiljøer. I kalkrike områder kan man finne sjeldne kransalger (*Charophytes*) i dammer (Langangen 1996). Gundersen og Rolstad (1998b) oppgir 38 skoglevende rødlistearter med bosted vann, mens totalt 61 rødlistearter i skog oppgis som tilknyttet vannmiljøer som forvaltningsenhet. Hvor mange av disse som er knyttet til hhv. rennende og stillestående vann er ikke presisert.

Skogstyrelsen (1994) har inkludert stillestående vann som en kartleggingsparameter, og DN-håndbok 13 omtaler ulike dammer og vann som viktige naturtyper (Direktoratet for Naturforvaltning 1999b), mens MiS-metodikk ikke omfatter vannmiljøer (Baumann m. fl. 2001). Dammer og tjern kan være et viktig bidrag til biologisk mangfold i skog, og SiS anser det derfor som en relevant kartleggingsparameter. I en standard nøkkelbiotopkartlegging etter SiS-metodikk vil ikke vannmiljøet undersøkes spesielt, men det søkes overfladisk etter evt. planter og dyr i vannkanten. Verdien av dammer for biologisk mangfold vurderes i første rekke på bakgrunn av rikhet og sjeldenhet og evt. forekomst av rødlistearter eller andre interessante arter. Dammer og tjern inngår stort sett i verdivurderingen som et enkelt pluss for biologisk mangfold fordi elementet bidrar til økt variasjon og dermed økt potensiale for biologisk mangfold i biotopen. SiS vil opprettholde kartleggingsparameteren dammer og tjern.

Brannspor

Brannspor i form av brent ved skal kartlegges. Det bør kommenteres om brannsporene er ferske (<30 år gamle) eller gamle (>30 år gamle) i tråd med Hörnsten m.fl. (1995), hvilke(t) treslag det gjelder, og om de er soleksponerte. Mengde brannspor anslås. Brent ved er omtalt under bla. omtalen av brannbiotoper i Gundersen og Rolstad (1998a) og Haugset m.fl. (1996). Brent død ved kan indikere et særegent artsmangfold, og forekomst av mange brannspor forteller en bit skoghistorie som er viktig ved vurdering av grad av koninuitet.

Brent død ved, og da især soleksponert død ved utgjør et element som kan huse mange spesialiserte billearter (Wikars 1992; Wikars og Ås 1999). I følge Hörnsten m.fl. (1995) er det de 30 første årene etter en skogbrann som er mest interessante for brannspesialister. Ehnström (2001) påpeker imidlertid at det er arter som lever på nybrent ved som er best studert, og effekten av skogbrann på artsmangfoldet kan trolig strekke seg opp til et århundre Wikars og Ås (1999). I følge Gundersen og Rolstad (1998b) er det totalt 15 rødlistearter som er

avhengige av brent død ved; 10 av brent løvtre, 3 av brent furuved, 1 av brent bartre generelt, og 1 av brent bjørk. Det finnes i dag forholdsvis mye litteratur som påpeker viktigheten av brann og brent død ved for biologisk mangfold, se for eksempel Gandhi m.fl. (2001), Angelstam m.fl. (1993) Wikars og Ås (1999), Solbraa (1997), Lundberg (1993) eller Zackrisson (1977) for en utdypning. I tillegg til insekter er også vedboende sopp vanlig forekommende på brent ved. Disse spiller en viktig rolle som næringssubstrat for en rekke insekter (Ehnström 2001).

Brannlyrer kartlegges som egen parameter i svensk nøkkelbiotopkartlegging (Skogstyrelsen 1994). I MiS-metodikken inngår brannflater yngre enn 10 år med stående brent ved et eget livsmiljø (Baumann m. fl. 2001). Det er liten tvil om at brann, og brent død ved er viktige faktorer for biologisk mangfold i skog. Elementet er flyktig, og alder er opplagt av betydning for verdien. Det samme ser ut til å gjelde treslag og grad av soleksponering (Gundersen og Rolstad 1998b). Om tetthet, dimensjon og grad av brannpåvirkning (overflateareal for brannskade) og har avgjørende effekt for mangfoldet er lite kjent. På basis av Hörnsten m.fl. (1995) vurderes ikke brannspor eldre enn ca 30 år å være spesielt interessante for biologisk mangfold, og skyggefulle, opplagt gamle brannspor med liten brannskadeoverflate vektlegges ikke i verdisetting av biotoper. Soleksponert død ved av en viss dimensjon (ikke tallfestet) tas med som et pluss i verdivurderingen. Forekomst av brannspor er dessuten en av flere faktorer som kan brukes for å vurdere grad av kontinuitet i en biotop (se kap. 3.2.5).

Høgstubber

Høgstubber er avbrukne stubber mellom ca 1,5 og 5 meters høyde, og minst 10 cm dbh. Alle avbrukne trær som har forholdsvis stor snittflate i brekket relativt til stammediameter skal imidlertid kartlegges som høgstubber, selv om de ikke befinner seg i den gitte høydekategorien.

Store høgstubber av både osp og furu med store hulrom kan tjene som reirplass for slagugle (*Strix uralensis*), men stubber av furu er adskillig mer langlevde enn osp, kan tjene som reirplass i over 30 år (Bekken 1988). Lappugla (*Strix nebulosa*) kan også bruke høgstubber som reirplass (Sonerud 1991), og svenske undersøkelser viser at egnede reirplasser er en begrenset ressurs som helt styrer valget av reirhabitat for lappugla (se Bekken (1988)). Hekkefrekvensen til rødstjert, som er en hullruger, korrelerer med tettheten av høgstubber (Haila m. fl. 1987). Høgstubber og gadd av både furu og gran er primærhabitatet til et stort antall knappenålslav som for eksempel *Calicium spp.*, *Chaenotheca spp.*, *Cyphelium spp.*, mange *Lecidea spp.*, *Micarea spp.* og *Xylographa spp* (Tibell 1992; Holien 1996a; Holien 1998). Lokalt i Vest-Norge kan også høgstubber av osp være viktig for slike lavarter (egne obs.). Cederberg (2001) angir videre høgstubber som yngleplass og levsted for enkelte rødlistede biller som *Buprestis haemorrhoidalis* (DC), *Necydalis major*(DC) og *Peltis grossa* (E). Soleksponerte høgstubber eller gadd av osp er videre funnet å være viktige habitater for flere rødlistede biller i Norge (Sverdrup-Thygeson og Ims In press).

Høgstubber er et eget nøkkelelement i svensk nøkkelbiotopkartlegging. Disse skal være minst 1, 5 m. høy og diameter >20cm for å inkluderes (Skogstyrelsen 1994). MiS-metodikk skiller ikke ut høgstubber som et eget element fra livsmiljøet ”stående død ved”. SiS mener at overstående refererte resultater, samt generelle teorier om at trær med ulik dødsårsak og ulikt mikroklima kan huse ulike arter, antyder at høgstubber kan ha tilsvarende men ikke fullstendig overlappende funksjon som gadd. Informasjon om høgstubber er derfor etter vår oppfatning relevant for nøkkelbiotopkartlegging. Høgstubber er karakteristiske elementer, og etter SiS sin erfaring lite tidkrevende å kartlegge. Vi vil derfor opprettholde denne parameteren. Store, typisk utforminger av alle treslag, og soleksponerte høgstubber av

løvtrær, og da især osp og edelløvtrær vektlegges mest. Høgstubber er en mindre del av helheten i verdivurderingen, og alene eller på hogstfelt ansees de som flerbrukselementer.

Hule trær

Synlig hule trær skal registreres. Antall, treslag og diameter oppgis. Der er i første rekke gammel, grove, hule trær som er aktuelle å registrere. Edelløvtrær er de trærne som oftest utvikler hulrom på sine gamle dager, og er også de som er hovedfokus i kartlegging. Hule lauvtrær er beskrevet som et eget element i Baumann (2001).

Grove, hule trær huser et mangfold av spesialiserte insekter. 44 av de vel 180 rødlistede insektartene som er tilknyttet edelløvsog har hule trær som habitat (Gundersen og Rolstad 1998b). Mange varmekjære løvtrær, som for eksempel eik, bok, lind, ask og svartor er viktige levesteder for insektene, men eika står i en særstilling og huser svært mange spesialister, særlig blant biller (Hanssen 1999). Mange insektarter er strengt knyttet til habitater inne i hule stammer i løvtrær, også hule trær uten synlige åpninger. Flere arter ser heller ikke ut til å kunne opprettholde levedyktige bestander utenfor områder med en viss mengde, og en historisk kontinuitet av kjempestore, hule løvtrær (Nilsson og Baranowski 1994). For en gjennomgang av insekter i hule trær, se Nilsson og Baranowski (1994) og Hanssen (1999). Blant fugl er det mange barskogs-tilknyttede arter som enten hekker i, eller utnytter hule trær til fødesøk (Väisänen m. fl. 1986). Hule trær kan også være viktig som overvintring-, overnatting-, eller ynglehabitat for flere flaggermusarter, selv om lite er kjent om dette i Norge (Isaksen m. fl. 1998). Også vedboende sopp, deriblant rødlistede arter som oker eikekjuke (*Perenniopora medullapanis*) (DC) og safrankjuke (*Hapalopilus croceus*) (E) kan finnes i gamle, skadde eller hule eiker (<http://www.nhm.uio.no/botanisk/sopp/>, Bendiksen m.fl. (1997) og Olofsson (1996)).

Hule lauvtrær er et eget element i MiS-metodikken, og inkluderer alle lautrær som >30 cm bhd, og som er mer eller mindre hule som følge av råde (Baumann m. fl. 2001). Store gamle trær er en egen viktig naturtype i DN-håndbok 13, og hule trær angis som spesielt verdifulle for biologisk mangfold (Direktoratet for Naturforvaltning 1999b). Elementet er også inkludert i svensk nøkkelbiotopkartlegging (Skogstyrelsen 1994). Hule trær, spesielt hule edelløvtrær, har en allment akseptert verdi for biologisk mangfold, og er viktig å inkludere i en biologisk mangfold -kartlegging. SiS har ingen nedre dimensjonsgrense for hvilke trær som skal ansees som spesielt interessante, og faglig skjønn anvendes for hvert tilfelle. Grove, hule løvtrær, enten enkeltstående eller en gruppe slike, kan i seg selv gi grunnlag for nøkkelbiopkvaliteter, og er sentrale elementer i verdivurderingen.

Styva trær

Styvede trær skal registreres, med tilhørende informasjon om treslag, anslått dimensjon og evt. om styving er opprettholdt. Styvede trær er et velkjent og anerkjent nøkkelelement for biologisk mangfold (kfr. Löfgren og Andersson (2000) og Framstad m.fl. (2002)).

Styvede trær er trær hvor lauv fra treet er høstet jevnlig slik at dette har hemmet treets vekst, og er ofte del av gamle kulturlandskap. Slike trær vil gjerne få tykk, kort stamme og liten krone, og er mindre vindutsatte enn trær som vokser fritt. Styvede trær kan derfor bli svært gamle (Löfgren og Andersson 2000), og har knudrete og avvikende form. I mange landskap i Skandinavia er styvede trær gjerne de eldste trærne som finnes (Baumann m. fl. 2001), og kan, som gamle løvtrær generelt (se avsnittet over), huse mange spesialiserte og kravfulle arter blant både insekter, lav, moser og sopp. I Norge er enkelte lavararter kun funnet på styvede trær (Tønsberg m. fl. 1996), og mange epifyttiske lav som er tilknyttet gammelskog kan ha

overlevd på grove, styva trær i kulturlandskapet. Slike populasjoner er ofte små, og utgjør gjerne bare noen få trær på hver lokalitet (Tønsberg m. fl. 1996).

MiS-metodikk inkluderer styvede trær som en spesifisering av livsmiljøet ”gamle trær”, og det samme gjelder for DN-håndbok 13 som omtaler elementet som en del av naturtypen ”hagemark” (Direktoratet for Naturforvaltning 1999b). Svensk Skogstyrelse (Skogstyrelsen 1994) har styvede trær som egen parameter. Det er opplagt at styva trær har stor verdi for biologisk mangfold, og elementet er viktig å fange opp i kartlegging av både skog og kulturmark. I verdivurderingen må antall, dimensjon og evt. funn av signalarter på de styvede trærne tas i betraktning. Velutviklede former tilsier høy naturverdi. Med unntak av Vestlandet er det imidlertid ofte kun enkelttrær som står igjen, uten at omkringliggende skog nødvendigvis utgjør en nøkkelbiotop. Slike trær foreslås da ivaretatt og skjøttet på hensiktsmessig måte.

Trær med grov bark

Antall trær med grov bark, både løvtrær og bartrær, skal noteres. Ingen kvantitative mål for grovhet er satt, og faglig skjønn må anvendes i vurderingen. I tillegg til treslag bør det vurderes om barken har rik eller fattig karakter. Grov bark omtales blant annet i Nitare, red. (2000).

Grov bark kan utvikles på gamle trær og skaper økt strukturell diversitet som gir rotfeste for flere spesialiserte arter, særlig blant lav (Holien 1996b). Hvilke arter som kan finnes avhenger både av treslag og klimatiske faktorer. I barskog er lavfloraen på gamle graner med grov bark ofte rik (Holien 1996b). Blant boreale løvtrær er osp, selje og bjørk de som oftest utvikler stabil, grov, bark. Slike trær kan huse sjeldne lav og moser (Nitare 2000). Grove gamle eiker kan utvikle en karakteristisk sprekkebark og kan inneholde stor diversitet av lav (Hultengren 1995; Arup m. fl. 1997). Også rikbarkstrærne ask og alm kan få grov bark og huse sjeldne lav (Arup m. fl. 1997).

Nitare, red. (2000) nevner flere knappenålsarter som er knyttet til grov bark, der i blant flere som har *Trentepohlia* (se avsnitt om overhengende berg); *Calicium adspersum*, *Chaethotheca phaeocephala*, *C. subroscida*, *Chaenothecopsis viridialba*, *Cliostomum corrugatum*, *Cyphelium karelicum*, *Gyalecta ulmi*, *Sclerophora* spp., *Schismatomma pericleum*.

Trær med grov bark er ikke en egen parameter eller eget element i verken MiS-metodikk (Baumann m. fl. 2001) eller DN-metodikk (Direktoratet for Naturforvaltning 1999b). Svensk Skogstyrelse (Skogstyrelsen 1994) har derimot grov sprekkebark på flere nivåer (grov og ung sprekkebark, og ”panserbark” som er grov furubark) som egne nøkkelord for både levende trær, læger, gadd og stubber. Både litteratur og praktisk erfaring (egne obs.) viser at elementet tilbyr livsrom for mange rødlistede og spesielle arter, og trær med grov sprekkebark er ofte svært karakteristiske og lite tidkrevende å registrere. SiS mener derfor at informasjon om denne parameteren er både relevant og lett tilgjengelig, og bør registreres. Vektlegging av elementet i verdisettingen må vurderes ut fra både treslag, antall trær, rikhet i barken, grad av grovhet, og eventuelle funn av signalarter eller andre spesielle arter.

Selv om grov sprekkebark er et viktig element for biologisk mangfold, er det viktig å merke seg at det også finnes rike og spesielle lavmiljøer på slett bark, for eksempel på hassel, ask og lønn (pers. medd. Reidar Haugan). Tilnærmet halvparten av signalartene blant lav på bark som presenteres av Nitare, red. (2000) er slike slettbarksarter. *Trentepohlia* er igjen et viktig element (kfr. berg med overheng dette kap.). Slett bark på edelløvtrær er imidlertid et så vanlig fenomen i sør-Norge at det vanskelig kan registreres som et element. Dokumentasjon

av artsinventar på slik bark er derfor nøkkelen til å skille ut lokaliteter med særlig verdi for slike lavarter.

Trær med sokkel

Trær med sokkel er grove, gamle svartor som på grunn av at de skyter rotskudd fra stammebasis utvikler tykke, gamle sokler på stammen.

Gamle, fuktige svartorkjerr kan ofte inneholde mange trær med velutviklet sokkel. Soklene kan utgjøre et gunstig levested for flere moser, og ofte vil det være en tydelig vegetasjonssoneringsgrense på soklene på grunn av en markant fuktig-tørr gradient fra basisen og oppover. I følge Direktoratet for Naturforvaltning (1999b) representerer sokkeldannelser stabile mikrohabitat for mange arter, spesielt for insekter. Soklene er i seg selv et signal om kontinuitet i gamle svartortrær på stedet. Löfgren og Andersson, red. (2000) understreker at kontinuitet er en avgjørende faktor for artsmangfoldet i en svartorskog: Områder med lang skoglig kontinuitet oppgis å kunne være svært artsrike, mens områder med kort kontinuitet kan være ganske artsfattige, til tross for god tilgang på død ved.

Sokler kartlegges ikke som egen parameter i MiS-metodikk (Baumann m. fl. 2001), men nevnes som et interessant mikrohabitat i naturtypen ”rikere sumpskog” i DN-håndbok 13 (Direktoratet for Naturforvaltning 1999b). Svensk Skogstyrelse (Skogstyrelsen 1994) har ikke sokkel som egen parameter, men registrerer ”sonering”, angitt som ”tydelig vegetasjonssoneringsgrense som er typisk på oresokler”. Löfgren og Andersson, red. (2000) nevner svartorsokler som verdifulle elementer for biologisk mangfold i svartorsumskog. Det er så vidt vi kan se forholdsvis begrenset dokumentasjon på artsmangfoldet knyttet til svartorsokler. Parameteren er enkel å registrere, men viktige utforminger vil alltid fanges opp i nøkkelbiotoptypen rik sumpskog. Informasjon om sokler er ikke ment å være avgjørende i verddivurdering av nøkkelbiotoper, men må ansees som en tilleggsinformasjon om strukturell variasjon, og dermed som informasjon om økt potensiale for artsmangfold.

Grove læger

Se kap.2.5.2 om læger.

Spettehull

Hakkespetthull, både gamle og nye i stående trær skal noteres. Tilleggsinformasjon bør være treslag, anslått alder på hullet, størrelsesvurdering og evt. tips om hvilken hakkespettart som har hakket ut hullet.

De fleste hakkespetter hakker ut nytt reirhull hvert år (Stenberg 1996). Eldre hakkespetthull kan benyttes av en rekke sekundære hullrugere, kfr. f.eks. oversikt i Hogstad (1991), hvorav noen arter er sterkt avhengig av tilgangen på hakkespetthull. Sekundære hullrugere prefererer etter alt å dømme nyere hakkespetthull framfor gamle fordi predasjonsrisiko er størst ved bruk av gamle hull (Sonerud 1985a; Sonerud 1985b; Sonerud 1993) og fordi det trolig er flere parasitter i gamle hull. Spettene selv eller andre fugler (også ut over sek. hullrugere) og klatrende dyr benytter spettehull som overnattingsplass. Fordi spettene ofte hakker ut reirhull i et svekket eller dødt tre, er brukte spettehull en nokså kortvarig ressurs.

Hakkespetthull skal ikke registreres etter MiS-metodikk (Baumann m. fl. 2001) eller DN-metodikk (Direktoratet for Naturforvaltning 1999b). Svensk Skogstyrelse (Skogstyrelsen 1994) har hulltrær som et eget nøkkelement, og både gamle og nye hull skal kartlegges. Forekomst av ett eller flere spettehull i et område, betyr nødvendigvis ikke at det er spesielle miljøkvaliteter knyttet til området, og vil derfor ikke tillegges spesiell vekt i verddivurdering.

Alle trær med spettehull bør spares (som flerbrukshensyn) på grunn av den funksjon de har. Dersom det er mange spettehull i ett og samme område, dersom de hører til flere arter eller dersom området er leveområde for en regionalt eller nasjonalt sjelden hakkespettart, er dette indikasjoner på at området er et spesielt viktig område i skogen. Slike verdier kan tyde på at området er en nøkkelbiotop og/eller at det bør tas spesielle hensyn på større skala.

Tretåspettmerker

Tretåspetten ”ringer” barken av grantrær (sjeldnere furu, bjørk, også barlind og enkelte andre treslag) om vinteren og våren for å spise kvae (Haftorn 1971; Hogstad 1994). Enkelte andre hakkespettarter, bl.a. flaggspett, kan også lage slike ringer, men oftest er dette en klar indikasjon på at tretåspett har vært på ferde. Tretåspettringer er ikke nødvendigvis en indikasjon på at området er hekkeområde for arten, i det tretåspetten forsvaret vinterterritorium som kan ligge langt fra hekkeområdet (Hogstad 1994). Grunnen til at Siste Sjanse har valgt å inkludere tretåspettringer på nøkkelbiotopskjemaet er artens tilbakegang. Både i Sverige (Amcoff og Eriksson 1996) og Finland (Väisänen m. fl. 1986) er det dokumentert en sterk (og ytterligere forventet) tilbakegang i tretåspettstammen, og trolig er situasjonen den samme hos oss. Det mangler gode data til å dokumentere tilbakegangen, men det er i alle fall allment godtatt at arten har gått tilbake i lavlandet østafjells (Bekken 1991). Tilbakegangen tilskrives endringer i skogen, som redusert tilgang av død ved og redusert areal med sumpskog (Cederberg 2001).

Som regel vil skogtype, evt. eldre reirhull eller observasjoner (i hekketid) gi ytterligere indikasjoner på om tretåspett benytter området som registreres. Tretåspettringer kartlegges ikke så vidt Siste Sjanse vet i andre tilsvarende metoder, og observasjon av spredte og gamle tretåspettringer tillegges ikke betydning i våre registreringer.

Storfuglbeita furu

Ansamlinger av gamle (d.v.s. i hovedsak tiurbeita) furuer registreres som en del av dokumentasjonen av biologisk viktige områder, og da i hovedsak

Tiur og røy beiter furubar vinterstid og det er særlig de gamle tiurene som er knyttet til gamle furuer (Rolstad m. fl. 1991). Siste Sjanse registrerer gamle (d.v.s. i hovedsak tiurbeita) furuer som en del av dokumentasjonen av biologisk viktige områder. Denne informasjonen er spesielt interessant som indikasjon på storfugl-forekomst i hensynsområder, en forvaltningsenhet som kan dekke inn spill- og dagområder for storfugl. Informasjon om spredte beitefuruer i nøkkelbiotoper ansees ikke som en viktig informasjon om det biologiske mangfoldet i området, og kartlegges ikke så vidt vi kjenner til i andre tilsvarende metoder. I Svensk Skogstyrelse sin metode for nøkkelbiotopkartlegging (Skogstyrelsen 1994) skal imidlertid spesielle ornitologiske verdier registreres, og her antar vi at storfuglbeita furu kan inngå som indikator. Parameteren er forholdsvis enkel å registrere, og SiS vil beholde parameteren fordi vi mener den i enkelte tilfeller kan bidra med relevant informasjon om et områdes verdier for biologisk mangfold.

Rovfuglreir

Kvistreir i trær eller bergvegg laget av dagrovfugler registreres. For noen arter, for eksempel spurvehauk (*Accipiter nisus*), er dette en unyttig tilleggsinformasjon. For arter som hekker i gammel skog eller i spesielt gamle trær (hønehauk (*Accipiter gentilis*), kongeørn (*Aquila chrysaetos*), havørn (*Haliaeetus albicilla*), fiskeørn (*Pandion haliaetus*)) er dette viktig informasjon. Mange kvistreir benyttes vekselvis av flere arter, f.eks. musvåk (*Buteo buteo*), vepsevåk (*Pernis apivorus*) og hønehauk. Spesielt gunstige reirtrær kan holde hekkende

rovfuglpar årvisst i lange perioder. Som eksempel på dette kan nevnes et rovfuglreir i en grov bøk i Larvik (Vestfold) som ble oppdaget i 1953 - det var da over 1 meter høyt og kan ha vært bebodd allerede i over 20 år. Reiret ble benyttet jevnlig av tre ulike rovfuglarter i 29 år (til 1981). Det omtalte reiret blåste ned i 1989, og det er grunn til å tro at reirtrekontinuiteten ble brutt p.g.a. hogst i området (Tollef Fjære, pers. medd.). Slike gode reirplasser er det viktig å hegne om. For mange arter er det mulig å bygge nytt reir hvert år, men dette er suboptimalt p.g.a. stor energikostnad og fare for at hekking kan utebli (altså i sum lavere fitness). Flere arter, særlig ørnene, krever trær over 200 år, gjennomsnittet for 170 aldersbestemte reirtrær for kongeørn i Sverige var hele 335 år (Tjernberg 1983).

Hønsehaukreir er store og stabile og arten har en spesielt viktig funksjon som reirbygger for øvrige middels store rovfugler og ugler (musvåk, fjellvåk (*Buteo lagopus*), vepsevåk og lappugle (*Strix nebulosa*)) (Boström m. fl. 1991). I prinsippet mener vi at alle reir som kan benyttes i flere år bør spares sammen med en beskyttende sone rundt reiret. Hvorvidt gjensetting av reirtre skal utføres som et utvidet flerbrukshensyn eller det skal legges videre føringer i form av ikke-hogst sone kommer an på artens sårbarhet og sjeldenhet i regionen. I enkelte områder kan det være mangel på egnede reirtrær og det er da ekstra viktig at miljøregistreringer fanger opp reirplasser.

Dersom en skulle komme over hekkeplasser for hauk- eller slagugle i høgstubber registreres også slike. Kråkereir som benyttes av rovfugler eller ugler observeres svært sjelden under registreringene og vi har ingen spesiell instruks for registrering av slike elementer.

Rovfuglreir kartlegges som ”viktig ornitologisk verdi” i Svensk Skogstyrelse sin metodikk for kartlegging av nøkkelbiotoper (Skogstyrelsen 1994), men er ikke inkludert som parameter i verken MiS-metodikk (Baumann m. fl. 2001) eller DN-metodikk (Direktoratet for Naturforvaltning 1999b). Rovfuglreir kan være vanskelige å oppdage, og mange vil forbigås i en nøkkelbiotopkartlegging. SiS vil beholde parameteren fordi vi mener at det er viktig å dokumentere et hvert nytt funn av rovfuglreir, og at opplysningen er relevant for en biotops verdi for biologisk mangfold.

Beverdammer

Beverdammer som skaper forholdsvis stabile vannspeil i skogbunnen skal registreres.

Beverdammer som skaper oversvømmelser er kjent for å legge til rette for økt artsdiversitet i skog. Mange arter, både blant invertebrater, fisk, amfibier, fugl og små og store pattedyr er funnet å nyttiggjøre seg de store forandringene en beverdam kan skape i skogen (Rosell og Parker 1996) med referanser). Blant fugl og amfibier er rødlistede arter som dvergspett (*Dendrocopus minor*), gråspett (*Picus canus*), vendehals (*Jynx torquilla*), og stor og liten salamander (*Triturus vulgaris* og *T. cristatus*) arter som er funnet å kunne profitere på beveroppdemte områder (Rosell og Parker 1996). For en oppsummering av beverens innvirkning på økosystemet, se Rosell og Parker (1996).

Elementet er ikke en opplysning som skal registreres i MiS-metodikk (Baumann m. fl. 2001), og har heller ingen spesiell plass i noen naturtype i DN-håndbok 13 (Direktoratet for Naturforvaltning 1999b). Det er likevel sannsynlig at beveroppdemte områder vil fanges opp ved bruk av MiS-metodikk på grunn av konsentrasjonen av død ved som raskt dannes. Bever kartlegges som et biologisk innslag i metoden til (Skogstyrelsen 1994), og både gnagemerker, dammer og andre spor etter bever skal registreres. SiS mener at Rosell og Parker (1996) demonstrerer at beveroppdemte områder kan ha stor verdi for biologisk mangfold i skog. Vi

mener det er en høyst relevant opplysning i kartleggingen, og vektlegger beveroppdemte områder etter faglig skjønn. Mengden død ved, areal på oppdemt område, treslagsfordeling, og evt. registrerte signalarter tas i betraktningen ved verdivurdering.

Eik med rødmuld

Tilstedeværelse av rødmuld i gamle, hule eiker noteres. Antall trær og diameter ved brysthøyde anslås.

Gamle eiker er elementer som det er knyttet et stort artsmangfold til. Eik er den organismen om utgjør livsrom for flest arter i Sverige (Löfgren og Andersson 2000) og et av de treslagene som har flest insektarter i Norge (Kvamme og Hågvar 1985; Hanssen 1995). Totalt dreier det seg om insekter fra mange ordener, men spesielt billefaunaen er trukket fram i forbindelse med hule trær (Hanssen 1999). Det er ikke bare rødmulden, men alt vedsubstrat fra hard tørr ved til fet rødmold som er interessant i hule eiker. Dessuten er hule eiker levested for flere maurarter som igjen har mange andre insektarter boende hos seg (Hanssen 1995). Slike trær er uten unntak viktig også for organismer andre enn insekter, men vi har ikke lest om andre organismegrupper knyttet til rødmold.

Mange av de gjenværende kjempeeikene i Norge står i park- eller kulturlandskap. Trolig fantes mange av sjeldne artene knytta til kjempeeiker også i skogsmiljøer. Imidlertid er trolig bare enkelte kommuner i Vestfold, Telemark og Aust-Agder som i dag kan skilte med større forekomster av grove skogseiker (se bl.a. Gaarder og Blindheim (1999)).

De to smellerne *Ampedus hjorti* (rødlistet som sårbar, V) og *Ampedus cardinalis* (E) er eksempler på sjeldne billearter som er karakteristiske for rødmuld.

Rødmuld inngår ikke som en opplysning som skal registreres i MiS-metodikk (Baumann m. fl. 2001), og er ikke nevnt eksplisitt i DN-håndbok 13 (Direktoratet for Naturforvaltning 1999b). Siste Sjanse mener at forekomst av rødmuld er en relevant opplysning om en biotops kvaliteter for biologisk mangfold, og at tilstedeværelse av slike trær tilsier en stort pluss for biologisk mangfold -verdien til biotopen. Antall trær, mengde rødmuld og evt. funn av signalarter må tas i betraktning ved verdivurdering.

2.5.5 Inngrep (nr.9)

Antall hogstspor/stubber i biotopen angis som få, middels eller mange, og det noteres om hogstsporene er gamle eller ferske. Andre menneskelige inngrep eller synlig påvirkning noteres også. Dette kan være for eksempel tydelige stier eller veier, kraftlinjer, spor etter grøfting, eller søppel. Kvalifisert biologisk skjønn brukes for å vurdere mengde og alder på hogstspor.

Skogbruk er av signifikant betydning for artsmangfold i skog; jo mindre påvirket et område er av hogst, jo større potensiale har skogen for å huse et stort mangfold med rødlistearter (kfr. kap. 2.3.2 og 2.3.1). Mengde og alder på stubber i en biotop er nyttig informasjon i vurdering av historisk hogstpåvirkning, og der ved grad av kontinuitet (kfr. kap. 2.3.3). Andre inngrep enn hogst kan også redusere habitatkvaliteten for mange arter. Alle menneskelige inngrep er derfor viktig å dokumentere, også for å sikre etterprøvbarehet.

2.5.6 Buffersoner (nr. 10)

Eventuelt behov for buffersone på en eller flere kanter av biotopen for å bevare biotopens kvaliteter skal beskrives. Standard buffersone er 30 m bred. I denne sonen anbefaler vi at det til en hver tid skal stå igjen minst 50 % av volumet av den hogstmodne skogen. Sjiktning og variert treslagssammensetning skal tilstrebes i buffersonen. Anbefalinger som avviker fra standard anbefalinger for buffersonen skal presiseres på skjemaet. Buffersoner må tilpasses lokal topografi og fremherskende vindretning slik at sonen er bredest der hvor påvirkningen er størst.

Kanteffekter påvirker forutsetningene for artsmangfold i skog, og buffersoner er ansett som et hensiktsmessig forvaltningstiltak for å opprettholde ønskede forhold i nøkkelbiotoper med fuktig og/eller skyggefullt lokalklima (kfr. kap. 2.4.2 om både kanteffekter og buffersoner). Det finnes liten dokumentasjon på hvor brede buffersoner bør være, og på hvordan ulike former for hogst i buffersoner påvirker deres beskyttelseseffekt. Mange faktorer som lokaltopografi og treslagssammensetning, grad av sjiktning og form på hogstkant vil påvirke hvor utsatt en biotop er for vind og solinnstråling. Kanteffekter er imidlertid funnet å strekke seg inn til 200 m inn i et nabobestand til en hogstflate (kfr. kap. 2.4.2). Hilmo og Holien (2002) studerte imidlertid forekomst av makrolav i granskog, og rapporterer signifikant reduserte kanteffekter allerede ved 16 m og 32 m inn i et gammelskogsbestand fra en hogstflate. For relativt små nøkkelbiotoper vil 200 m buffersone være et urimelig stor økonomisk byrde, og vi vurderer 30 m som en mer rimelig standard bredde. I noen habitater kan dette være for lite. Faglig skjønn må da brukes for å anslå bredde. Standard bredde i SiS-metodikk ligger innenfor veiledende bredde i MiS-metodikk som er 25-50 m (Baumann m. fl. 2001). Anbefalingen vår om maks 50% uttak er basert på skønnsvurderinger: Dersom mer enn halvparten av trærne tas ut er det rimelig å anta at beskyttelseseffekten til buffersonen vil bli kraftig redusert. Bruk av skjønn er også nødvendig for å hogge slik at beskyttelseseffekten av biotopen ikke reduseres, men om mulig økes noe som følge av økt grad av sjiktning i skogen.

2.5.7 Behandlingsforslag (nr. 11)

Eventuelle skjøtselstiltak som er nødvendig for å opprettholde eller fremme forholdene for biologisk mangfold i nøkkel- og restaureringsbiotoper foreslås her. Kfr. kap. 2.4.6 om mål og tiltak på ulike arealer. For hensynsområder skal det anslås hvor stor andel av dagens stående volum som anbefales gjensatt til en hver tid. Generelle anbefalinger for hogstform i hensynsområder er gitt i kap. 2.4.4. Spesielle hensyn som anbefales utover dette presiseres. Aktuelle former for skjøtsel i skog i kulturlandskap er bl.a. styving, beiting, fristilling av store trær og fjerning av grantrær. I nøkkel- og restaureringsbiotoper skog utenfor kulturlandskap er anbefalt behandling som regel fri utvikling. Skjøtsel er i første rekke aktuelt for nøkkel- og restaureringsbiotoper i ulike typer løvskog og sumpskog. Aktuelle skjøtselstiltak er fjerning av grantrær, fjerne fremmede treslag, tetting av grøfter, rydding av kratt, beiting, og kontrollert brenning.

Det er liten kunnskap om og erfaring med skjøtsel for å ivarta biologisk mangfold i skog. Faglig skjønn er derfor nødvendig for å vurdere behov og type skjøtsel. Siste Sjanse metoden har ikke kategoriserte anbefalinger for ulike biotoptyper, men baseres på at hver enkelt biotop vurderes separat med støtte i relevant kunnskap og erfaringer. For skog i kulturlandskap, som skogsbeiter, hagemark, store gamle trær og styva trær oppsummerer Norderhaug (1999) aktuelle former for skjøtsel. For løvskog utenfor kulturlandskap kan følgende støttelitteratur

brukes Heggland og Gaarder (2000), Heggland (2001), Heggland (2000a), Almgren m.fl. (1984) og Austad m.fl. (1985).

Kontrollert brenning av skog er hittil ikke brukt som skjøtselstiltak for å ivareta biologisk mangfold i Norge. Skogbrann er en viktig faktor i et naturlig forstyrrelsesregime. Hyppigheten av brann er imidlertid geografisk svært variabel, og det er usikkert hvor stor betydning brann har hatt for norske skoger (kfr. kap. 2.4.1). Mange arter er imidlertid spesielt tilpasset brann, og flere brannavhengige arter opptrer i dag på rødlista på grunn av effektiv skogbrannbekjempelse, se (Bendiksen m. fl. 1997; Direktoratet for Naturforvaltning 1999b; Direktoratet for Naturforvaltning 1999c). Forsøk med kontrollert brenning av skog er nylig gjennomført i Sverige (<http://www.skogforsk.se/>) og Norge (<http://www.nisk.no/Forskning/Skogzoologi/skogbrann>), men resultater er foreløpig ikke publisert. Brann er en nødvendig faktor for å ivareta biologisk mangfold i skog, og brann er derfor aktuelt skjøtselstiltak i områder hvor brannhyppigheten antas å ha vært adskillig høyere i et naturlig forstyrrelsesregime enn hva som er tilfelle i dag, kfr. Mysterud (1997) og Ohlson (1997). Kunnskapen om brannavhengige arter og naturlig brannregime i norske skoger er imidlertid mangelfull, og innføring av brann som skjøtselstiltak krever videre forskning og praktisk utprøving.

2.5.8 Foreløpig verdisetting av biotopen (nr. 12)

Lokaliteten verdisettes enten som nøkkelbiotop med verdi A (nasjonal verdi), B (regional verdi) eller C (lokal verdi), restaureringsbiotop (R) eller hensynsområde (H). Kfr. kap. 3.2.8 og 2.5 (2.5 for vektlegging av den enkelte parameter). Vurderingsgrunnlaget for verdisettingen skal konkretiseres og dokumenteres.

2.5.9 Beskrivelse av biotopen: (nr. 13)

Biotopen beskrives i prosaform. Følgende stikkord er gitt: Topografi, eksposisjon, skogstruktur (utdypende), variasjon, rikhet, alderssammensetning. Hensikten med punktet er å gi registranten mulighet til å tilføre kommentarer som det ikke er gitt plass for på resten av skjemaet. Registranten får også muligheten til å gi utdypende beskrivelse av evt. utvalgte parametere, og til å gi lesere av skjemaet et lettere tilgjengelig visuelt bilde av biotopen og dens verdier for biologisk mangfold.

2.5.10 Signalarter (og evt. andre spesielle arter) i biotopen (nr.14)

Signalarter og andre spesielle arter listes opp. Antall funn, eller dekningsgrad for karplanter angis for hver art.

SiS sin forståelse av og bruk av signalarter og andre spesielle arter er beskrevet i kap. 2.3.4: "Signalarter, rødlistearter og andre spesielle arter kompletterer elementer". SiS har foretatt en gjennomgang av en rekke signalarter og deres signalverdi i ulike regioner i Haugset m.fl. (1996). Det har de siste 5 årene kommet mye ny kunnskap om rødlistearter og signalarter, særlig blant kryptogamer og sopp. Det er derfor behov for en ny sammenstilling av signalarter, med vurderinger av regional signalverdi. Inntil et slikt arbeid gjennomføres støtter vi oss i hovedsak på Nitare, red. (2000), From og Delin (1995), Thor og Arvidsson, red. (1999) Larsson, red. (1997), Olsson og Gransberg, red. (1993), Krog m.fl. (1994), Hallingbäck og Aronsson (2002), Gundersen og Rolstad (1998b), Direktoratet for Naturforvaltning (1999c), Bendiksen m.fl. (1997), Skogstyrelsen (1994) og Arup (1997).

2.5.11 Oppsummering av kriterier for naturskogskvaliteter (nr. 15)

Kriterier for naturskogskvaliteter etter Andersson og Bohlin (1998) oppsummeres skjematisk for hensynsområder. Det skal angis antall funn av hver art, og det må angis om artsangivelser er usikre og om det er tatt belegg for bestemmelse. Se kap. 2.4.4 for beskrivelse av hensynsområder som forvaltningsenhet og diskusjon av kriterier for naturskog.

3 Metoden i praksis

Denne gjennomgangen er delt i tre: Forarbeid, praktisk gjennomføring og etterarbeid.

3.1 Forarbeid

Et vellykka forarbeid fordrer god kontakt med oppdragsgiver. Første prioritet er å skaffe til veie kartverk (økonomisk/bestandskart, geologisk kart samt M711-kart) for området som skal registreres (her etter kalt planområdet). Økonomisk kart/bestandskart skaffes normalt til veie av oppdragsgiver. Blant de første forberedelsene er også å sette området inn i en naturgeografisk referanseramme ved å konsultere vegetasjonsatlas og oversikten over naturgeografisk regioninndeling.

Neste punkt i forarbeidet er å skaffe oversikt over tidligere relevante registreringer i planområdet. Vi søker rutinemessig i sopp-, karplante- (noen fylker), og lavdatabasen ved UiO/Botanisk hage og museum. I tillegg gjennomgår vi eventuelle statusrapporter for rødlistearter fra Fylkesmannen/Fylkeskommunen samt rapporter skrevet i samband med verneplan barskog, dersom slike foreligger. Ofte kjenner vi eller oppdragsgiver til ressurspersoner som kontaktes for å skaffe til veie tips om biologisk verdifulle områder. Dette kan for eksempel være medlemmer av frivillige organisasjoner, skogsarbeidere eller ansatte i forvaltningen. Andre kilder som i mindre grad brukes er: Bygdebøker og andre lokalhistoriske oppslagsverk. Dersom det er sparsomt med informasjon om selve planområdet, er det nyttig å kjenne til eventuelle registreringer i sammenliknbare områder i nærheten.

Tidligere registreringer og andre tips festes til kart sammen med evt. informasjon om spesielt interessant geologi. Ved siden av å gi konkrete tips, gir forarbeidet ofte verdifull informasjon om naturgrunnet og påvirkningsgrad i landskapet.

Grunneierkontakt opprettes, dersom dette ikke er gjort av oppdragsgiver. I planleggingsmøter kan for eksempel representanter fra skogeierforeningen(e) eller kommunen(e) delta. Disse kan ofte gi nyttige opplysninger om treslagsfordeling og variasjon av skogtyper i ulike deler av planområdet.

3.2 Praktisk gjennomføring

3.2.1 Kalibrering ved oppstart

Vi bruker alltid noe tid på å kalibrere registranten(e)s forventninger til landskapet. Målet med kalibreringen er å samkjøre utvelgelsen av biologisk viktige områder, spesielt når det gjelder forventede naturtyper og skogtilstander, og sannsynlige/mulige restaureringsbehov.

Kalibreringen er i grenseland mellom *forarbeid* og *praktisk gjennomføring* og er viktigere og mer tidkrevende dess flere registranter som deltar på prosjektet. Gjennomføringen skjer i to trinn:

1. En gjennomgang av forventede naturtyper og antatt restaureringsbehov i planområdet. Gjennomgangen foretas ut fra foreliggende grunnlagsmateriale (ulike typer kart, rapporter og tips fra ressurspersoner, som nevnt ovenfor), men i tillegg er registrantenes tidligere erfaringer fra tilsvarende registreringer et viktig element ved disse vurderingene.

2. En oppstartstur hvor vi tar et felles blikk på en del av planområdet. Som regel er dette en biltur med innlagte stopp for kikkertvurderinger fra oversiktelige punkter, kombinert med korte feltøkter. Diskusjoner av forventninger, naturgrunnlag og påvirkning er hovedfokus. Vanligvis produseres det ikke konkrete registreringsdata i denne fasen.

Etter gjennomgangen av punktene 1 og 2 skal de ulike forventningene bl.a. om skogtilstander og mulige restaureringsbehov knyttet til ulike naturtyper noteres på et enkelt skjema. En slik skjemaføring før oppstart gir bedre grunnlag for diskusjoner underveis i registreringene om bl.a. restaureringsbehovene. Det må generelt forventes at restaureringsbehovene må justeres underveis etter hvert som registrantene får bedre registreringsdata og oversikt over planområdet.

3.2.2 Hvilke arealer oppsøkes?

For å gjøre søket etter nøkkelbiotoper effektivt og rasjonelt er Siste Sjanse-metoden basert på at deler av arealet gjennomføres grundigere enn andre. Fokuset er rettet mot de områdene som har potensielt høyest biologisk verdi, samt mot områder som vurderes å ha potensiale for fremtidige verdier for biologisk mangfold (restaureringsbiotoper). Registreringsinnsatsen rettes mot produktiv skog, og konsentreres hovedsakelig til hogstklasse 4 og 5, men også andre områder som vurderes som spesielt interessante ut fra andre kriterier oppsøkes systematisk. For sumpskog, løvsuksesjoner og skogtyper som er sjeldne i landskapet (f.eks. basisk berggrunn i et hav av gneiss, eneste bekkeløft i flatt landskap osv) leter vi konsekvent etter biologisk viktige områder også i lave hogstklasser. Sannsynligheten for å finne slike biotoper i lave hogstklasser er stor etter som registranten ferdes over store deler av landskapet under den systematiske delen av registreringen (h.kl. 4 og 5). Kartstudie gir dessuten ofte indikasjon på hvor det kan være potensielle biotoper også i yngre skog, bl.a. sørberg, sumpskoger, bekkeløfter og lokalt basisk berggrunn, og alle potensielle kandidater oppsøkes. Tresatt impediment er stort sett unntatt fra registrering. Dersom vi finner biologisk viktige områder på tresatt impediment, registreres disse imidlertid på vanlig måte. Hensynsområder kan i mange tilfeller omfatte store områder og en høy arealandel med tresatt impediment.

Kikkerten er et nyttig hjelpemiddel under feltregistreringer. I de fleste terrengetyper får registranten fra ulike steder i terrenget godt utsyn til deler av planområdet, og det vil ofte være nyttig å oppsøke slike utsiktspunkter for å planlegge hvor man skal gå i terrenget. Fornuftig bruk av kikkert kan effektivisere registreringene ved at "uinteressante" bestand avskrives som biologisk viktige områder selv om de er i h.kl. 4 eller 5. Med "uinteressante" menes bestand som ut fra geologi og avstandsbedømmelse vurderes å sikkert ikke kunne fylle krav som spesielt viktige områder for bevaring av biologisk mangfold. Som regel er dette avstandsregulerte kulturskogsbestand med ensjiktet skog på lav/middels bonitet ("stolpeskog") og uten nevneverdige død ved kvaliteter. Bruk av kikkert kan også gi nyttige indikasjoner om potensielle biologisk viktige områder i yngre hogstklasser, for eksempel om treslagsfordeling og innslag av gamle trær som er gjensatt ved forrige hogst. En slik tidsprioritering effektiviserer registreringene, og bedre tid på dokumentasjon av nøkkelbiotopene, bl.a. av artsmangfoldet.

Faglig bakgrunn og evaluering

Den faglige bakgrunnen for systematisk å prioritere skog i hogstklasse 4 og 5 ved SiS-registreringer er i første rekke den omfattende mengde litteratur som peker på den spesielle betydningen klimaksstadier og sene suksesjonsstadier har for biologisk mangfold i skog (se

kap. 2.3.1 om urskogen som forbilde og kap. 2.3.3 om artsmangfoldets endrede forutsetninger og kap. 2.4 om kartleggingsparametere for referanser). Utvalget av registreringsarealer understøttes av resultatene fra MiS-prosjektet, som viser at hogstklasse 4 og 5 er de klart viktigste arealene for sjeldne og truede arter, og at forekomst av rødlistearter i ungskog (hogstklasse 1-3) er sjelden, og nesten utelukkende knyttet til gjensatte elementer fra forrige tregenerasjon (Gjerde og Baumann 2002). MiS-registreringer (Gjerde og Baumann 2002) er derfor også hovedsakelig begrenset til hogstklasse 4 og 5. Den viktigste begrunnelsen for å begrense registreringene til eldre skog i MiS-metodikken er imidlertid ikke det biologiske argumentet, men det praktiske argument at det i første omgang er disse arealene som er aktuelle for hogst. Det er opplagt at det er nødvendig å prioritere områder som skal avvirkes ved en registrering, men vi mener likevel at det er de biologisk faglige argumenter som er essensielle for utvalg av registreringsarealer ved en helhetlig kartlegging i et landskap. Bestand i lavere hogstklasser som innehar nøkkel- eller restaureringsbiotopkvaliteter bør også fanges opp, og forvaltning av skogen etter en registrering bør kunne foretas med det utgangspunkt at hovedtyngden av arealer som er spesielt viktige for biologisk mangfold allerede er kartfestet. Oppdateringer kan imidlertid selvsagt være nødvendige, ikke minst for å etterprøve effekten av iverksatte tiltak for biologisk mangfold.

Tresatt impediment er stort sett utelatt fra registreringene i første rekke fordi forventningene om å finne områder med særlig stor verdi for biologisk mangfold på disse arealene generelt er lave. Det foreligger imidlertid få undersøkelser som tester denne hypotesen. En undersøkelse er foretatt i Sverige, og forfatterne konkluderer der, i tråd med hypotesen, med at tresatt impediment ser ut til å ha begrenset verdi for rødlistearter, og at få rødlistearter er obligat avhengig av slike miljøer (Cederberg m. fl. 1997). MiS-prosjektet fant også en lave tettheter av rødlistarter på lave boniteter (furuskog bonitet 6 og 8) og uproduktiv mark, sammenliknet med skog på høyere boniteter (Gjerde og Baumann 2002). Det er imidlertid noe varierende praksis for om de laveste bonitetene, tresatt impediment og null-områder inkluderes eller ikke i MiS-registreringer, avhengig av både region og av den enkelte skogerierforenings målsettinger.

Konklusjon

Ved å søke systematisk etter miljøverdier i samtlige bestand i h.kl. 4 og 5, samt å oppsøke en del andre utvalgte områder, oppnår man en tilfredsstillende oversikt over landskapet. På transportetappene mellom områder som oppsøkes får man videre et godt bilde av planområdet ellers. Bestand hvor det etter endt kartlegging ikke er fylt ut skjema for miljøverdier havner derfor i klassen "uten særskilte dokumenterte verdier for biologisk mangfold".

3.2.3 Kartleggingsparametere

Registreringsskjema skal fylles ut for alle biologisk viktige områder som velges ut i felt. Det samme skjemaet anvendes for alle typer biologisk viktige områder. I tillegg til dokumentasjon av hver enkelt parameter skal det lages en skriftlig beskrivelse av hver biotop slik at det er mulig for andre å danne seg et godt bilde av området i ettertid. Antall funn av de enkelte rødlistearter, signalarter og andre spesielle arter skal også føres på. Det følger en veiledning til skjemaet (figur 7). Den faglige basisen for hver enkelt parameter er gjennomgått i kap. 2.5

3.2.4 Terskel for registrering

Siste Sjanse opererer ikke med tallfestede inngangsverdier (f.eks. antall læger pr. daa eller antall daa rike vegetasjonstyper) som grunnlag for å avgrense et biologisk viktig område. Terskelen avgjøres av potensialet for forekomst av ulike typer biologisk viktige områder i landskapet. Dette potensialet bestemmes igjen av hvor stor forekomst det er av ulike naturtyper, og ulike strukturer som er spesielt viktig for biologisk mangfold (nøkkelelementer) i landskapet. Vår definisjon av nøkkelbiotoper fokuserer på sjeldenhet i landskapet og derfor kan nedre terskel for registrering variere mye. Tidlig i feltregistreringen senkes terskelen godt under antatt nivå for lokalt viktige nøkkelbiotoper i landskapet. Underveis justeres nivået for registrering, dersom utgangspunktet viste seg å være urimelig lavt. På denne måten unngår vi å måtte registrere en del av planområdet to ganger, hvis det skulle vise seg at terskelverdien var satt for høyt.

Dersom oppdraget spesifiserer at en viss prosentandel skal settes igjen som biologisk viktige områder, dokumenteres minst 1,5 - 2 ganger dette arealet i felt. For å slippe å registrere deler av planområdet to ganger, og for å unngå å dokumentere unødvendig mange områder er det da viktig å hele tiden holde rede på hvor stor arealandel av registrert areal som er avgrenset og beskrevet som mulig biologisk viktige område.

Behov for restaurering vil tre stadig klarere fram underveis i prosjektet. Restaureringsbiotopene plukkes ut på bakgrunn av treslagssammensetning, topografi, fuktighet, rikhet m.fl. (se kap. 2.2.4) og plasseringen av disse er i noen grad fleksibel.

3.2.5 Vurdering av grad av kontinuitet

Siste Sjanse opererer med god, middels og lav kontinuitet for marksjikt, kronesjikt, gamle trær og død ved (kfr. Haugset m.fl. (1996)). De tre nivåene er av praktiske hensyn i noen grad skalert i forhold til påvirkningsgraden i landskapet. I mangel på historiske fakta tar vi bruk strukturelle faktorer og forekomst av arter for å vurdere grad av kontinuitet. Viktige faktorer i vurdering av kontinuitet er død ved-profil (kfr. Stokland (2001)), trealder, skogstruktur og grad av menneskelig påvirkning i form av hogstspor (stubber):

- ♦ Død ved-profil synliggjøres på registreringsskjemaet gjennom mengde og fordeling av læger i de 3 nedbrytningsstadiene. Store mengder død ved kombinert med jevn fordeling mellom nedbrytningsstadiene tilsier god kontinuitet i død ved, mens både lite død ved og markant ujevn fordeling mellom nedbrytningsstadiene tilsier lav kontinuitet i død ved.
- ♦ Høy øvre trealder og spredning i alder på trærne antyder kontinuitet i kronesjikt.
- ♦ Få stubber signaliserer middels- god kontinuitet. Hva som er få, middels eller mange stubber er ikke kvantifisert, men vurderes i forhold til skogstruktur, tetthet og bonitet. Alder, tetthet og dimensjonsfordeling på stubbene kan også gi en forståelse av hvilke hogstformer som brukt. Dersom kun lukkede hogstformer er brukt kan det tilsi kontinuitet i kronesjikt og marksjikt (Arup m. fl. 1997), men ikke nødvendigvis i død ved eller gamle trær.
- ♦ Signalarters verdi vurderes i forhold til både kjente krav til voksested, antall funn, og registrert artssammensetning (se kap. 2.3.4 om bruk av signalarter).
- ♦ Høy tetthet av synlige brannspor tilsier at det har vært brudd i kontinuitet, kanskje i løpet av de siste 100-150 år.

3.2.6 Utvelgelse av restaureringsbiotoper

Restaureringsbiotopene velges ut på grunnlag av naturtype, topografi, skogstruktur, treslagssammensetning og forekomst av nøkkelementer. Det er ikke nødvendigvis slik at områder som innehar noen nøkkelementer, men ikke nok til å kvalifisere som nøkkelbiotop, er blant de best egnede områdene for restaurering. Målet med restaurering må være klar; man må vite hvilke naturtilstander det er behov for å gjenskape og vurdere aktuelle restaureringsbiotopers potensiale for å utvikle slike naturtilstander. Det er ikke gitt at tilstedeværelsen av enkelte miljøelementer reflekterer biotopens potensiale for raskest mulig å oppnå ønsket naturtilstand. Vel så avgjørende for fremtidig naturtilstand i et område er faktorer som topografi, eksposisjon, avstand til andre nøkkelbiotoper og evt. verneområder, fuktighet og rikhet. Bestand i for eksempel hogstklasse II eller III med velegnet topografi og fuktighetsforhold, men uten nøkkelementer kan således være bedre egnet til formålet enn bestand i h.kl. V som har spredte nøkkelementer men ugunstig topografi.

Potensielle restaureringsbiotoper i yngre hogstklasser oppsøkes underveis i feltregistreringene på bakgrunn av bl.a. kartinformasjon om topografi, bonitet og treslagssammensetning. Ved bruk av kvalifisert biologisk skjønn sammenfattes alle miljøfaktorene i felt, og det avgjøres om området er blant de best egnete som fremtidige nøkkelbiotoper. I noen tilfeller framkommer det underveis i feltarbeidet restaureringsbehov som ikke var forventet på forhånd, og hvor aktuelle kandidater dermed ikke har blitt fanget opp og dokumentert tidlig i registreringene. Det kan da i sluttfasen av registreringene bli nødvendig å oppsøke deler av planområdet på nytt for å vurdere konkrete lokaliteters egnethet for restaurering og for å dokumentere disse.

I punktvis form vurderer vi i dag følgende kriterier ved utvelgelse av restaureringsbiotoper:

Kriterier som vurderes ved registrering og utvelgelse av restaureringsbiotoper:

1. Andelen gjenværende naturtype og/eller naturtilstand i landskapet sammenliknet med den antatt naturlige andelen; dominerende skogtyper bør også være dominerende typer blant summen av nøkkel- og restaureringsbiotoper.
2. Arrondering, topografi og eksposisjon: Områder med gunstigst mulig arrondering, topografi og eksposisjon prioriteres (sett i forhold til kanteffekter, utsatthet for storm, praktisk skogbruk; se kap. 2.4.2).
3. Avstand til antatt kildeområde av tilsvarende naturtype; nærområder prioriteres.
4. Behov for skjøtsel for å fremskynde prosessen mot upåvirket dynamikk: Områder med minst behov prioriteres for å oppnå høyest mulig kostnadseffektivitet (størst mulig positiv effekt for bevaring av biologisk mangfold for lavest mulig kostnad).
5. Arealeffektivitet: Biotoper som kan fylle flere mangler prioriteres.
6. Tidseffektivitet: Biotoper som raskt kan nå den ønskede tilstand og dynamikk prioriteres fremfor områder som har lengre fram. I blant er likevel de eneste valgmulighetene for restaurering av riktig naturtype blant ungsog, og da velges disse.
7. Areal: Grad av suksess med restaurering av ulike skogtyper vil etter vår oppfatning være avhengig av areal. Restaurering av for eksempel fleraldret gammel furuskog krever store arealer med skog hvor furu får forynghes naturlig, bl.a. fra brannfelt, og hvor trærne får bli biologisk gamle og dø naturlig (Axelsson og Östlund 2000), mens restaurering av svartorsumpskog kun krever det som regel begrensede arealet hvor vegetasjonstypen er riktig, evt. med tilhørende buffersone. Større områder med furuskog prioriteres derfor for eksempel høyere enn små områder.

8. I tillegg til skogøkologiske hensyn vektlegges også økonomiske og praktiske hensyn. Restaureringsbiotoper representerer fremtidens naturverdier, og i monotone landskap med mange sidestilte valgmuligheter kan biotopene lokaliseres der hvor de utgjør en relativt minst mulig kostnad for skogeier. Ungskog er også generelt av midlertidig mindre reell verdi enn eldre hogstklasser, og kan i blant prioriteres framfor eldre hogstklasser. Dette er et klart skille fra nøkkelbiotoper som kun defineres ut fra biologiske hensyn. Denne vurderingen skjer i dialog med oppdragsgiver.

Hva som er tilstrekkelig antall, areal og fordeling av areal for nøkkelbiotoper og restaureringsbiotoper er et uavklart spørsmål. Det forligger ingen føringer om dette fra myndighetene, og i motsetning til Sverige hvor det i sertifiseringssammenheng er et krav om minst 5 % som nøkkelbiotoper uten skogbruksinngrep, er heller ikke minimumsnivåer fastsatt i forbindelse med Levende Skog-avtalen eller miljøsertifisering i Norge. Siste Sjanse metoden har derfor ingen fast ramme for hvor verken total arealandel eller arealandeler for hver naturtype som skal velges ut. Slik situasjonen er i Norge i dag er det arealet som avsettes til nøkkel- og restaureringsbiotoper på den enkelte eiendom i praksis et resultat av både de faktisk registrerte miljøverdiene og den enkelte skogeiers prioriteringer. Hvor stor andel skogareal som skal prioriteres for biologisk mangfold er som regel ikke avklart fra skogforvalters side før kartleggingen tar fatt. Et på forhånd avklart mål for arealandelen som skal prioriteres for biologisk mangfold ville imidlertid økt mulighetene for å foreta et representativt utvalg og lettet arbeidet med prioritering av restaureringsbiotoper. En tommelfingerregel ved Siste Sjanse sine registreringer er imidlertid at dersom alle forventede naturtyper finnes i rimelig naturlig andel blant nøkkelbiotopene, og andelen nøkkelbiotoper totalt sett overskrider 5% av produktivt areal, så vil det ikke i vesentlig grad foreslås restaureringsbiotoper.

3.2.7 Utvelgelse og forvaltning i hensynsområder

Utvelgelse

Hensynsområder blir i hovedsak valgt ut der det finnes større arealer (> 100daa) med sammenhengende gammelskog (h.kl. IV og V), eller i områder hvor det over større arealer er kvaliteter knyttet til eldre løvsuksesjon. Faktorer som vektlegges i vurderingen av områdets kvaliteter er variasjon, topografi, rikhet, skogstruktur, kontinuitet, inngrep og sjeldenhet. Kriterier som anvendes for å definere naturskogskvaliteter er gitt i Andersson og Bohlin (1998) og omfatter 4 kriterier hvorav minst 2 må oppfylles for at et skogområde skal kvalifisere som naturskog. Kriteriene er som følger:

- 1) Skogen har en forholdsvis høy gjennomsnittsalder
- 2) Skogen er fleraldret, flersjiktet og har naturlige glenner
- 3) Det finnes gode forekomster av død ved i alle nedbrytningsfaser og dimensjoner
- 4) Forekomster av kontinuitetskrevede signalarter og/eller rødlistearter.

Anbefalinger ved skogbrukstiltak

Hensyn som tas må ikke nødvendigvis fordeles jevnt i hele området, men må tilpasses variasjonen i naturkvaliteter. Følgende generelle retningslinjer for hogst i hensynsområder er utarbeidet av biologer ved Statskog Ressursdata (Lie 2000) og anbefales fulgt:

- En anbefalt andel (angis separat for hvert område) av dagens tømmervolum må til en hver tid stå igjen i området. Denne andelen kan variere fra ca 20 – 80% avhengig av skogtype og -tilstand.
- Lukkede hogster, maksimal flatestørrelse 2 daa for gran og 4 daa for furu.

- Alle gamle, grove trær og all død ved spares. Rekruttering av slike elementer sikres.
- Sjuktningen bevares.
- Enkelte holt pluss all sumpskog settes igjen urørt.
- Dersom andre hogstformer anbefales vil dette beskrives for det enkelte område.
- Det bør satses på naturlig foryngelse.

3.2.8 Verdisetting

Metoden er utformet med mange likhetstrekk til de fleste andre metoder for verdisseting av natur i Norge, særlig DN-metoden for kartlegging og verdisseting av viktige naturtyper gitt i DN-håndbok 13 (Direktoratet for Naturforvaltning 1999b). Det er en målsetting at resultatene skal være direkte overførbare til andre kartleggingssystemer. Rangeringen av nøkkelbiotoper foretas på en trinnvis skala, og er i første rekke egnet for å sammenligne nærstående arter/miljøer. Dette samsvarer med andre verdissetingsmetoder for naturmiljø og biologisk mangfold, som DN-håndbok-13. Rangeringen avviker fra MiS-metoden (Gjerde og Baumann 2002) ved at skalaen er trinnvis og ikke glidende. En glidende skala er best egnet lokalt og på svært like miljøer; og vanskeliggjør sammenlikning av resultater fra ulike landskap. Dette fordi rangen til enkelte biotop da gis ved å sammenlikne dens verdi med de andre registrerte biotopene i landskapet, uavhengig av regionale/ nasjonale forhold. Rangeringen i Siste Sjanse metodikken avviker fra verdissetingsmetoden i konsekvensutredninger ved at mulighetene for å stille ulike naturtyper opp mot hverandre og for å sammenlikne verdien med andre fagfelt er dårlig i SiS-metodikk. For å kunne bruke resultatene til sammenligning med andre fagfelt (som friluftsliv, kulturminner, landskap) må det derfor evt. utarbeides en supplerende metode.

Kriterier for verdisseting

Verdisetting av natur et et stort tema. Det finnes i dag ikke noe detaljert nasjonalt system for verdisseting av biologisk viktige områder i skog. Ulike sett av kriterier typer anvendes avhengig av både aktør og type undersøkelse (konsekvensutredning, skogtaksering, verneplanarbeid). Noen systemer er svært detaljerte, som for eksempel MiS-metoden, mens andre er mer overordnede som for eksempel DN-metoden. SiS-metoden kan sees på som en mellomting mellom disse detaljeringsnivåene, men de overordnede kriteriene for verdissetingen er helt lik DN-metoden. For rangering av viktige livsmiljøer i MiS-metodikk er det utarbeidet et eget dataprogram. Rangeringen foregår bl.a. ved hjelp av en rekke matematiske formler, for eksempel for miljøverdien til bekkeløftmiljøer, konsentrasjonsverdier av død ved og miljøverdien til leirraviner (kfr. Baumann, red. (2001)). SiS-metoden og DN-metoden (Direktoratet for Naturforvaltning 1999b) baserer seg på mer overordnede verdikriterier. Utslagsgivende kriterier er:

- ♦ Nøkkelbiotype/ naturtype
- ♦ Påvirkningsgrad/ skogtilstand (her under forekomst av nøkkelelementer)
- ♦ Størrelse
- ♦ Velutviklethet (her under forekomst av nøkkelelementer)
- ♦ Forekomst av rødlistearter, signalarter og andre interessante arter

For hvert av disse kriteriene vurderes grad av sjeldenhet i landskapet og på regionalt og nasjonalt nivå. Vektlegging av den enkelte kartleggingsparameter er beskrevet i kap. 2.5: Kartleggingsparametere. DN-metoden legger opp til et rigid system for verdisseting av funn av rødlistearter: Funn av arter i de tre høyeste rødlistekategoriene (E, V og R) gir automatisk en lokalitet nasjonal verdi (A – se under), og funn av arter i lavere kategorier gir automatisk

regional verdi (B). SiS-metoden har vært praktisert mindre kategorisk, og indirekte indikatorer vektet generelt mer enn artsfunn. Antall rødlistarter og/eller signalarter totalt og antall funn av hver art er også en viktig del av totalvurderingen (kfr. kap 2.3.4). Områdets samlede verdi bestemmes ut fra i hvor stor grad disse kriteriene slår til. Erfaringsvis registreres det i mange landskap ofte få eller ingen funn av rødlistearter, signalarter eller andre spesielle arter i nøkkelbiotoper ved en standard kartlegging av biologisk viktige områder i skog. Dette gjelder særlig i landskap med mild topografi og fattig berggrunn som er hardt påvirket av skogbruk, som i Hedmark fylke (se f.eks. Løvdal (2001) og Løvdal (1999)). I en del landskap i Norge er derfor denne parameteren av liten betydning for utvelgelse og verdisetting av nøkkelbiotoper. Verdiskalaen for nøkkelbiotoper er delt inn i de samme tre kategoriene som i DN-metode (Direktoratet for Naturforvaltning 1999b):

- ♦ A-verdi – tilsvarende nasjonalt verdi
- ♦ B-verdi – tilsvarende regional verdi
- ♦ C-verdi - tilsvarende lokal verdi

Bruk av faglig skjønn er en nødvendig del av verdisettingen (kfr. kap. 2.4.5): En åpen og etterprøvbar verdisetting med faglig skjønn. Et praktisk eksempel på verdisetting av en nøkkelbiotop er gitt i vedlegg 2.

Dokumentasjon

For hvert kartleggingsprosjekt gis det en redegjørelse for hvilke arter, naturtyper og nøkkel-elementer som ansees som viktige for naturverdien i det gitte landskapet, og i hvor stor grad de enkelte vektlegges. Verdien av hvert enkelt område/objekt begrunnes og dokumenteres. Dokumentasjonen av hvert enkelt område består av registreringsskjemaet, stedfesting av område med evt. foreslått buffersone på kart i målestokk 1:5000 el. 1:10000, helst kombinert med digitalt foto, samt evt. belegg av signalarter, rødlistearter og andre spesielle arter som overleveres offentlige museum (se kap. 3.3.2 om dokumentasjon). Begrunnelsen er basert på en klar og mest mulig entydig beskrivelse av sammenhengen mellom kriterier og verdisettingsskala oppgitt i et metodekapittel, og de konkrete funn i felt. I konklusjonen skal det komme fram hva som har vært utslagsgivende for verdisettingen og graden av usikkerhet omkring denne. Den foreløpige verdisettingen foretas ute i felt av vedkommende som utfører kartleggingen, mens endelig verdisetting normalt utføres som en samlet vurdering i etterkant av feltarbeidet. Eventuelle justeringer av verdien i etterkant må begrunnes og dokumenteres.

Det er, jfr. kap. 2.4.5, behov for et felles system for verdisetting av biologisk viktige områder i skog. Rammeverket som er gitt i DN-håndbok 13 (Direktoratet for Naturforvaltning 1999b) er etter vår oppfatning et godt utgangspunkt for en samkjøring av verdisettingssystemer. SiS-metoden har et betydelig forbedringspotensiale, ikke minst i forhold til dokumentasjon.

3.2.9 Dagsprestasjon og tid brukt i biologisk viktige områder

Det er svært variabelt hvor mange daa produktiv skog som registreres pr. dagsverk. Dette avhenger av andel gammel skog, topografi, teigstruktur, andel biologisk viktige områder, veitetthet, vær etc. Dagsprestasjonen ligger ofte i intervallet 1.500-4.000 daa produktiv skog. Registranten bør ha en viss formening om stipulert dagsinnsats (ut fra prosjektets økonomiske rammer) før en går ut i felt, slik at en kan planlegge realistiske dagsetapper. Underveis i prosjektet må en holde løpende oversikt over tidsbruk i forhold til registrert areal. Metodikken er fleksibel i den forstand at dagsprestasjonene kan justeres noe i forhold til tilgjengelig tid.

Innstramninger i tidsbudsjettet underveis kan medføre at søk etter rødlistearter, signalarter og andre spesielle arter i nøkkelbiotoper må effektiviseres, noe som i noen grad vil redusere faglig kvalitet, og/eller at flere bestand må søkes vurdert ved hjelp av kikkert. Dokumentasjon av indirekte indikatorer i nøkkelbiotoper kan det imidlertid etter vår oppfatning ikke lempes på da dette vil gå uholdbart mye utover faglig kvalitet og dokumentasjon.

Det er også svært variabelt hvor lang tid som brukes på å dokumentere et område som er en kandidat til biologisk viktige områder. Det er først og fremst størrelsen og mengden elementer som avgjør hvor tidkrevende dette er. Den praktiske prosessen med å bestemme seg for å registrere biologisk viktige områder kan skjematisk beskrives på denne måten:

1. Avgjørelsen: Registranten vurderer naturtype og/eller elementkonsentrasjon, topografi etc. som sjeldent i landskapet og dokumentasjon skal foretas.
2. Begynne dokumentasjon: Registranten gjør notater om elementer, mengde, arter etc, og oppsøker en av biotopens ytterkanter.
3. Fortsette dokumentasjon/avgrense: Registranten fortsetter dokumentasjonen av elementer, mengde og arter samtidig som grensene går opp langs biotopens ytterkant.
4. Skjemaføring og kartavgrensning: Registranten har sett nok til å fylle ut de fleste feltene i registreringsskjemaet, inkludert en beskrivelse. Biotopen med eventuelle buffersoner avgrenses nøyaktig på skogbruksplankart. Etter behov brukes håndholdt GPS (Geografisk Informasjon System) som støtte for avgrensning.
5. Avslutning: Hvis registranten under skjemaføringen blir klar over mangler ved registreringen, f.eks. manglende dokumentasjon av enkelte elementer, usikkerhet omkring avgrensning og buffersoner eller liknende brukes mer tid slik at dokumentasjonen kommer opp på et tilfredsstillende nivå.

Kartlegging og dokumentasjon av ett enkelt biologisk viktig område tar som regel mellom 20 minutter og 1 time.

3.2.10 Artsregistreringe

Artsmangfoldet er selvsagt et essensielt nivå av det biologiske mangfoldet (St. prp. nr. 56 (1992-93) 1992), og Siste Sjanse ser på direkte dokumentasjon av artsmangfold som en grunnleggende viktig del av registreringen av biologisk viktige områder i skog. Dette på tross av at vi kartlegger et begrenset utvalg av arter og artsgrupper (se kap. 2.3.4). Den forenklete artsinventeringen retter seg oftest mot artsgruppene moser, karplanter, sopp og lav med vekt på signalarter og rødlistearter. Denne forenklete artsinventeringen utføres i alle biologisk viktige områder.

3.2.11 Dokumentasjon

Registreringsskjema fylles ut i tilfeller hvor området innehar kvaliteter som vurderes som spesielt viktige for biologisk mangfold, i tvilstilfeller, og for biotoper som vurderes som aktuelle restaureringsbiotoper. I bestand hvor det vurderes som sikkert at det ikke finnes særskilte verdier eller potensiale for dette fylles det ikke ut skjema, men det noteres at bestandet er vurdert. I en del prosjekter er det notert for hvert bestand om bestandet er avvist som biologisk viktig område på grunnlag av avstandsbedømming med kikkert, på grunnlag av besøk i bestandet, eller uten visuell vurdering overhodet - kun på grunnlag av kartinformasjon

og generell felterfaring fra området. Slik presisering av vurderingsmetode er nødvendig for å oppfylle dagens krav om dokumentasjon og etterprøvbarhet, og for fremtiden vil vi derfor gjøre dette til en fast del av rutiner ved registreringer.

Registrantens beslutning om å fylle ut registreringsskjema for en konkret lokalitet er basert basert på både en vurdering av kvantifiserbare parametere på lokaliteten, men også på kvalifisert biologisk skjønn som etter Siste Sjanse sin vurdering er helt nødvendig. Viktige komponenter i dette faglige skjønn er registrantens vurdering av den aktuelle naturtypen og dens samlede elementer, og ut fra dette den samlede verdien for biologisk mangfold sett i forhold til planområdet generelt.

Alle spesielt interessante funn av rødlistearter, signalarter, og andre spesielle arter dokumenteres ved belegg (dersom det vurderes som forsvarlig av hensyn til artens populasjon på stedet) og/eller foto. Arter som sikkert kan bestemmes i felt kan noteres uten at belegg eller foto følger. Antall funn anslås og for alle noterte arter. En del ubestemte arter samles inn, men bare dersom det vurderes som forsvarlig og dersom arten forventes å være en rødlistart eller signalart. Lister og/eller belegg av registrerte arter sendes til museenes samlinger, fortrinnsvis Botanisk museum på Tøyen, Universitetet i Oslo.

3.3 Etterarbeid

3.3.1 Utvelgelsesprosess

Verdijustering og komplementær utvalgelse av biotoper

Etter endt feltarbeid skal en ha oppnådd tilfredsstillende oversikt over skogtilstanden i landskapet, og en oversikt over totalt areal, arealfordeling mellom biotopyper og den romlige fordelingen til registrerte biologisk viktige områder. Etterarbeidet begynner med å bestemme vårt endelige forslag til biologisk viktige områder i planområdet. Først foretas det en helhetlig vurdering av verdisetningen av nøkkelbiotoper som er foretatt underveis i feltfasen (kfr. kap. 3.2.8). Verdien innen samme nøkkelbiotype (for eksempel gammel granskog, gammel furuskog, rik sumpskog osv.) sammenliknes, og interne justeringer kan foretas for å få et mest mulig reelt bilde av fordelingen av verdier for biologisk mangfold i landskapet. Eventuelle lite interessante områder kan sorteres ut. Etter evt. verdijusteringer vurderes representativitet for de ulike biotopyper i landskapet, og et komplementært utvalg skal sikres: Andelen nøkkelbiotoper for hver enkelt biotype sammenholdes med tilgjengelig statistikk over andelen av tilsvarende skogtype i planområdet, og/eller med forventet naturlig forekomst av biotypen i landskapet. For å sikre at eventuelle varianter av ulike biotopyper (speilet i form av sammensetning av vegetasjonstyper og treslag) inkluderes i utvalget sammenliknes også statistikk over vegetasjonstyper og treslagssammensetning mellom registrerte nøkkelbiotoper og planområdet for øvrig. På basis av disse sammenlikningene, og av den romlig fordeling til nøkkelbiotopene foretas det en manuell ”mangelanalyse” hvor det vurderes om hele spekteret av aktuelle biotopyper er representert i tilstrekkelig grad, eller om det er behov for restaureringsbiotoper. Aktuelle biotopyper blant de registrerte restaureringsbiotoper velges så eventuelt ut.

Endelig utvalg avhenger av skogeiers målsettinger

Den justerte lista over biologisk viktige områder og kart som viser avgrensningen av områdene, leveres så til oppdragsgiver. Vanligvis følger det nå en periode med

kommunikasjon mellom oppdragsgiver og registrant. Fra skogeier/oppdragsgiver sin side er det ofte ønske om å redusere arealet på eller kutte ut biotoper som kommer i spesielt stor konflikt med skogsdrift. For nøkkelbiotoper anbefaler vi bare små justeringer for regionalt viktige (B) og nasjonalt viktige (A) biotoper, mens de lokalt viktige (C) i større grad kan være et ”forhandlingstema”. Restaureringsbiotopene prioriteres og velges ut på grunnlag av både biologisk potensiale og skogbruksmessige hensyn som driftsforhold og økonomisk verdi. Hensynsområdenes avgrensning og forvaltningsforslag vurderes i samråd med forvalter. Prosessen med å forme lista over biologisk viktige områder er imidlertid ulik avhengig av om skogeierne enten 1) har en definert målsetting om hvor stor arealandel som skal prioriteres for biologisk mangfold, eller 2) ikke har noe definert målsetting om arealandel. Utvelgelsesprosessen for de to alternative situasjonene er:

Alternativ 1: Avklart målsetting om arealandel som skal prioriteres for biologisk mangfold

Dersom nøkkelbiotopene ikke utgjør hele den fastlagte arealandelen fylles kvoten opp med prioriterte restaureringsbiotoper. I mange tilfeller vil det være relativt likestilte alternative løsninger med hensyn på biologisk mangfold, og innarbeiding av økonomiske og skogbruksfaglige hensyn kan da være relativt uproblematisk. Hensynet til biologisk mangfold står imidlertid i første rekke, og saksgangen er slik at det først foretas en prioritering av biotopene ut fra et biologisk faglig synspunkt. Denne løsningen presenteres for skogforvalter, som deretter kommer med innspill om økonomiske og skogbruksfaglige hensyn, og eventuelt foreslår alternative løsninger. En felles vurdering av aktuelle løsninger munner så ut i en liste over prioriterte restaureringsbiotoper.

Alternativ 2: Ambisjon om arealandel prioritert for biologisk mangfold er ikke avklart

Når det ikke er avtalt noe bestemt arealandel som skal prioriteres har SiS-metoden ikke hittil operert med noen spesiell målsetting for arealmengde, men kartlegger fortløpende de områdene som egner seg som biologisk viktige områder. De samlede arealene av nøkkel- og restaureringsbiotoper som kartlegges overstiger sjeldent ca 5 %, og samtlige registrerte biotoper presenteres for skogforvalter som et forslag til skogbruksplanen. Områdene presenteres med en skriftlig oppsummering og verdivurdering av biologiske kvaliteter og fremtidig potensiale, samt med forvaltningsforslag. Forslaget presenteres for skogforvalter, som så kan komme med innspill om økonomiske og skogbruksfaglige hensyn, og eventuelt komme med alternative løsninger. Innspillene kan så vurderes i fellesskap eller i en trinnvis dialog. Restaureringsbiotopene kan ved behov prioriteres etter følgende biologisk faglige punkter: 1) Hvilke naturtyper det er behov for å restaurere 2) Romlig fordeling av biotoper i landskapet 3) Topografi, skogstruktur, treslags-sammensetning og forekomst av nøkkel-elementer. Alle økonomiske og skogbruksfaglige hensyn som vurderes å ikke gi nevneverdige tap for de biologisk viktige områdenes verdi for biologisk mangfold innarbeides i planforslaget. Forslaget blir så stående som det biologisk faglige forslaget til nettoliste. Ansvar for den endelige forvaltningsbeslutningen for de enkelte områdene og for hvor stor andel som skal prioriteres for biologisk mangfold hviler så på skogforvalter.

Alternativ 2 er både faglig og praktisk sett et mindre tilfredsstillende utgangspunkt for alle faser av et kartleggingsprosjekt enn alternativ 1. SiS-metoden bør forbedres ved at det lages en mal for minimum arealandel som skal dokumenteres og avgrenses ved kartlegging av biologisk viktige områder i skog.

3.3.2 Rapportering og dokumentasjon

Den endelige rapporten inneholder bakgrunn, metodebeskrivelse, kort beskrivelse av naturgrunnlag og –tilstand i planområdet, beskrivelser av biologisk viktige områder, deskriptiv arealstatistikk over biotyper, vegetasjonstyper m.m. og artslistes. I beskrivelsen av biologisk viktige områder skal de viktigste verdiene, begrunnelse, skjøtselsforslag og artsfunn være oppsummert. Registreringsskjemaer og manuskart oversendes oppdragsgiver for arkivering. Hittil har biotoper som registreres, men som likevel ikke kommer med i det endelige utvalg av biotoper, ikke blitt beskrevet i rapporten, men er kun dokumentert ved at registreringsskjema arkiveres. I tråd med vårt strategiske prinsipp om åpenhet bør imidlertid samtlige biotoper som registreres også presenteres eller beskrives i rapporten, og bakgrunnen for å ekskludere biotopene bør beskrives. Vi ønsker derfor å gjøre dette til en fast del av våre rapporteringsrutiner for fremtiden.

3.4 Oppsummering av forbedringsforslag til metode og rutiner

Registreringsskjema

- ♦ *Kategorisering av nøkkelbiotyper (se kap. 2.4.7).* Nyere erfaringer tyder på at nøkkelbiotypen "kalkskog" i SiS-metoden ikke dekker hele bredden av de mineralrike skogtypene. Det er mulig at betegnelsen "mineralrike skogtyper" ville vært den beste samlebetegnelsen på disse skogene. Dette bør innarbeides i SiS-metoden. DN-håndbok 13 sin naturtype "bjørkeskog med høgstauder" (Direktoratet for Naturforvaltning 1999b) fanges også opp i begrenset grad. En gjennomgang av klassifikasjonssystemet for nøkkelbiotoper i SiS-metoden med fokus på "nye biotyper" og på biotyper som erfaringsvis ikke fanges opp i tilstrekkelig grad bør foretas.
- ♦ *Kategorisering av liggende død ved:* Innføring av et skille mellom liggende død ved over og under 30 cm i diameter for bartrær og enkelte løvtrær vil bedre mulighetene for å konstruere død ved profiler i tråd med nyere studier, og dermed gi bedre grunnlag for å vurdere en biotops potensiale for arter avhengige av kontinuitet av død ved (kfr. kap. 2.5.2).
- ♦ *Kontinuitet (se kap. 2.3.3):* Siste Sjanse metoden har i dag ingen tallfestede krav for de ulike gradene av kontinuitet. Fordi det er mange faktorer å ta hensyn til, som også er delvis interkorrelert (som bonitet, vegetasjonstype, antatt nedbrytningshastighet, treslagssammensetning og grad av hogstpåvirkning i landskapet) vil et strikt system for kvantifisering kunne bli komplisert og for lite fleksibelt til å fungere godt i praksis. Et forenklet system med veiledende verdier for ulike faktorer for hhv. god, middels og lav kontinuitet kunne imidlertid lettet kalibreringen mellom registranter og tydeliggjort begrunnelsen for de vurderingene som tas. Det bør vurderes om det er hensiktsmessig å utarbeide et slikt system.
- ♦ *Treslag:* Forekomst av sjeldne treslag og særlig innførte treslag er interessant både for forvaltning og rent plantegeografisk, og bør helt klart noteres ved en nøkkelbiotopundersøkelse. At slike treslag ikke er listet på skjemaet kan være en svakhet fordi registrantens fokus lettere rettes mot opplistede treslag. Enkelte justeringer av treslaglista bør derfor vurderes, selv om en fullstendig liste over forekommende treslag i Norge ikke vil være praktisk å inkludere på registreringsskjemaet

- ♦ *Topografisk posisjon:* Parameteren har frem til i dag ikke vært et eget punkt på skjema, men har vært en fast del av punkt 13: Kort beskrivelse av biotopen. I MiS-metodikk skal topografisk posisjon oppgis for alle livsmiljøer (Baumann m. fl. 2001). Parameteren har stor betydning for biotopens lokalklima. Et eget punkt med spesifiserte kategorier vil øke muligheten for å sortere biotopene etter topografi under etterarbeidet, og vil i større grad garantere for at opplysningen tas med under feltkartleggingen. Beskrivelse av topografisk posisjon med samme kategorier som i MiS-metodikk (Baumann m. fl. 2001) bør inkluderes som et fast punkt på skjema fra 2003.
- ♦ *Rasmark:* Det vil være en fordel at det foretas en vurdering av hvor kalkrike rasmarkene er, samt fordelingen eng-vegetasjonsløs rasmark, og om det er innslag av finkornet, ustabil mineralmateriale. Dette bør anmerkes på registreringsskjemaet (se kap. 2.5.4)

Dokumentasjon

- ♦ *Minimum arealandel som skal kartlegges:* Det bør lages en mal for minimum arealandel som skal dokumenteres og avgrenses ved kartlegging av biologisk viktige områder i skog. Dette vil lette alle faser av et kartleggingsprosjekt hvor det ikke foreligger en ambisjon om hvor stor arealandel som skal prioriteres for biologisk mangfold.
- ♦ *Beskrivelse av prosessen med avskalling av biotoper (kap. 3):* Biotoper som registreres og dokumenteres, men som ikke kommer med i det endelige utvalg har hittil ikke systematisk blitt inkludert i sluttrapporter fra Siste Sjanse. Slike biotoper bør, av hensyn til vårt eget strategiske prinsipp om åpenhet, beskrives og presenteres i prosjektrapporten, og bakgrunnen for å ekskludere biotopene bør presenteres. Vi ønsker derfor å gjøre dette til en fast del av våre rapporteringsrutiner for fremtiden.
- ♦ *Dokumentasjon av alle vurderte bestand:* SiS har ikke konsekvent presentert lister over alle bestand som er vurdert for verdi for biologisk mangfold i sluttrapporter. I en del SiS-prosjekter er det imidlertid de siste årene notert systematisk på manuskart om bestander er avvist som biologisk viktig område på grunnlag av avstandsbedømming med kikkert, på grunnlag av besøk i bestandet, eller uten visuell vurdering overhodet - kun på grunnlag av kartinformasjon og generell felterfaring fra området. Dette har imidlertid ikke vært en fast del av registreringsmetodikken. Lister over vurderte bestander i sluttrapport med presisering av vurderingsmetode er, slik vi ser det i dag, nødvendig for å oppfylle dagens krav om dokumentasjon og etterprøvbart. For fremtiden vil vi derfor gjøre dette til en fast del av rutinene ved alle registreringer.
- ♦ *Dokumentasjon av prosessen med verdisetting:* Kriterier og konkrete parametere for verdisetting bør formuleres tydeligere for å bli etterprøvbart i større grad enn det har vært frem til i dag. Verdien for hver enkelt lokalitet bør begrunnes eksplisitt og i en mer tydelig form i enn i dag.

Signalarter

- ♦ Det er behov for en ny sammenstilling av signalarter, med vurderinger av regional signalverdi. En slik liste vil lette oppdatering og kalibreringen av registranter.

4 Siste Sjanse metoden i ulike varianter

Siste Sjanse-metoden er en miljøfaglig registreringsmetodikk som ikke er begrenset til nøkkelbiotopregistreringer for skogbruket. Under vil vi gjennomgå hvordan vi har brukt Siste Sjanse-metodikk i to andre prosjekttyper:

4.1 Naturtypekartlegging etter DN-håndbok 13

I det følgende kalles naturtypekartlegging etter DN-håndbok 13 for ”naturtypekartlegging” til forskjell fra ”nøkkelbiotopundersøkelser”.

4.1.1 Erfaringsgrunnlag

Siste Sjanse har gjennomført eller gjennomfører naturtypekartlegging i Asker, Bærum, Oslo, Skedsmo, Rælingen, Lørenskog, Fet, Nannestad, Nes (Akershus), Drangedal, Skien og Vestby kommuner.

4.1.2 Kort karakteristikk

- Metoden er beskrevet i DN-håndbok 13.
- Naturtypekartlegging dekker inn 56 ulike naturtyper i alle hovednaturtyper. Noen kommuner velger å vektlegge noen naturtyper.
- Planområdet er som regel en hel kommune, men kommunene er selv fri til å vektlegge delområder.
- Fra DN's side er gjennomføringen forutsatt å kunne være feltbasert i varierende grad, avhengig av bl.a. hvor mye relevante data som allerede finnes fra tidligere registreringer. Begrensede økonomiske rammer fører generelt til at nytt feltarbeid ofte blir gjennomført i liten grad eller ikke i det hele tatt, og midlene rekker kun til å systematisere eksisterende data. I naturtypekartlegging gjennomført av Siste Sjanse ønsker vi å prioritere betydelige deler av budsjettet til feltkartlegging. Som grunnlag for feltarbeidet systematiseres eventuelle relevante resultater fra tidligere registreringer.
- Å levere fra seg et produkt som kommunen kan overta med minst mulig ekstra arbeid er en av hovedmålsettingene. Derfor legges dataene inn i en database som er skreddersydd for naturtypekartlegging.

4.1.3 Hovedforskjell fra ordinær nøkkelbiotopundersøkelse

- Naturtypekartlegging dekker oftest inn flere hovednaturtyper (ferskvann/våtmark, fjell, kulturlandskap, kyst og havstrand) enn nøkkelbiotopundersøkelser.
- Naturtypekartlegging har som regel så begrensede midler at feltinnsatsen blir begrenset/selektiv.
- For konsulenten vil nøkkelbiotopundersøkelse og naturtypekartlegging i skog har svært mange likhetstrekk. Forskjellen er at oppdragsgiver har et ulikt avvarsforhold i forhold til sluttresultatet.
- Naturtypekartleggingen har ikke strengt fastsatte retningslinjer for hvilke parametere som skal registreres og dokumenteres, eller for hvordan nøyaktig avgrensning og kartfesting av områdene skal foretas. Resultatet av naturtypekartlegginger kan derfor variere betydelig fra aktør til aktør, og avgrensninger kan være relativt grove. Resultatet av en

nøkkelbiotopundersøkelse er generelt mer uavhengig av den enkelte registrant, og har mer detaljert dokumentasjon av parametere.

4.1.4 Direkte overførbare data

Enten Siste Sjanse gjennomfører en nøkkelbiotopkartlegging for en skogbruksplan etter SiS-metoden eller naturtypekartlegging etter DN – håndbok 13 er resultatene direkte overførbare mellom bruksområdene. Dette fordi vi anvender SiS-metodens registreringsskjema som basisskjema for et tilpasset registreringsskjema for naturtyperkartlegging. Data fra naturtypekartlegging utført på andre måter er generelt sett ikke direkte overførbare for bruk i skogbruksplan p.g.a. for lite detaljeringsnivå.

4.2 *Naturmiljø-utredning i samband med planlagte utbygginger*

I det følgende kalles naturmiljø-utredning i samband med planlagte utbygginger for ”naturmiljø-utredninger” til forskjell fra ”nøkkelbiotopundersøkelser”.

4.2.1 Erfaringsgrunnlag

Siste Sjanse har gjennomført undersøkelse av Biologisk viktige område i planområde Gaustarjukan, Tinn og vi har deltatt som underleverandører på ett tilsvarende prosjekt i Tinn.

4.2.2 Kort karakteristik

- Hovedfokus i Naturmiljø-utredninger er å identifisere miljøverdier i et planområde i forbindelse med ulike typer planlagte utbygginger, for å kunne foreta en avveining av slike miljøverdier i den videre planprosessen.
- Innsamling av relevante data fra tidligere gjennomførte undersøkelser og gjennomføring av nye feltundersøkelser gir et sett av lokaliteter som ansees viktig for bevaring av biologisk mangfold.
- Alle hovednaturtyper som finnes i planområdet (fjell, myr, ferskvann/våtmark, skog etc.) undersøkes.
- Det samles også inn informasjon om viltverdier.
- Dokumentasjon av arter, blant annet rødlistearter er viktig.
- Lokaliteter som ansees viktig for bevaring av biologisk mangfold verdisettes og sårbarheten for aktuelle inngrep/tiltak vurderes.
- Konsekvens ved planlagt utbygging vurderes og avbøtende tiltak diskuteres.

4.2.3 Hovedforskjell fra ordinær nøkkelbiotopundersøkelse

- Naturmiljø-utredninger dekker inn flere naturtyper enn nøkkelbiotopundersøkelser.
- Naturmiljø-utredninger trekker inn sårbarhetsvurdering, konsekvensvurdering og diskusjon av avbøtende tiltak. Nøkkelbiotopundersøkelser trekker ikke inn disse punktene.

OBS:

Det finnes ulike måter å gjennomføre naturtypekartlegging og utredning i samband med ulike typer utbygging. I vår karakteristik har vi tatt utgangspunkt i Siste Sjanse sin måte å løse disse typene oppdrag på.

5 Fungerer metoden etter hensikten?

5.1 Hvordan teste om metoden fungerer?

Gode vitenskapelige hypoteser karakteriseres ved at de er dristige, risikable og falsifiserbare. Siste sjanse-metoden kan formuleres som en hypotese: "Siste Sjanse-metoden er velegnet til å identifisere nøkkelbiotoper (arealer som er viktige for bevaring av biologisk mangfold)". For at hypotesen skal være testbar og falsifiserbar, må vi finne en operativ definisjon på begrepet nøkkelbiotoper, eller "arealer som er viktige for bevaring av biologisk mangfold". MiS-prosjektet (Gjerde og Baumann 2002) og Gustafsson (1998) har testet hhv. MiS-metodikk (Baumann m. fl. 2001) og Svensk Skogstyrelse sin metodikk for kartlegging av nøkkelbiotoper (Skogstyrelsen 1994). Begge testene har definert nøkkelbiotoper som "arealer med rødlistearter". Valget av definisjon er praktisk fordi rødlistearter er en veldefinert gruppe og dermed forholdsvis lett å teste, og fordi dette er en gruppe av arter som det helt klart er ønskelig å fange opp i nøkkelbiotoper. Definisjonen har imidlertid sine begrensninger: Arealer kan være viktige for bevaring av biologisk mangfold selv om det ikke påvises rødlistearter her. Områdene kan være viktige biotoper for regionalt og lokalt truede arter, de kan inneha arter som fremdeles ikke er vurdert for rødlista men som ansees som aktuelle kandidater, eller de kan inneholde truede vegetasjonstyper etter Fremstad (2001) eller viktige naturtyper etter DN-håndbok 13 (Direktoratet for Naturforvaltning 1999b). Siste Sjanse har derfor valgt en videre definisjon av nøkkelbiotoper, altså "arealer som er særlig viktige for bevaring av det biologiske mangfoldet".

For å få et sammenlikningsgrunnlag med overnevnte metoder for kartlegging av biologisk mangfold tar vi her utgangspunkt i definisjonen "nøkkelbiotoper er arealer med rødlistearter". Tettheten av rødlistearter må være høyere i nøkkelbiotopene enn utenfor dersom hypotesen om at "Siste Sjanse-metoden er velegnet til å identifisere nøkkelbiotoper (arealer som er spesielt viktige for bevaring av det biologiske mangfoldet)" skal støttes. For å fremskaffe statistisk holdbare data om forekomst av rødlistearter for ulike artsgrupper kreves store ressurser til totalinventering av arter i felt og til bestemmelsesarbeid. Siste Sjanse har foreløpig ikke kunnet foreta et eget slikt arbeid, og ved normale Siste Sjanse-registreringer, registreres ikke rødlistearter systematisk utenfor nøkkelbiotoper; d.v.s. man bruker mye mindre tid på disse arealene enn på de arealene som er vurdert som mulige nøkkelbiotoper ut fra indirekte indikatorer. Det er likevel foretatt to arbeider hvis datasett gir grunnlag for utvalgte tester av hypotesen; 1) SiS kartla nøkkelbiotoper etter SiS-metodikk i forsøksfeltene til MiS-prosjektet, og data fra dette prosjektet gir grunnlag for en direkte test av SiS-metodens effektivitet til å fange opp rødlistearter (Blindheim og Røsok 1998; Gjerde og Baumann 1999) 2) Siste Sjanse har foretatt en egen undersøkelse av Grytdalen naturreservat i Telemark, hvor hovedmålsettingen var å se på fordelingen av et utvalgt sett av signalarter (inkl. rødlistearter) i forhold til nøkkelbiotoper og naturskog kartlagt med SiS-metodikk (Løvdal m. fl. 1999). I tillegg til disse direkte testene er det foretatt systematisk testing av både MiS-metodikk (Gjerde og Baumann 2002) og av svensk Skogstyrelse sin metodikk for nøkkelbiotopinventering (Skogstyrelsen 1994). Begge disse metodene overlapper i høy grad med SiS-metoden med hensyn på parameterutvalg og naturtyper. Resultater fra tester av disse metodene er derfor etter vår oppfatning relevante for å vurdere SiS-metodens effektivitet. Vi vil i det følgende kort presentere resultater og konklusjoner fra disse arbeidene.

5.2 Resultater fra tester av metoden

5.2.1 Direkte tester

Kartlegging av nøkkelbiotoper i MiS-prosjektet

Metode og oversiktsresultater

Som en del av feltarbeidet i MiS-prosjektet (Gjerde og Baumann 2002) kartla Siste Sjanse nøkkelbiotoper ved bruk av Siste Sjanse metodikk i 6 av prosjektets forsøksfelt fordelt på 4 regioner i landet (Blindheim og Røsok 1998). Hvert forsøksfelt dekket fra 1.5 – 2 km², og Siste Sjanse registrerte til sammen 70 nøkkelbiotoper i områdene. Nøkkelbiotopene utgjorde til sammen 1421 daa, hadde et gjennomsnittsareal på 16.9 daa, og utgjorde i gjennomsnitt 10.6 % av totalt areal (Blindheim og Røsok 1998), og 16 % av skogarealet (Gjerde og Baumann 1999) i hvert forsøksfelt. Andelen areal nøkkelbiotoper av totalarealet av forsøksrutene (å 2.5 daa) i hvert forsøksfelt varierte mellom 4 % og 35 % (Gjerde og Baumann 1999). Det ble kun foretatt artsregistreringer i forsøksrutene. Spørsmålet er hvor effektivt nøkkelbiotopene registrert med Siste Sjanse metodikk fanger opp rødlisteartene.

Relevante resultater og diskusjon

Gjerde og Baumann, red. (1999) har sammenliknet tetthet av rødlistearter i forsøksrutene innenfor og utenfor nøkkelbiotoper i forsøksfeltene:

- ♦ I gjennomsnitt var tettheten av forekomster av rødlistearter 2.6 ganger høyere i SiS-nøkkelbiotopene sammenliknet med tetthet i områdene totalt (Gjerde og Baumann 1999).
- ♦ Innen produktiv gammelskog (alle nøkkelbiotopene var i produktiv skog hogstklasse 4 + 5) var tettheten i nøkkelbiotopene 2.1 ganger gjennomsnittet for gammelskog (Gjerde og Baumann 1999).

Til sammenlikning er MiS-metodens effektivitet for å fange opp rødlistearter beregnet til 3.8 (Gjerde og Baumann 2002). SiS-metoden er altså tilsynelatende ikke like effektiv som MiS-metoden. Forholdstallene for SiS-metodens effektivitet er imidlertid beregnet på en måte som gir et feilaktig bilde av den reelle effektivitet. Tallene for SiS-metodens og MiS-metodens effektivitet er heller ikke sammenliknbare fordi forutsetningene for beregningene er forskjellige. Andre, og mer relevante beregningsmetoder viser at SiS-metoden har markant høyere effektivitet enn det som er presentert av (Gjerde og Baumann 1999). Vi vil i det følgende utype dette ved å vise hvordan slike forholdstall kan regnes ut, og ved å gi talleksempler hentet fra det publiserte materialet fra MiS-prosjektet (Gjerde og Baumann 1999; Gjerde og Baumann 2002) (se vedlegg 3):

Måter å kvantifisere hvor effektivt nøkkelbiotoper fanger opp forekomster:

Gjerde og Baumann, red. (1999) angir at tettheten av forekomster av rødlistearter i gjennomsnitt var 2.6 ganger høyere i nøkkelbiotopene sammenlignet med tettheten i områdene totalt. Dette høres ikke spesielt imponerende ut, spesielt ikke når den tilsvarende verdien for MiS-metoden er 3.8 ganger. Denne måten å indikere nøkkelbiotopenes effektivitet på (heretter kalt *Eff₁*) er imidlertid sterkt misvisende når nøkkelbiotopene er valgt innen reservatskog, slik at de dekker store andeler av arealet. Vi mener det er mer relevant å se på tettheten av forekomster av rødlistearter i nøkkelbiotopene sammenlignet med tettheten utenfor nøkkelbiotopene (heretter kalt *Eff₂*). Et eksempel: Dersom et studieområde har 1 km² gammelskog, en tredjedel (0.33 km²) blir valgt ut som nøkkelbiotoper, og 9 av 10 funn av rødlistearter blir gjort innenfor nøkkelbiotopene, ville likevel nøkkelbiotopene kun ha 2.7

ganger høyere tetthet av rødlistearter enn all gammelskog (9/0.33 delt på 10/1). Eff_1 er altså 2.7. Ser vi på Eff_2 , blir forholdet et ganske annet: Tettheten innenfor er 18 ganger større (9/0.33 delt på 1/0.67); d.v.s. $Eff_2 = 18$. Et annet viktig poeng er at Eff_1 har en øvre grense (se vedlegg 3). For eksempel: I Oppkuven forsøksfelt (Ringerike og Buskerud kommuner) dekket nøkkelbiotoper 35% av det kartlagte området. Selv om absolutt alle rødlistearter hadde ligget innenfor nøkkelbiotopene, så ville tettheten av rødlisteartforekomster være bare 2.86 ganger høyere i nøkkelbiotopene sammenlignet med tettheten i områdene totalt. Selv ekstrem treffsikkerhet i avgrensingen av nøkkelbiotoper ville altså gi en ikke spesielt imponerende verdi for Eff_1 .

Når SiS-metoden ble testet i MiS-prosjektet, valgte man å gjøre dette innen reservatskog. I testen av MiS-metoden, valgte man derimot å gå ut i gjennomsnittlig gammelskog. I slik skog er andelen nøkkelbiotoper lav (typisk rundt 1 %), og Eff_1 og Eff_2 gir omtrent de samme verdiene. Av denne grunn avviser vi derfor at det er mulig å sammenligne effektiviteten til SiS- og MiS-metodene ved bruk av Eff_1 når dekningsgraden av nøkkelbiotoper er høy i testen av den ene metoden. I motsetning vil Eff_2 gi sammenlignbare verdier uavhengig av hvor stor del av området som er nøkkelbiotop, vel å merke dersom vi antar at områdene utenfor nøkkelbiotopene tilsvarer gjennomsnittlig gammelskog (det vil si at man ikke har noen landskaps-økologiske effekter som, for eksempel et "source-sink"-forhold mellom nøkkelbiotopene og nærliggende områder utenfor). Vi valgte derfor å forsøke å estimere Eff_2 for SiS-metoden. Å estimere Eff_2 er imidlertid noe problematisk, da de dataene vi trenger for å estimere dette ikke er gjort tilgjengelige. Vi har gjort dette på to måter (kfr. vedlegg 3 for utledninger):

- 1) Man kan estimere Eff_2 på grunnlag av Eff_1 (oppgitt av Gjerde og Baumann, red. (1999)) og nøkkelbiotopenes dekningsgrad. Denne sammenhengen er utledet i vedlegg 3. Nøkkelbiotopene til sammen dekket til sammen 1421 daa, tilsvarende 13.3 % av hogstklasse 4 og 5 i forsøksfeltene (alle nøkkelbiotopene lå i gammelskog, og 80 % av studieområdene var gammelskog). Benytter vi formel 3 fra vedlegg 3, ser vi at disse tallene betyr $Eff_2 = 3.45$, d.v.s. at tettheten av rødlisteartforekomster var 3.45 ganger høyere i nøkkelbiotopene enn utenfor.
- 2) Gjerde og Baumann, red. (1999) oppgir også at nøkkelbiotopene (13.3 % av gammelskogsarealet) fanget opp 43 % av alle rødlisteforekomster for alle områdene samlet. Om vi antar at praktisk talt alle funn av rødlistearter var i gammelskog, fanget gammelskogsområdene utenfor nøkkelbiotopene ($100 - 13.3 = 86.7$ % av gammelskogsarealet) opp 57 % av forekomstene ($100 - 43$). Dette skulle bety at tettheten av rødlisteartforekomster var 4.9 ganger høyere i nøkkelbiotopene enn utenfor ($[43/10.6]/[57/89.4]$). Noe av grunnen til at vi får to forskjellige verdier for Eff_2 er sannsynligvis at andel areal som nøkkelbiotopene dekker ikke helt samsvarer med andel 50x50 meters ruter som nøkkelbiotopene overlapper med. Det vanskelig å si om dette kan forklare hele forskjellen mellom de to Eff_2 -estimatene uten å ha tilgang til noe mer av tallmaterialet fra MiS.

Et viktig poeng ved sammenlikning av SiS-metodens og MiS-metodens effektivitet er at SiS-metodens effektivitet er testet i områder med reservatkvaliteter, mens MiS-metodens effektivitet ble side testet i "normalt" påvirkede landskap uten reservatkvaliteter i 9 forsøkskommuner (20 tilfeldige prøveflater og 20 utvalgte "viktige livsmiljøer" i hver kommune plukket ut ved MiS-metodikken ble sammenliknet). For å få et mer sammenliknbare tester av datasettene må tettheten av rødlistearter fanget opp i SiS-nøkkelbiotoper sammenliknes med tettheten av rødlistearter i gammel skog i gjennomsnitts-landskapet. Siste Sjanses oppdrag var nettopp å plukke ut biotoper som skilte seg ut fra et *større landskap* enn

de 2 km² som studieområdene var begrenset til. En slik test finnes det imidlertid ikke datagrunnlag for. Følgende tankeeksperiment kan likevel illustrere at en slik sammenlikning trolig ville gitt høyere, og etter vår oppfatning mer reelle, forholdstall enn de som er presentert av Gjerde og Baumann, red. (1999): Resultatene fra MiS-undersøkelsene tyder på at forsøksområdene (representative for skogreservater i Norge) har 4-5 ganger høyere tetthet av rødlistearter for de studerte artsgruppene enn gjennomsnittlig eldre skog i Norge (Gjerde og Baumann 2002). Siden SiS-nøkkelbiotopene i studieområdene hadde i snitt 2,1 ganger høyere tetthet av rødlistearter enn all gammel skog i studieområdene kan dette tilsi at tettheten av rødlistearter i Siste Sjanses nøkkelbiotoper er $2,1 \times 4,5$ (4-5) $\approx$ 8-10 ganger høyere enn gjennomsnittlig gammel skog. Disse tallene gir kun en grov antydning om størrelsesorden for det reelle forholdstallet. En opplagt feilkilde er at generell teori om spredning tilsier at nøkkelbiotoper i større reservater med jevnt relativt høy tetthet med egnede elementer kan forventes å ha høyere forekomst av rødlistearter enn mer isolerte nøkkelbiotoper i det drevne skoglandskapet. Dette kan tilsi at anslaget 8-10 ganger er urealistisk høyt. Videre er forholdstallet 2.1 er fremkommet ved sammenlikning av overlappende arealer (jfr. diskusjon over), noe som på sin side trekket i motsatt retning og tilsier at 8-10 ganger er urealistisk lavt. Uansett tilsier flere faktorer at (Gjerde og Baumann 1999) sitt resultat om at SiS-metoden fanger opp 2.1 ganger flere rødlistearter enn gjennomsnittlig gammel skog er et misvisende lavt resultat, og at det reelle tallet kan være flere ganger høyere.

Konklusjoner

Data fra MiS-prosjektet tilsier at nøkkelbiotoper registrert med SiS-metoden fanger opp signifikant flere rødlistearter enn gjennomsnittlig forekomst i gammel skog. Egne beregninger basert på publisert materiale fra MiS-prosjektet tilsier videre at SiS-metoden er minst like effektiv som MiS-metoden til å fange opp rødlistearter - en effektivitet som Gjerde og Baumann, red. (2002) anser som tilfredsstillende for MiS-metoden.

Kan bruk av arter øke en metodes effektivitet for å fange opp rødlistearter?

Jfr. kap. 2.3.4 vurderer ikke Siste Sjanse enkeltforekomster av rødlistearter for å være egnet som eneste indikator for å velge ut nøkkelbiotoper. Vi har heller ikke definert nøkkelbiotoper strengt som arealer som skal inneholde rødlistearter, men som arealer som er viktige for bevaring av biologisk mangfold. Utvelgelse av SiS-nøkkelbiotoper i MiS-prosjektets forsøksfelt (Blindheim og Røsok 1998) var basert på Siste Sjanse metodikk som beskrevet i denne rapporten; d.v.s. på en kombinasjon av signalarter (her under mange rødlistearter), nøkkelelementer og sjeldenhet for naturtyper (kfr. Haugset m.fl. (1996) og kap. 2.5 denne rapp.). Ovennevnte tester av disse dataene antyder en mulig høyere effektivitet for å fange opp rødlistearter for SiS-metoden enn for MiS-metoden. Metodene har imidlertid, jfr. kap. 2.5, forholdsvis likt utvalg av indikatorer. Unntaket er bruk av arter (rødlistearter, signalarter og andre spesielle arter). Bruk av arter kan dermed tenkes å bidra til å øke en kartleggingsmetodes effektivitet for å fange opp rødlistearter. Dette understøttes av data fra SiS-registreringer i Grytdalen naturreservat (se neste avsnitt), men grundigere undersøkelser er nødvendig for å teste dette.

Grytdalen naturreservat i Telemark

Denne gjennomgangen bygger på Løvdal m.fl. (1999), samt noen tilleggsanalyser av det samme datasettet (funntettheter av rødlistearter og signalarter) som ikke er presentert i prosjektrapporten.

Hovedmål og delmål

Siste Sjanse gjennomførte i 1998 en undersøkelse av Grytdalen naturreservat i Telemark (Løvdal m. fl. 1999). Prosjektets hovedmålsetting var å undersøke hvordan et utvalg av signal- og trivialarter av sopp og et utvalg av signalarter blant lav fordeler seg reservatet, og dette er den mest detaljerte testen SiS har foretatt av egen metode. Det ble ikke gjennomført artsinventurer av alle arter på grunn av ressursbegrensninger, kun et utvalg av signal- og trivialarter. Vi gjorde på forhånd et utvalg av både signalarter og trivialarter av sopp, lav, moser og karplanter som skulle registreres. Artsgruppene vedboende sopp og makrolav ble mest grundig undersøkt. Relevante delmål er:

- a) Sammenlikne Siste Sjanses standardmetode for nøkkelbiotopregistrering som inkluderer bruk av signalarter med en metode som ikke tar hensyn til funn av signalarter.
- b) Sammenlikne forekomsten av signalarter og trivialarter innenfor og utenfor nøkkelbiotoper.
- c) Finne hvilke faktorer som best kunne forklare både artsdiversitet og forekomst av enkelte arter av sopp og lav.
- d) Vurdere mengden naturskog i reservatet.

Metode

All produktiv skog ble undersøkt, til sammen 3745 daa fordelt på 169 markslag. All undersøkt skog er gammelskog (hogstklasse 5). Fordi det ikke finnes bestandskart over området valgte vi eksisterende markslag definert på økonomisk kartverk som undersøkelsesenheter. Det ble ført registreringsskjema for hvert markslag. Læger (3 nedbrytningsstadier), gadd, grove trær (>40 cm for løv- og > 60 cm for bartrær), sjiktning (tre nivåer), bergvegger og store steiner ble nøyaktig telt opp, og antall hogstspor anslått, for alle markslag. I tillegg ble alle brannspor nøyaktig plottet på kart. Nøkkelbiotoper ble definert kun ut fra indirekte indikatorer, og søk etter utvalgte signal- og trivialarter ble foretatt først etter at alle indirekte indikatorer i nøkkelbiotopen var ferdig registrert. Dette for at funn av arter i det gitte utvalg ikke skulle påvirke registranten sin avgjørelse om området skulle defineres som nøkkelbiotop. Nøkkelbiotoper ble registrert ut fra at de skulle inneha kvaliteter som avvek fra det dominerende landskapsbilde; de skulle inneha høyere tetthet av og/eller høyere variasjon i nøkkelelementer (alle nøkkelelementer på Siste Sjanse sitt standard nøkkelbiotopskjema ble da inkludert), ha en sjelden naturtype, eller ha en særegen skogstruktur. Topografi ble også vektlagt i vurderingen. Til analyse av data ble det benyttet GIS-verktøy med romlig analyse. Antall arter og ikke antall funn ble brukt som responsvariabel i testene for artsvariasjon.

Relevante resultater og diskusjon:

Nøkkelbiotoper og naturskog

- ♦ Vi registrerte 28 nøkkelbiotoper fordelt på 6 ulike nøkkelbiotop typer. Disse hadde et gjennomsnittsareal på 13.9 daa og utgjør til sammen 9.3 % av det undersøkte areal. Totalt produktivt areal innenfor nøkkelbiotoper var 349 daa.
- ♦ Variasjonen i nøkkelelementer (beregnet ved hjelp av en variasjonsindeks som representerer diversiteten i nøkkelelementer utenfor) var signifikant høyere i nøkkelbiotopene enn utenfor.
- ♦ 35% av arealet utenfor nøkkelbiotopene ble klassifisert som naturskog etter Andersson og Bohlin (1998).

Artsfunn

- ♦ Vi fant 17 av de 26 utvalgte vedboende soppartene, og i tillegg 8 andre interessante arter. 8 av disse 25 artene er rødlistet; 5 arter i kategori DC, 2 i kategori R og en i kategori E. Rekkekjuka (*Antridia serealis*), svartsoneskjuka (*Phellinus nigrolimitatus*) og granrustkjuka (*Phellinus ferrugineofuscus*) hadde hyppigst forekomst.
- ♦ Blant lav fant vi 18 av de 38 utvalgte signalartene, og i tillegg 4 andre interessante (hvorav 3 er ansett som signalarter). Ingen av lavartene er rødlistede. Lungenever (*Lobaria pulmonaria*) utgjorde 61% av alle lavfunn.

Fordeling av arter og hva nøkkelbiotopene fanget opp

Sopp

- ♦ Tettheten av funn av *rødlistearter* av sopp (antall funn per daa) var 7.2 ganger høyere innenfor nøkkelbiotoper enn utenfor (all undersøkt skog er gammel skog, og arealet av nøkkelbiotopene er i sammenlikningen ikke inkludert i arealet utenfor, jfr. diskusjon i delkap. over).
- ♦ Totalt antall funn av *rødlistearter* blant sopp var 197, fordelt på 8 arter, hvorav 84 innenfor biotoper (fordelt på 7 arter) og 113 utenfor (fordelt på 6 arter). Nøkkelbiotopene fanget altså opp 43 % av de registrerte rødlisteforekomster.
- ♦ 2 av de registrerte *rødlistearter* blant sopp ble kun funnet inne i nøkkelbiotop, mens 1 rødlistart kun ble registrert utenfor nøkkelbiotop.
- ♦ Tettheten av *signalarter* av sopp (antall funn per daa) var 6.9 ganger høyere i nøkkelbiotoper enn utenfor.
- ♦ Totalt antall funn av *signalarter* var 226, fordelt på 16 arter, hvorav 94 funn innenfor nøkkelbiotoper (fordelt på 14 arter) og 132 funn (fordelt på 12 arter) utenfor. Nøkkelbiotopene fanget altså opp 42 % av de registrerte forekomster av signalarter av sopp.
- ♦ 4 signalarter blant sopp ble kun funnet inne i nøkkelbiotoper, mens 2 signalarter kun ble funnet utenfor.
- ♦ Tettheten av *signalarter* av sopp per markslag (antall *signalarter* av sopp per markslag) var signifikant høyere i nøkkelbiotoper enn utenfor.
- ♦ Antall *signalarter* av sopp økte også med økende tetthet av læger (særlig sterkt nedbrutte), med avtagende soleksponering, med økende andel rike vegetasjonstyper og redusert tilgjengelighet for hogst (d.v.s. høytliggende og langt fra Grytdalsvassdraget).
- ♦ Forskningsresultater i terrenget (konkave formasjoner) viste større artsrikdom av signalarter blant sopp enn forhøyninger (konvekse formasjoner).
- ♦ For trivialartene blant sopp var det kun antall læger og topografiske forhold som kunne forklare fordelingen.

Lav

- ♦ Antall funn av signalarter blant lav var 4.6 ganger høyere innenfor nøkkelbiotopene enn utenfor.
- ♦ Det ble totalt gjort 248 funn av signalarter blant lav, fordelt på 21 arter, hvorav 80 funn i nøkkelbiotoper (fordelt på 16 arter), og 168 funn utenfor (fordelt på 18 arter). Nøkkelbiotopene fanget altså opp 32 % av alle funn av signalarter blant lav.
- ♦ 3 signalarter blant lav ble kun funnet inne i nøkkelbiotoper, mens 4 arter kun ble funnet utenfor nøkkelbiotoper.
- ♦ Artsantallet for lav (kun signalarter var inkludert i studiet) var ikke høyere i nøkkelbiotoper enn utenfor.

- ♦ Antall lavarter i et markslag økte med økende bonitet, økt andel rike vegetasjonstyper, med økende bratthet, og med høyere andel gran. Flere av disse forklaringsvariablene er interkorrelerte.
- ♦ 79 % av alle lavfunn var av arter i lungeneversamfunnet, og resultatet kan i høy grad forklares ut fra livskrav til arter i dette samfunnet.

Signalarter: lav + sopp

- ♦ Tettheten av funn av signalarter blant lav og sopp var 5.6 ganger høyere i nøkkelbiotoper enn utenfor (arealet i nøkkelbiotoper er ikke inkludert i arealet utenfor i sammenlikningen, jfr. diskusjon i delkap. over).
- ♦ Totalt antall funn av signalarter var 474, hvorav 174 funn i nøkkelbiotoper, og 300 funn utenfor nøkkelbiotoper. Nøkkelbiotopene fanget altså opp 37 % av alle funn av signalarter i reservatet.
- ♦ Antall signalarter av lav + sopp per 2.5 daa innenfor nøkkelbiotoper var 1.2. Antall signalarter av lav + sopp per 2.5 daa utenfor nøkkelbiotopene var 0.2.
- ♦ Utenfor nøkkelbiotopene var antallet signalarter høyere i naturskogsområder enn for øvrig.

Relevante konklusjoner

- ♦ Nøkkelbiotoper kartlagt ved hjelp av indirekte indikatorer fanget effektivt opp konsentrasjoner av funn av rødlistede sopp (7.2 ganger høyere funntetthet innenfor nøkkelbiotoper enn utenfor).
- ♦ Nøkkelbiotoper registrert ved hjelp av Siste Sjanse metoden uten bruk av rødlistearter eller signalarter fanget effektivt opp høyere funntettheter av signalarter blant lav og sopp enn funntettheten av slike arter utenfor nøkkelbiotopene (5.6 ganger høyere funntetthet innenfor nøkkelbiotoper enn utenfor).
- ♦ Nøkkelbiotopregistrering kun med hensyn på indirekte indikatorer fanget opp en stor andel av forekomstene av signalartene blant vedboende sopp, mens mange forekomster av signalarter blant lav ikke ble fanget opp. Dette antyder at visse nøkkelbiotoptyper (typer som inneholder en del arter av kravfulle lav, men ikke spesielt høyt mangfold av vedboende sopp) må lokaliseres ved hjelp av direkte indikatorer, d.v.s. arter.
- ♦ 81% av signalartene blant sopp og lav og 7 av 8 rødlistearter blant sopp ble fanget opp av nøkkelbiotoper. Til sammen var det 6 registrerte signalarter blant lav og sopp som ikke ble fanget opp av nøkkelbiotoper.
- ♦ Resultatene støtter tidligere undersøkelser som har funnet at artsrikdom for signalarter og rødlistearter av vedboende sopp er sterkt korrelert med mengde og kontinuitet av død ved.
- ♦ Registrering av signalarter gir viktig informasjon om det biologiske mangfoldet. Denne informasjonen fanges ikke opp ved registrering basert utelukkende på utvalgte nøkkel-elementer.
- ♦ Antallet signalarter utenfor nøkkelbiotoper var høyere i naturskogsområder definert etter Andersson og Bohlin (1998) enn i øvrig skog i reservatet (kun gammelskog). Dette indikerer at naturskogsområder kan fylle viktige funksjoner for opprettholdelse av populasjoner av habitatspesialister, og at ivaretagelse av naturskogs kvaliteter gjennom hensynsområder er et hensiktsmessig forvaltningstiltak.
- ♦ At variasjonen i nøkkel-elementer var signifikant høyere i nøkkelbiotopene enn utenfor viser at de skjønsmessige vurderingene av variasjoner i forekomst av nøkkel-elementer som ble gjort i felt stemmer med de faktiske kvantitative mål.

5.2.2 Indirekte tester

MiS-prosjektets tester av MiS-metoden

Formål og metode

MiS-metodikken har blitt testet ved at det totalt sett ble valgt ut 180 prøveflater basert på indirekte indikatorer (kfr. Gjerde og Baumann, red. (2002)), og 180 tilfeldige prøveflater (alle i hogstklasse 4 eller 5) (Gjerde og Baumann 2002). De utvalgte prøveflatene utgjorde ca 1 % av bestandene innen planområdene og ca 0.2 % av arealet. I hver prøveflate ble det lett etter rødlistearter innen gruppene moser, makrolav og vedboende poresopp.

Resultater

I de 107 prøveflatene valgt ut for liggende død ved ble det funnet 86 forekomster av vedboende, rødlistet sopp, og i motsvarende tilfeldige flater ble det funnet 27 forekomster. Med andre ord var det 5.3 ganger så mange rødlistearter innenfor registrerte livsmiljøer som i tilfeldige områder. Tilsvarende tall for prøveflater valgt ut primært på forekomst av neverlav var 9.2, for livsmiljøer for hengslav 16.5 og for livsmiljøer for store bergvegger 5.0; alle med høyere forekomst av rødlistearter innenfor livsmiljøet enn utenfor. Den samlede effektiviteten for alle de utvalgte prøveflater er 3.8 ganger gjennomsnittet for gammelskog. Det er statistisk signifikant flere rødlistearter per prøveflate i de 180 utvalgte prøveflatene enn i de 180 tilfeldige valgte prøveflatene.

Konklusjoner

Konklusjonene til Gjerde og Baumann, red. (2002) er at en effektivitet på 3.8 er tilfredsstillende for MiS-metoden. Testresultatene viser altså iflg. Gjerde og Baumann, red. (2002) at metoden oppfylder prosjektets sentrale målsetting for metoden; at høyt rangerte livsmiljøer skal representere viktige arealer for rødlistearter. Et paradoks knyttet til denne konklusjonen er at verdien av forholdsvis få funn av rødlistearter ansees som avgjørende for å dokumentere at MiS-metoden oppfylder målsettingen med metodikken, mens funn av rødlistearter i praktisk kartlegging samtidig ansees for å ha ubetydelig verdi. En utdyping av dette paradokset er presentert i boks 13.

BOKS 13.

Et paradoks mellom verdivurderingen av funn av rødlistearter ved test av metoden og ved praktisk kartlegging

Gjerde og Baumann, red. (2002) har sterk fokus på forekomst av rødlistearter som argument for at MiS-metoden fungerer tilfredsstillende. Et interessant paradoks ved Gjerde og Baumann, red. (1999) sin argumentasjon om rødlistearters signalverdi for nøkkelbiotoper, og Gjerde og Baumanns, red. (1999) egne resultater og konklusjoner fra testen av metoden er derfor følgende: I gjennomsnitt inneholder prøveflater valgt ut med MiS-metoden 0,9 forekomster av rødlistearter pr 2,5 daa prøveflate. Dette er 3,8 ganger gjennomsnittet for gammelskog. Videre sier Gjerde og Baumann, red. (2002) at "en viktig egenskap for høyt rangerte livsmiljøer er at de skal representere viktige arealer for rødlistearter". Likevel argumenterer Gjerde og Baumann, red. (1999) for at "enkeltfunn av de vanligste rødlisteartene i seg selv er lite egnet som utgangspunkt for å plukke ut nøkkelbiotoper, da de kan representere et relativt tilfeldig utvalg av et stort antall forekomster". Dette til tross for at funn av en rødlisteart faktisk er over gjennomsnittet av det MiS-metoden i testene fremskaffet i de høyest rangerte livsmiljøene.

Resultater fra testing av Svensk Skogforsk sin metode for nøkkelbiotopinventering

Formål og metode

Svensk skogforsk utførte i 1997 en sammenlikning av forekomst av rødlistearter innenfor og utenfor nøkkelbiotoper (Gustafsson 1998). 10 nøkkelbiotoper, og et tilsvarende antall tilfeldige områder i utenfor biotopene (alle hogstklasser) ble registrert for karplanter, moser og lav.

Resultater

I nøkkelbiotopene ble det i gjennomsnitt funnet 4 rødlistearter per ha, mens resultatet utenfor var 1 funn per ha. Altså er rødlistearter ca 4 ganger så vanlige i nøkkelbiotoper som utenfor. Forskjellen var enda mer markant for signalarter, og spesielt signalarter blant moser og lav som var 6-7 ganger vanligere i nøkkelbiotopene (Gustafsson 1998). Gustafsson (2002) har også gjort en større undersøkelse med samme målsetting som presenteres i Gustafsson (1998), og undersøkte her lav, moser og karplanter. Nøkkelbiotopene utgjorde ca 2 % av produktivt skogareal i Sverige. Nøkkelbiotopene viste seg her å inneholde 2-3 ganger så mange forekomster av rødlistearter som resten av den produktive skogen.

Konklusjoner

Konklusjonene til Gustafsson (1998) er at majoriteten av nøkkelbiotopene inneholder rødlistede moser og lav, og at det trolig også finnes enda flere rødlistearter blant artgrupper som ikke er inkludert i studiet. Nøkkelbiotopene fyller altså sin funksjon som levested for rødlistearter.

5.2.3 Oppsummering og konklusjoner fra testene

Resultater fra direkte tester av SiS-metodens effektivitet for å fange opp rødlistearter og refererte tester av MiS-metodikk og svensk Skogstyrelse sin metodikk for kartlegging av nøkkelbiotoper underbygger hypotesen om at "Siste sjanse-metoden er velegnet til å identifisere nøkkelbiotoper (arealer som er viktige for bevaring av biologisk mangfold)". Resultatene indikerer videre at områder med gammel naturskog kan fylle viktige funksjoner for opprettholdelse av populasjoner av habitatspesialister, og at ivaretagelse av gammel naturskog gjennom hensynsområder er et hensiktsmessig forvaltningstiltak. Følgende resultater støtter især disse slutningene:

- ♦ Gjerde og Baumann, red. (1999) sin metode for beregning av nøkkelbiotopenes effektivitet for å fange opp rødlistearter (2.1 og 2.6) i MiS-prosjektet gir misvisende lave resultater. Egne beregninger basert på mer relevante testmetoder viser at nøkkelbiotopene kan ha minst like høy effektivitet (3.45 eller 4.9) for å fange opp rødlistearter som MiS-metodens effektivitet på 3.8. (jfr. overstående diskusjon).
- ♦ Nøkkelbiotoper kartlagt ved hjelp av indirekte indikatorer i Grytdalen naturreservat i Telemark hadde 7.2 ganger høyere funntetthet av rødlistede vedboende sopp innenfor nøkkelbiotoper enn utenfor, og 5.6 ganger høyere funntetthet av signalarter blant lav og sopp enn skogen utenfor (Løvdaal m. fl. 1999). All registrert skog i området var gammel-skog (h.kl. 5).
- ♦ En effektivitet på 3.8 vurderes som tilfredsstillende for MiS-metoden (Gjerde og Baumann 2002) (effektivitet er her tetthet av rødlistearter/ 2.5 daa i viktige livsmiljøer sammenliknet med tilsvarende tetthet i tilfeldig utvalgte gammelskogsbestand).
- ♦ Nøkkelbiotopene registrert med svensk Skogstyrelse sin metode inneholdt ca 4 ganger så høy forekomst av rødlistearter, og 6-7 ganger så høy forekomst av signalarter blant moser

og lav enn skogen utenfor (Gustafsson 1998) (alle hogstklasser inkludert i studiet). Kartleggingsparameterene i SiS-metoden og svensk Skogstyrelse sin metode for utvelgelse av nøkkelbiotoper (Skogstyrelsen 1994) overlapper i stor grad (kfr. kap. 2.5).

- ♦ Antallet signalarter utenfor nøkkelbiotoper var i undersøkelsen av Grytdalen naturreservat i Telemark høyere i naturskogsområder definert etter Andersson og Bohlin (1998) enn i øvrig skog i reservatet (Løvdal m. fl. 1999).

SiS-metoden er et tilfredsstillende verktøy for kartlegging og et egnet grunnlag for videre metodeutvikling

Både de direkte testene av SiS-metoden og testene av tilsvarende metoder som har høy overlapp i utvalg av kartleggingsparametere gir klare indikasjoner på at SiS-metoden fanger opp levesteder for, og konsentrasjoner av, rødlistearter og signalarter. Om nøkkelbiotopene oppfyller målsettingen om å være viktige for bevaring av biologisk mangfold (ut fra Siste Sjanses definisjon på nøkkelbiotoper) er imidlertid et vanskeligere spørsmål å besvare fordi tall på rødlistearter innenfor og utenfor nøkkelbiotoper ikke nødvendigvis tester en slik funksjon. For å undersøke dette kreves andre operative definisjoner av biologisk mangfold enn forekomst av rødlistearter, og det kreves langsiktig overvåking av artsinventaret i både nøkkelbiotoper og skogarealer utenfor nøkkelbiotopene for å måle bevaringseffekten. Dette gjelder uavhengig av hvilken metode som er benyttet for å registrere biotopene. Felles for alle de nevnte undersøkelsene er at det ikke er gjennomført langsiktig overvåking for å teste de utvalgte biotopenes effekt på bevaring av biologisk mangfold.

Eksisterende datamateriale som er presentert her underbygger imidlertid at Siste Sjanse metoden er minst like effektiv som MiS-metodikk og svensk Skogstyrelse sin metodikk til å fange opp rødlistearter i skog for de organismegruppene de tre metodene har begrenset seg til å registrere. Det er stort sett sammenfallende organismegrupper som er undersøkt i de ulike metodene. I forhold til å fange opp arter av insekter, som utgjør ca. 40% av rødlisteartene i skog, er det ingen av metodene som er testet systematisk. Rødlisteartene er den delen av artsmangfoldet som etter dagens kunnskap har størst behov for særskilt forvaltning i skogbehandlingen, og som det fokuseres på i metoder for kartlegging av biologisk mangfold. Tilgjengelige data om SiS-metodens effektivitet tilsier at metoden er et tilfredsstillende verktøy for kartlegging av biologisk mangfold i skog. Vi mener at metoden også er et egnet grunnlag for en eventuell videre metodeutvikling mot en felles nasjonal metodikk for kartlegging av biologisk mangfold.

6 Litteratur

- Almgren, G., 1990. Lövskog; björk, asp och al i skogsbruk och naturvård, Skogsstyrelsen.
- Almgren, G., Ingelög, T., Ehnström, B. og Mörtén, A., 1984. Ädellövskog. Ekologi och skötsel. Skogsstyrelsen.
- Albrechts, L., 1991. Die Bedeutung des toten holzes im vald. Forestw. Cbl., 110: 106 - 113.
- Amcoff, M. og Eriksson, P., 1996. Förekomst av tretåig hackspett, *Picoides tridactylus* på bestands- och landskapsnivå. Ornithologica, 6: 107-119.
- Amcoff, M. og Eriksson, P., in prep. Metodikk för inventering av tretåig hackspett, Delprosjekt Vällén. EU/LIFE-prosjekt, Upplands stiftelsen. Kun sammendrag s.
- Andersson, L. og Appelquist, T., 1987. Lunglav och almlav, indikatorer på värdefull lövskog. Svensk Bot. Tidskr., 81: 185-194.
- Andersson, L.I. og Bohlin, J., 1998. Försvinnande naturskog karteras. Skog & Forskning(1): 66 - 73.
- Andersson, L.I. og Hyttenborn, H., 1991. Bryophytes and decaying wood - a comparison between managed and natural forest. Holarctic Ecology, 14: 121-130.
- Andréén, H., 1994. Effects of habitat fragmentation of birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: A review. Oikos, 71(3): 355-366.
- Andréén, H., Angelstam, P., Lindström, E. og Widén, P., 1985. Differences in predation pressure in relation to habitat fragmentation: an experiment. Oikos, 45: 273-277.
- Angelstam, P., 1998a. Maintaining and restoring biodiversity in European boreal forests by developing natural disturbance regimes. Journal of vegetation science, 9: 593-602.
- Angelstam, P., 1998b. Towards a logic for assessing biodiversity in boreal forests. I: P. Backmann, M. Köhl og R. Päivinen (Red.), Assessment of biodiversity for improved forest planning. Kluwer, s. 301-313.
- Angelstam, P., 1999. Att mäta den biologiska mångfalden i praktiken. Skog & Forskning, 2: 11-17.
- Angelstam, P., 2001. Mål och utvärderingsmetoder för skoglig biologisk mångfald. -Svensk sammenfatning av den tekniske sluttrapporten "Critical habitat thresholds and monitoring tools for the practical assessment of forest biodiversity in boreal forest" til MISTRA, SLU, WWF, Örebro Universitet, Örebro. 26 s.
- Angelstam, P. og Andersson, L., 1997. I hvilken omfatning behøver arealen skyddad skog i Sverige utøkas før att biologisk mangfold skal bevares. SOU 1997:97, Bilag 4.
- Angelstam, P., Rosenberg, P. og Rulcker, C., 1993. Aldrig, sällan, ibland, ofta. Skog & Forskning, 1/93: 34-41.
- Appelquist, T. og Nordén, B., 1997. Koninuitet - ett mångtydigt begrep. Svensk Bot. Tidskr., 91.
- Arup, U., Ekman, S., Kärfelt, I. og Mattsson, J.-E. (Red.), 1997. Skyddsvärda lavar i sydvästra Sverige. SBF-förlaget, Lund.
- Aulén, G., 1988. Ecology and distribution of the White-backed woodpecker *Dendrocopos leucotos* in Sweden. Rapport 14, Institutionen för viltekologi, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Austad, I., Lea, B.O. og Skogen, A., 1985. Kulturpåvirkete edellauvskog. Utprøving av et metodeopplegg for istandsetting og skjøtsel. Økoforsk rapport 1985-01, Økoforsk. 55 s.
- Axelsson, A.-L. og Östlund, L., 2000. Retrospective gap analysis in a Swedish boreal forest landscape using historical data. Forest Ecology and Management, 122/123 (2000): s. 1-14.
- Bader, P., Jansson, S. og Jonsson, B.G., 1995. Wood-inhabiting fungi and substratum decline in selectively logged boreal spruce forests. Biological conservation, 72(3): 355-362.
- Bakke, A., 1998. Skultrevassåsen i Drangedal: Skogreservat i særklasse. Skogeieren(1998-9): 24-25.
- Bakke, A., 1999. High diversity of saproxylic beetles in a hemiboreal mixed forest reserve in the south of Norway. Scandinavian Journal of forest research, 14(3): 199 - 208.
- Baumann, C., Gjerde, I., Blom, H.H., Sætersdal, M., Nilsen, J.-E., Løken, B. og Ekanger, I. (Red.), 2001. Miljøregistrering i skog - biologisk mangfold. Håndbok i registrering av livsmiljøer i skog, Totalt 4 hefter. Skogforsk, NIOJ, Landbruksdepartementet.
- Begon, M., Harper, J.L. og Townsend, C.R., 1990. Ecology. Blackwell Scientific Publications, 945 s.
- Bekken, J., 1988. Moderne skogbruks innvirkning på artsrikdom hos fugl: Oppsummering av kunnskap basert på litteraturstudium. Rapport fra Skogforsk, 7: 1-37.
- Bekken, J., 1991. Hakkespetter og skogbruk. Vår Fuglefauna, 14(1): 45-50.
- Bekken, J., 1994. Dvergspett *Dendrocopos minor*. I: J.O. Gjershaug, P.G. Thingstad, S. Eldøy og S. Byrkjeland (Red.), Norsk Fugleatlas. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu, s. 308.
- Bendixen, E., 1994. Fennoscandian forestry and its effects on the fungus flora, especially with regard to threatened species. Agarica, 12.
- Bendixen, E., Høiland, K., Brandrud, T.E. og Jordal, J.B., 1997. Truede og sårbare sopparter i Norge - en kommentert rødliste. Fungiflora.
- Berg, Å., Ehnström, B., Gustafsson, L., Hallingbäck, T., Jonsell, M. og Weslien, J., 1994. Threatened plant, animal, and fungus species in Swedish forests: Distribution and habitat associations. Conservation Biology, 8(3): 718-731.

- Berg, Å., Ehnström, B., Gustafsson, L., Hallingbäck, T., Jonsell, M. og Weslien, J., 1995. Threat levels and threats to red-listed species in Swedish forests. *Conservation Biology*, 9(6): 1629-1633.
- Bergo, G., 1995. Hønehauken i Norge - utbreiing og bestandsforhold. I: T. Nygård og B. Wiseth (Red.), Hønehauken i skogbrukslandskapet. Rapport fra et symposium 23-24 mars ved NINA i Trondheim og Høgskolen i Nord-Trøndelag. NINA temahefte. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim, s. 8-14.
- Bjørndalen, J.E., 1988. Nedbygging av naturareal i et pressområde gjennom 15 år, belyst ved hjelp av vegetasjonskart over Grenland. *Rapp. Bot. Ser. 1987 - 1*, Univ. Trondheim Vitensk. Mus. Rapp. 55 - 62 s.
- Blindheim, T., 1999. Nøkkelibiotoper i skog i Lørenskog og Rælingen kommuner, Akershus. Siste Sjanse-rapport 1999 - 5, Siste Sjanse. 71 s.
- Blindheim, T., 2001. Kartlegging og verdisetting av naturtyper i Bærum kommune. Siste Sjanse-rapport 2001-2. 36 s.
- Blindheim, T. og Røsok, Ø. 1998. Nøkkelibiotopregistreringer i forsøksfelt på Oppkuven, Geitaknottane, Gartlandsdalen, Sollia, Havsåsen og Gudbrandseterfjell. Siste Sjanse-rapport 1998 - 1.
- Boddy, L. og Watkinson, S.C., 1995. Wood decomposition, higher fungi, and their role in nutrient redistribution. *Canadian Journal of Botany*, 73: 1377-1383.
- Bonde, R. og Schulz, E.S., 1943. Potato refuse piles as a factor in the dissemination of late blight. *Maine. Agric. Exp. Stn. Bull.*, 416.
- Borgos, G., 1994. Lavskrike *Perisoreus infaustus*. s.440. I: J.O. Gjershaug, P.G. Thingstad, S. Eldøy og S. Byrkjeland (Red.), Norsk Fugleatlas. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.
- Borgos, G. og Hogstad, O., 2001. Lavskrika vinterstid. *Vår Fuglefauna*, 24(4): 155 - 163.
- Boström, U., Edenius, L. og Eriksson, P., 1991. Skyddsvärda Fågelbiotoper i norra Sveriges skogar. Faunavård i skogsbruket, 4. Skogbruksstyrelsen og Sveriges Ornitologiska Förening, 60 s.
- Botkin, D. og Keller, E., 1998. *Earth As a Living Planet*, review guide, 2nd edition.
- Brandrud, T.E., 1986. Det sørlige og sørøstlige edelløvskogselementet blant jorboende storsopper i Norge. *Agarica*, 7(210-200).
- Brandrud, T.E., 1997. Biologisk mangfold, verneverdi og forekomster av sjeldne/truete sopparter og orkideer i Gullerudtjern-Grunntjern-området, Åsa, Ringerike. NIVA-rapport LNR 3697-97, NIVA. 20 s.
- Brandrud, T.E., 1998. Biologisk mangfold i verneområder på Ringerike. Vann- og sumpvegetasjon, samt sopppflora i tilknytning til kroksjøer langs Storelva og i deltaet i Nordre Tyrifjorden. NIVA-Rapport LNR 3856-98, NIVA. 44 s.
- Brandrud, T.E. og Bendiksen, E., 2001. Artsdiversitet og populasjonsdynamikk hos slørsopper (*Cortinarius*) knyttet til linde-hasselskoger på kalk - et truet element av mykorrhizasopper i Norge. NINA Forskningsrapport (i trykk).
- Bredesen, B., Haugan, R., Anderaa, R., Lindblad, I., Økland, B. og Røsok, Ø. 1997. Vedlevende sopp som indikatorarter på kontinuitet i østnorske granskoger. *Blyttia*, 54: 131 - 140.
- Bredesen, B., Røsok, Ø., Anderaa, R., Økland, B. og Haugan, R., 1994. Siste Sjanse. Vurdering av indikatorarter for kontinuitet, granskog i Øst-Norge. NOA-rapport 1994 - 1.
- Bringeland, R. og Fjære, T., 1981. Trekk fra hekkebiologien hos hvitryggspett *Dendrocopos leucotos* i Norge. *Fauna Norvegica*, ser C, Cinclus, 4(1): 40-46.
- Bull, E.L., 1983. Longevity of snags and their use by woodpeckers. I: J.W. Davis, G.A. Goodwin og R.A. Ockenfels (Red.), *Snag habitat management*. Rep. RM. USDA For. Serv. Gen. Tech., Fort Collins, s. 66-67.
- Cederberg, B., 2001. Skogsbrukets effekter på rødlistede arter. *Rapporterar 4*, ArtDatabanken SLU, Uppsala. 52 s.
- Cederberg, B., Ehnström, B., Gärdenfors, U., Hallingbäck, T., Ingelög, T. og Tjernberg, M., 1997. De trädbärande impedimentens betydelse för rödlistade arter. *ArtDatabanken rapporterar 1*, ArtDatabanken SLU, Uppsala.
- Chen, J., Franklin, J.F. og Spies, T.A., 1995. Growing-season microclimatic gradients from clearcut edges into old-growth douglas-fir forests. *Ecological Applications*, 5(1): 74-86.
- Collinge, S.K., 1996. Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning. *Landscape and Urban Planning*, 36: 59-77.
- Cramp, S. og Perrins, C.M. (Red.), 1994. *The Birds of the Western Palearctic*. Vol VIII. Crows to Finches. Oxford University Press, Oxford/New York, 899 s.
- Crites, S. og Dale, M.R.T., 1998. Diversity and abundance of bryophytes, lichens, and fungi in relation to woody substrate and successional stage in aspen mixedwood boreal forests. *Canadian Journal of Botany*, 76: 641-651.
- Dahl, K., 1996. Naturverdier i tre reservater i Telemark fylke. Siste Sjanse-notat 1996.

- Dahl, K., 1998. Habitatkrav og romlig fordeling for tre arter vedboende sopp i gammelskog; *Trichaptum abietinum* fiolkjuka, *Fomitopsis pinicola* rødrandkjuka og *Phellinus ferrugineofuscus* granrustkjuka. Cand. Scient. Thesis, Universitetet i Oslo.
- Dahl, K., 2000. Nøkkelbiotoper og Hensynsområder i Gjerstad, Brøsjø og Henseid statskoger. Statskog Sølvverket.9-2000, Statskog Ressursdata. 1-94 s.
- Dahl, K. og Heggland, A., 1999. Nøkkelbiotoper i Nes på Romerike. Nes kommune vest for Glomma. Siste Sjanse-rapport 1999 - 2.
- Danielsen, J., 1991. Jerpa og skogbruket. Vår Fuglefauna, 14(1): 57-61.
- Direktoratet for Naturforvaltning, 1994. Skogens naturlige dynamikk. DN-rapport 1994-5, Direktoratet for Naturforvaltning. 47 s.
- Direktoratet for Naturforvaltning, 1996. Status for verneområde der verneverdiane er trua. DN-rapport 1996-1.
- Direktoratet for Naturforvaltning, 1999a. Barskog i Øst-Norge. Utkast til verneplan. Fase II. DN-rapport 1999-4.
- Direktoratet for Naturforvaltning, 1999b. Kartlegging av naturtyper - verdisetting av biologisk mangfold. DN-håndbok 13. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim, 238 s.
- Direktoratet for Naturforvaltning, 1999c. Nasjonal rødliste for truede arter i Norge 1998. DN-rapport 1999-3. 161 s.
- Direktoratet for Naturforvaltning, 2000. Kartlegging av ferskvannslokaliteter. DN-håndbok 15. Direktoratet for Naturforvaltning, Trondheim.
- Dowding, P., 1969. The dispersal and survival of spores of fungi causing bluestain in pine. Trans. Br. Mycol. soc., 52: 125-137.
- Dynesius, M., 2001. Spatial and evolutionary aspects of species diversity, species traits, and human impact with examples from boreal riparian and forest plant communities. Dissertation Thesis, Umeå University, Umeå, 15 + 4 app. s.
- Dynesius, M. og Jonsson, B.G., 1991. Dating uprooted trees: comparison and application of eight methods in a boreal forest. Canadian Journal of Forest Research, 21: 655-665.
- Edenius, L. og Elmberg, J., 1996. Landscape level effects of modern forestry on bird communities in North Swedish boreal forests. Landscape Ecology, 11(6): 325-338.
- Edenius, L. og Sjöberg, K., 1997. Distribution of birds in natural landscape mosaics of old-growth forests in northern Sweden: relations to habitat area and landscape context. Ecography, 20: 425-431.
- Ehnström, B., 1999. Red-listed beetles on Scots pine (*Pinus sylvestris*) in Sweden, XXIV Nordic Congress of Entomology, s. 55 - 61.
- Ehnström, B., 2001. Leaving dead wood for insects in boreal forest - suggestions for the future. Scandinavian Journal of Forest Research, Supplement No. 3: 91-99.
- Ehnström, B., Gärdenfors, U. og Lindelöw, Å. 1993. Swedish Red List of Invertebrates, Databanken för hotade arter, Uppsala.
- Ehnström, B. og Waldén, H., 1986. Faunavård i skogsbruket. Del 2: Den lägre faunaen. Skogsstyrelsen, Jönköping, 351 s.
- Ek, T., Wadstein, M. og Johannesson, J., 1995. Varifrån kommer lavar knutna til gamla ekar. Svensk Bot. Tidskr., 89: 335-343.
- Ek, T., Wadstein, M. og Svensson, L., 2001. Lång skoglig kontinuitet ock några lavar i östgötska sumskogar. Svensk Bot. Tidskr., 95 (6).
- Ekman, S., 1997. Förändringar i lavfloran. I: U. Arup, S. Ekman, I. Kärnefelt og J.-E. Mattsson (Red.), Skyddsvärda lavar i sydvästra Sverige. SBF-förlaget, Lund, s. 62-92.
- Engelmark, O., 1997. Brann og andre forstyrrelsesårsaker i boreale skoger, økologiske variasjoner og praktiske tilpasninger. I: K. Solbraa (Red.), Brannflatedynamikk i skog. Aktuelt fra skogforsk. Norsk institutt for skogforskning, Institutt for skogfag, Norges landbrukshøgskole.
- Enoksson, B., Angelstam, P. og Larsson, K., 1995. Deciduous forest and resident birds - the problem of fragmentation within a coniferous forest landscape. Landscape Biology, 10(5): 267-275.
- Erikstad, L., 1997. Geological heritage and environmental impact assessment: Can quality and quantity by merged? I: P.G. Marinos, G.C. Koukis, G.C. Tsiambaos og G.C. Stournaras (Red.), Engineering Geology and the Environment, s. 2927-2931.
- Esseen, P., Hedenås, H. og Ericson, L., 1999. Epifytiske lavar som mangfaldsindikatorer. Skog & Forskning, 2/99: 40-45.
- Esseen, P. og Renhorn, K., 1998. Edge effects on an epiphytic lichen in fragmented forests. Conserv. Biol., 12: 1307-1317.
- Esseen, P.-A., Ehnström, B., Ericson, L. og Sjöberg, K., 1997. Boreal forest. Ecological Bulletins, 46: 16-47.
- Esseen, P.-A., Ehnström, B., Ericson, L. og Sjöberg, K., 1992. Boreal forests - the focal habitats of Fennoscandia. I: L. Hansson (Red.), Ecological principles of nature conservation. Elsevier Applied Science, s. 228-238.

- Fiedler, P.L., Habitat fragmentation and its demographic consequences: Overview and recommendations, Norway/UENP Expert Conference on Biodiversity, s. 74-83.
- Framstad, E., Bendiksen, E., Flatberg, K.I., Frisvoll, A., Holien, H., Høyland, K., Prestsø, T. og Svalastog, D., 1995a. Planter i boreal skog - effekter av lokale økologiske faktorer, skogsdrift og omgivelser på arts mangfoldet. Fra forskningsprogrammet "Skogøkologi og flersidig skogbruk" 24, NISK. 26 s.
- Framstad, E., Bendiksen, E. og Korsmo, H., 1995b. Evaluering av verneplan for barskog. NINA Fagrapport 8, NINA. 36 s.
- Framstad, E., Økland, B., Bendiksen, E., Bakkestuen, V., Blom, H. og Brandrud, T.E., 2002. Evaluering av skogvernet i Norge. Fagrapport 54, NINA. 146 s.
- Frelich, L.E. og Puettmann, K., 1999. Restoration ecology. I: M.L.J. Hunter (Red.), Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems. Cambridge University Press, Cambridge, s. 498-525.
- Fremstad, E., 1997. Vegetasjonstyper i Norge. NINA Temahefte. NINA, Trondheim.
- Fremstad, E. og Elven, R. (Red.), 1987. Enheter for vegetasjonskartlegging i Norge. Økoforsk utredning, 1987:1, Trondheim.
- Fremstad, E. og Moen, A., 2001. Truete vegetasjonstyper i Norge. Rapport botanisk serie 2001-4, Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet. Vitenskapsmuseet. 231 s.
- Fridman, J. og Walheim, M., 2000. Amount, structure, and dynamics of dead wood on managed forestland in Sweden. FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT, 131(1-3): 23-36.
- Fries, C., Johansson, O., Pettersson, B. og Simonsson, P., 1997. Silvicultural models to maintain and restore natural stand structures in Swedish boreal forests. Forest Ecology and Management, 94: 89-103.
- Frisvoll, A.A. og Blom, H.H., 1997. Trua moser i Noreg med Svalbard. Førebelse faktaark. Botanisk Notat 1997-3, Norges teknisk - naturvitenskapelige universitet. 1-169 s.
- Fritz, Ö. og Larsson, K., 1996. Betydelsen av skoglig kontinuitet for rødlistede lavar. En studie av halländsk bokskog. Svensk Bot. Tidskr., 90: 241-262.
- From, J. og Delin, A. (Red.), 1995. Art- och biotopbevarande i skogen med utgångspunkt från Gävleborgs län. Skogvårdsstyrelsen i Gävleborgs län.
- Gandhi, K.J.K., Spence, J.R., Langor, D.W. og Morgantini, L.E., 2001. Fire residuals as habitat reserves for epigeic beetles (Coleoptera: Carabidae and Staphylinidae). Biological Conservation, 102: 131-141.
- Gauslaa, Y., 1992. Urskogslaver. Faginfo SFFL (Statens fagtjeneste for landbruket), 23: 52-63.
- Gauslaa, Y., 1994. Lungenever (Lobaria pulmonaria) som indikator på artsrike kontinuitetsskoger. Blyttia, 52: 119 - 128.
- Gauslaa, Y. og Ohlson, M., 1997. Et historisk perspektiv på kontinuitet og forekomst av epifyttiske lavar i norske skoger. Blyttia, 55(1/1997): 15-27.
- Gauslaa, Y. og Solhaug, K.A., 1996. Differences in the susceptibility to light stress between epiphytic lichens of ancient and young boreal forest stands. Functional ecology, 10: 344 - 354.
- Gilpin, M.E. og Soulé, M.E., 1986. Minimum viable population: Processes of species extinction. I: M.E. Soulé (Red.), Conservation biology. The science of scarcity and diversity, Sinauer, Sunderland, Massachusetts, s. 19-34.
- Gjerde, I. og Baumann, C. (Red.), 1999. Miljøregistrering i skog - biologisk mangfold. 2. prosjektmøte, Oslo 11. mai 1999. Presentasjon av et utvalg studier i prosjektet. Aktuelt fra skogforskningen, 6/99.
- Gjerde, I. og Baumann, C. (Red.), 2002. Miljøregistrering i skog - biologisk mangfold. Hovedrapport. Skogforsk. Norsk institutt for skogforskning, Ås, 224 s.
- Gjerde, I., Rolstad, J. og Rinden, H., 1992. Hvitryggspetten på Østlandet: Hekkehabitat og bestandsutvikling sett i forhold til driftsendringer i landbruket. Rapp. Skogforsk 1992-15. Rapport 4 fra forskningsprogrammet "Skogøkologi og flersidig skogbruk". 42 s.
- Gjerde, I. og Sætersdal, M., 1996. Treslagsskifte og fugl på Vestlandet. Effekter av granplantning i kystfuruskog på fuglefaunaen, og aktuelle tiltak i skogbruket. Aktuelt fra Skogforsk, 9-96: 1-15.
- Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. og Byrkjeland, S. (Red.), 1994. Norsk fugleatlas - Hekkefuglenes utbredelse og bestandsstatus i Norge. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu, 552 s.
- Gundersen, V. og Rolstad, J., 1998a. Nøkkelbiotoper i skog, en vurdering av nøkkelbiotoper som forvaltningstiltak for bevaring av biologisk mangfold i skog. Oppdragsrapport 5/98, Norsk institutt for skogforskning. 1-61 s.
- Gundersen, V. og Rolstad, J., 1998b. Truete arter i skog. En gjennomgang av rødlistearter i forhold til norsk skogbruk. Oppdragsrapport 6/98, NISK, Ås. 74 s.
- Gundersen, V. og Rolstad, J., 2000. Rev (*Vulpes vulpes*) og mår (*Martes martes*) i boreal skog: Har habitatfragmenteringen medført økt predasjonstrykk? Fauna, 53(4): 186-198.
- Gunnarsson, B., Pettersson, R.B., Hake, M., Hultengren, S. og Sjöberg, K., 1999. Spindlar ock skalbaggar som indikatorer i barrskog. Skog & Forskning, 2/99: 46-52.
- Gustafsson, L., 1993. "Biotopyramid". Gran-blandsumpskog-sydvästlig variant. Skogskontakt, 1. Svenska Naturskyddsföreningen.

- Gustafsson, L., 1998. Nyckelbiotoper - russinen i kakan, Utvecklingskonferens-98. Skogforsk, Sverige, s. 1-6.
- Gustafsson, L., 1999. Tankarna bakom skogbrukets indikatorarter. Svensk botanisk tidskrift, 92: 273-281.
- Gustafsson, L., 2000. Red listed species and indicators: vascular plants in woodland key habitats and surrounding production forest in Sweden. Biological Conservation, 92: 35-43.
- Gustafsson, L., 2002. Presence and abundance of red-listed plant species in Swedish forests. Conserv. Biol., i trykk.
- Gustafsson, L., Ehnström, B., Hallingbäck, T., Jonsell, M. og Weslien, M.J., 1995. Faktablad. Fakta skog 2, SLU, Uppsala.
- Gustafsson, L. og Eriksson, I., 1995. Factors of importance for the epiphytic vegetation of aspen *Populus tremula* with special emphasis on bark chemistry and soil chemistry. Journal of Applied Ecology, 32(412-424).
- Gustafsson, L. og Hallingbäck, T., 1988. Bryophyte flora and vegetation of managed and virgin coniferous forests in South-West Sweden. Biological Conservation, 44: 283-300.
- Gustafsson, L. og Hansson, L., 1997. Corridors and conservation tool. Ecological Bulletins, 46: 182-190.
- Gustafsson, L., Jonsson, B.G. og Kruys, N., 1999. Förekomst av sällsynta växter i produktionsskogen - en värdebedömning på tillståndet. Skog & Forskning, 2/99.
- Gustafsson, L., Weslien, J., Palmér, C.H. og Sennerby-Forsse, L. (Red.), 1998. Biodiversity in managed forests - concepts and solutions, Sweden 1997. Skogforsk Report, 1, 1-153 s.
- Gaarder, G., 1997. Huldrestyr og andre kryptogamer i fuktige granskoger i sørlige deler av Oppland. NOA-rapport 1997-1, Siste Sjanse. 85 s.
- Gaarder, G. og Blindheim, T., 1999. Nøkkelbiotoper i skog i Drangedal kommune. Siste Sjanse-rapport 1999 - 3.
- Gaarder, G. og Haugan, R., 1998. Nøkkelbiotoper i Suldal kommune. NOA-rapport 1998-1, Siste Sjanse.
- Gaarder, G., Holtan, D., Jordal, J.B. og Oldervik, F., 2002. Evaluering av skogvernet i Møre og Romsdal. Upublisert notat.
- Hafstad, I., 2002. Hønsheauk vs. skogbruket - en kilde til stadig konflikt. Vår fuglefauna, 2: 82-86.
- Hafsten, U., 1985. The immigration and spread of spruce forest in Norway, traced by biostratigraphical studies and radiocarbon datings. A preliminary report. Norsk geografisk tidsskrift, 39: 99-108.
- Haftorn, S., 1971. Norges Fugler. Universitetsforlaget, 862 s.
- Haila, Y., Hanski, I. og Raivio, S., 1987. Breeding bird distribution in fragmented coniferous taiga in southern Finland. Ornis Fennica, 64: 90-106.
- Hallingbäck, T., 1991. Mossor som indikerer skyddsvärd skog. Svensk Bot. Tidskr., 85: 321-332.
- Hallingbäck, T. og Aronsson, G. (Red.), 2002. Ekologisk katalog över storsvampar och myxomyceter (nätversionen). ArtDatabanken SLU, Uppsala. Dato for bruk av elektronisk kilde: 01.05.2002.
- Hallingbäck, T. og Weibull, H., 1996. En värdepyramid av mossor för naturvårdsbedömning av ädellövskog. Svensk botanisk tidsskrift, 90: 129-140.
- Hamilton, W.D., 1987. Evolution and diversity under bark. I: L.A. Mound og N. Waloff (Red.), Diversity of insect faunas. Blackwell, s. 154-175.
- Hansen, L.O. og Aarvik, L., 2000. Sjeldne insekter i Norge 3. NINA-fagrapport 058, NINA.
- Hanski, I., 1999a. Habitat connectivity, habitat continuity and metapopulations in dynamic landscapes. Oikos, 87: 209-219.
- Hanski, I., 1999b. Metapopulation ecology. Oxford University Press, Oxford.
- Hanski, I., 2000. Extinction debt and species credit in boreal forests: modelling the consequences of different approaches to biodiversity conservation. Ann. Zool. Fennici, 37: 271-280.
- Hanski, I.A. og Gilpin, M.E. (Red.), 1996. Metapopulation biology, ecology, genetics and evolution. Academic press, Inc.
- Hanski, I., Moilanen, A. og Gyllenberg, M., 1996. Minimum viable metapopulation size. American Naturalist, 147: 527-541.
- Hanssen, O., 1995. Insekter i tørre og råtnende trær. Insekt-Nytt, 20(1/2): 27-40.
- Hanssen, O., 1999. Insekter i hule trær. Insekt-nytt, 24(2/3): 35-44.
- Hanssen, O. og Hansen, L.O., 1998. Verneverdige insekthabitater. Oslofjordområdet. NINA Oppdragsmelding 546. 132 s.
- Hansson, L. (Red.), 1992. Ecological principles of nature conservation. The ecology of dispersal in relation to conservation. Elsevier Applied Science London, 162-200 s.
- Hansson, L., 1996. Hyggeskanter og biologisk mangfold. Fakta Skog, 22 (1996).
- Hansson, L. (Red.), 1997. Boreal ecosystems and landscapes - structures, functions and conservation of biodiversity. Ecological Bulletins, 46, 1-46 s.
- Hansson, P. og Skjellberg, U., 2002. EU-pengar restaurerer Umeälvens delta, Vår Fågelvärld, s. 22-23.
- Harding, P.T. og Alexander, K.N.A., 1993. The saproxylic invertebrates of historic parklands: progress and problems. English Nature Science, 7: 58-73.

- Haugan, R., 1996. Arealandel av kontinuitiespregete granskoger rundt Oslo. NOA--rapport 1996-2, Siste Sjanse. 1-33 s.
- Haugan, R., Bratli, H. og Gaarder, G., 1994. Mjuktjafs, *Evernia divaricata*, og andre sjeldne og truede lav- og sopparter i Liaskogen og Skamåni i Aurdal, Oppland. Blyttia, 52(3): 107-117.
- Haugset, T., Alfredsen, G. og Lie, M.H., 1996. Nøkkelbiotoper og arts mangfold i skog. Siste Sjanse, Oslo.
- Haugset, T., Whist, C. og Kauserud, H., 1998. Verneverdig barskog i Telemark og Aust-Agder, registreringer til utvidet verneplan for barskog. NOA-Rapport 1998-2, Siste Sjanse. 90 s.
- Haugset, T. og Whist, C.M., 1997. Verneverdig barskog i Vestfold og Vest-Agder, registreringer til utvidet verneplan for barskog. NOA-Rapport 1997-2, Siste Sjanse. 86 s.
- Hedberg, J., Johansson, T. og Angelstam, P., 1998. Dalaskog. Pilotprosjekt i landskapsanalyse 1998:3, Skogsstyrelsen, Jönköping. 45 s.
- Heggland, A., 2000a. Edelløvs skogsreservater i Telemark. Dokumentasjon av naturverdier og innspill til skjøtsel. Siste Sjanse-rapport 2000 - 3.
- Heggland, A., 2000b. Naturverdier i Skirvedalen. Et studie av Skirvedalen naturreservat i Telemark og Buskerud. Siste Sjanse-rapport 2000 - 1. 31 s.
- Heggland, A., 2001. Kalkfuruskogsreservater i Telemark. Dokumentasjon og innspill til skjøtsel. Siste Sjanse-rapport 2001-3. 68 s.
- Heggland, A. og Gaarder, G., 2000. Naturundersøkelser i Kvellandsfossen, Listeid og Nakkestad naturreservater, Vest-Agder. Siste Sjanse-rapport 2000 - 2. 30 s.
- Helle, P. og Järvinen, O., 1986. Population trends of North Finnish land birds in relation to their habitat selection and changes in forest structure. Oikos, 46: 107-115.
- Higgs, E.S., 1997. What is good ecological restoration. Conserv. Biol., 11(2): 338-348.
- Hilmo, O., 2001. Lichen response to environmental changes in managed boreal forest systems. Dr. scient Thesis, NTNU, Trondheim.
- Hilmo, O. og Holien, H., 2002. Epiphytic Lichen response to the Edge Environment in a Boreal *Picea abies* Forest in Central Norway. The Bryologist, 105(1): 48-56.
- Hogstad, O., 1976. Interseksuell deling av forplantningsterritoriet hos tretåspett. Sterna, 15(1): 5 - 10.
- Hogstad, O. (Red.), 1991. Norges Dyr. Fuglene 3. J.W. Cappelens forlag.
- Hogstad, O., 1994. Tretåspett *Picoides tridactylus*, s 310. I: J.O. Gjershaug, P.G. Thingstad, S. Eldøy og S. Byrkjeland (Red.), Norsk Fugleatlas. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.
- Hogstad, O. og Stenberg, I., 1994. Habitat selection of a viable population of White-backed Woodpeckers *Dendrocopos leucotos*. Fauna norv. Ser. C, Cinclus, 17: 75-94.
- Hogstad, O. og Stenberg, I., 1997. Breeding success, nestling diet and parental care in the White-backed Woodpecker (*Dendrocopos leucotos*). Journal für Ornithologie, 138: 25-38.
- Holien, H., 1996a. Influence of site and stand factors on the distribution of crustose lichens of the caliciales in a suboceanic spruce forest area in central Norway. Lichenologist, 28(4): 315-330.
- Holien, H., 1996b. Studies of Lichens in Spruce Forest of Central Norway. Dr. Scient. Thesis, Norges teknisk-naturvitenskapelige Universitet, Trondheim.
- Holien, H., 1998. Lichens in spruce forest stands og different successional stages in central Norway with emphasis on diversity and old growth species. Nova Hedwigia, 66(3-4): 283-324.
- Holtan, D. og Grimstad, K.J., 2000. Kartlegging av biologisk mangfold i Norddal - biologiske undersøkingar i 1999. Norddal kommune. Rapport. 96 s.
- Hultengren, S., 1995. Något om lavfloran på en västsvensk ek. Svensk Botanisk Tidskrift, 89: 165-170.
- Hultengren, S. og Norden, B., 1996. Blylav, *Degelia plumbea* - ekologi ock aktuell utbredning i sydvästra Sverige. Svensk Bot. Tidskr., 90: 1-9.
- Huxel, G.R. og Hastings, A., 1999. Habitat loss, fragmentation and restoration. Restoration Ecology, 7: 309-315.
- Høeg, H.I., 1978. The immigration of *Picea abies* to southeastern Norway with special regard to Telemark (a preliminary report). Norwegian Journal of Botany, 25: 19-21.
- Hörnsten, L., Nohlgren, E. og Aldentun, Y., 1995. Brann ock bränning - en litteraturstudie. Redogörelse 9, Skogforsk.
- Hågvar, S., 1991. Hakkespetter. I: O. Hogstad (Red.), Norges Dyr. Fuglene 3. J. W. Cappelens Forlag AS, Oslo.
- Håland, A., 1985. Vestnorske skoger. Skogbruk, fugl og forvaltning. Vår Fuglefauna, 8(4): 239 - 254.
- Håpnes, A., Haugan, R., Bredesen, B. og Rinden, H., 1993. Siste Sjanse, en håndbok om skogøkologi og indikatorarter. Siste Sjanse og WWF.
- Ims, R.A., 1991. Smågnagerne og bestandsskogbruket. Fauna, 44(1): 62-69.
- Ingelög, T., Thor, G. og Gustafsson, L. (Red.), 1987. Floravård i skogsbruket, del 2 - artdel (2nd ed.). Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Isaksen, K., Syvertsen, P.O., Kooij, J.v.d. og Rinden, H. (Red.), 1998. Truede pattedyr i Norge: faktaark og forslag til rødliste. Norsk Zoologisk Forening, Rapport 5, 182 s.

- Jansson, G., 1998. Guild indicator species on a landscape scale - an example with four avian habitat specialists. *Ornis Fennica*, 75(3): 119-127.
- Jansson, G., Andrén, H. og Mikusinski, G., 1999. Indikatorer i skogslandskapet for mangfold av stannfåglar. *Skog & Forskning*, 2/99: 35-39.
- Jonsell, M. og Nordlander, G., 2002. Insects in polypore fungi as indicator species: a comparison between forest sites differing in amounts and continuity of dead wood. *Forest Ecology and Management*, 157: 101-118.
- Jonsell, M., Weslien, J. og Ehnstrom, B., 1998. Substrate requirements of red-listed saproxylic invertebrates in Sweden. *Biodiversity and Conservation*, 7(6): 749-764.
- Jonsson, B.G. og Jonsell, M., 1999. Exploring potential biodiversity indicators in boreal forests. *Biodiversity and conservation*, 8(10): 1417-1433.
- Jonsson, B.G. og Kruys, N. (Red.), 2001. Ecology of woody debris in boreal forests. *Ecological Bulletins* 49.
- Jørgensen, P.M. og Tønsberg, T., 1988. On some crustose lichens with *Trentepohlia* from shaded overhangs in coastal Norway. *Nordic Journal of Botany*, 8: 293-304.
- Kaila, L., Martikainen, P. og Punttila, P., 1997. Dead trees left in clear-cuts benefit saproxylic Coleoptera adapted to natural disturbances in boreal forest. *Biodiversity and Conservation*, 6(1): 1-18.
- Kallio, T., 1970. Aerial distribution of root-rot fungus *Fomes annosum* (Fr) Cooke in Finland. *Acta. For. Fenn.*, 107: 1-55.
- Karström, M., 1992a. Steget före - en presentation. *Svensk Bot.Tidskr.*, 86: 103-114.
- Karström, M., 1992b. Steget före i det glömda landet. *Svensk Bot. Tidskr.*, 86(115-146).
- Kenward, R. og Widén, P., 1989. Do goshawks *Accipiter gentilis* need forests? Some conservation lessons from radio trackings. I: B.-U. Meyburg og R.D. Chancellor (Red.), *Raptors in the Modern World*. WWGPB, Berlin, London & Paris, s. 561-567.
- Kirby, K.J., Webster, S.D. og Antczak, A., 1991. Effects of forest management on stands structure and the quantity of fallen dead wood: some British and Polish examples. *Forest Ecology and Management*, 43: 167-174.
- Kivistö, L. og Kuusinen, M., 2000. Edge effects on the epiphytic lichen flora of *Picea abies* in middle boreal Finland. *Lichenologist*, 32: 387-398.
- Knoff, C., 1999. Blir bestandsskogbruket hønsehaukens bane? *Vår fuglefauna*, 22(2): 81-86.
- Komonen, A., Penttilä, R., Lindgren, M. og Hanski, I., 2000. Forest fragmentation truncates a food chain based on an old-growth forest bracket fungus. *Oikos*, 90: 119-126.
- Kouki, J. og Väänänen, A., 2000. Impoverishment of resident old-growth forest bird assemblages along an isolation gradient of protected areas in eastern Finland. *Ornis Fennica*, 77(4): 145-154.
- Kraninka, O.N. og Harmon, M.E., 1995. Dynamics of dead wood carbon pool in northwestern Russian boreal forests. *Water Air Soil Pollut.*, 82: 227-238.
- Krog, H., Østhaugen, H. og Tønsberg, T., 1994. Lavflora. Norske busk- og bladlav. Universitetsforlaget, Oslo.
- Kruys, N., 2001. Bryophytes and fungi on dead spruce: integrating conservation with forest management planning. Doktoral dissertation Thesis, Umeå University, Umeå, 24 s.
- Kruys, N., Fries, C., Jonsson, B.G., Lamas, T. og Stal, G., 1999. Wood-inhabiting cryptogams on dead Norway spruce (*Picea abies*) trees in managed Swedish boreal forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 29(2): 178-186.
- Kruys, N. og Jonsson, B.G., 1999. Fine woody debris is important for species richness on logs in managed boreal spruce forests of northern Sweden. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne de Recherche Forestier*, 29(8): 1295-1299.
- Kurki, S., Nikula, A., Helle, P. og Lindén, H., 2000. Landscape fragmentation and forest composition effects on grouse breeding success in boreal forests. *Ecology*, 81(7): 1985-1997.
- Kuuluvainen, T., Syrjänen, K. og Kalliola, R., 1998. Structure of a pristine *Picea abies* forest in northeastern Europe. *Journal of Vegetation Science*, 9: 563-574.
- Kuusinen, M., 1996a. Cyanobacterial macrolichens on *Populus tremula* as indicators of forest continuity in Finland. *Biological Conservation*, 75: 43-49.
- Kuusinen, M., 1996b. Epiphyte flora and diversity on basal trunks of six old-growth forest tree species in southern and middle boreal Finland. *Lichenologist*, 28(5): 443-463.
- Kuusinen, M., Poulasmaa, A. og Ahlholm, I., 1993. Distribution and ecology of five threatened lichen species on shaded rock faces in Finland. *Memoranda Soc. Fauna Flora Fennica*, 69: 21-31.
- Kvamme, T. og Hågvar, S., 1985. Truete og sårbare insekter i Norske skogsmiljøer. Rapport til miljøverndept., NISK. 89 s.
- Langangen, A., 1996. Sjeldne og truete kransalger i Norge. *Blyttia*, 53: 23-30.
- Larsen, B.M., 1999. Biologien til elvemusling *Margaritifera margaritifera* - en oversikt over kunnskapsstatus. *Fauna*, 52(1): 6-25.
- Larsson, J.Y., Kielland-Lund, J. og Søgne, S.M., 1994. Barskogens vegetasjonstyper. Landbruksforlaget.
- Larsson, K.-H. (Red.), 1997. Rødtlistede svamper i Sverige - Artfakta. ArtDatabanken, Uppsala.

- Larsson, T.-B., 2001. Biodiversity evaluation tools for European forests. *Ecological Bulletin*, 50: 1-237.
- Larsson, T.-B., Gustafsson, L., Hansson, L., Ihse, M., Inghe, O., Petterson, B. og Sjögren-Gulve, P., 1999. Indikatorsystem och mätmetoder för biologisk mångfald i skogslandskapet. *Skog & Forskning*, 2: 7-10.
- Lavherbariet, 2002. Lavherbariets nettsider: [Http://www.toyen.uio.no/botanisk/lavherb.htm](http://www.toyen.uio.no/botanisk/lavherb.htm).
- Lawton, J.H., Bignell, D.E., Bolton, B., Bloemers, G.F., Eggleton, P., Hammond, P.M., Hodda, M., Holt, R.D., Larsen, T.B., Mawdsley, N.A. og Stork, N.E., 1998. Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. *Nature*, 391(6662): 72-76.
- Levende Skog, 1998. Standardutredninger fra Levende Skog, Levende Skog, Oslo. 242 s.
- Levende Skog, 1999. Standarder for et bærekraftig norsk skogbruk. Landbruksforlaget, 88 s.
- Lie, M.H., 2000. Nøkkelbiotoper og hensynsområder i Rendalen søndre og nordre statsallmenning i Engerdal, Os og Tolga. Oppdragsrapport 26/2000, Statskog Ressursdata.
- Lindblad, I., 1996. Skogområder i Øst-Norge registrert av Siste Sjanse. NOA-rapport 1996-1.
- Lindblad, I., 1998. Wood-inhabiting fungi on fallen logs of Norway spruce: relations to forest management and substrate quality. *Nordic Journal of Botany*, 18(2): 243-255.
- Lindenmayer, D.B., Margules, C.R. og Botkin, D.B., 2000. Indicators of biodiversity for ecologically sustainable forest management. *Conserv. Biol.*, 14(4): 941-950.
- Linder, P., 1986. Kirjesålandet, en skogbiologisk inventering av ett fjällnära urskogsområde i Västerbottens län, Swedish University of Agricultural Science, Umeå.
- Linder, P. og Östlund, L., 1992. Förändringar i norra Sveriges skogar 1870-1991. *Svensk Botanisk tidsskrift*, 86(3): 199-215.
- Lindgren, M., 2001. Polypore (Basidiomycetes) species richness and community structure in natural boreal forests of NW Russian Karelia and adjacent areas in Finland. *Acta Bot. Fennica*, 170: 3-40.
- Lombard, A.T., 1995. The problems with multi-species conservation: Do hot spots, ideal reserves and existing reserves coincide? *S. Afr. J. Zool.*, 30: 145-163.
- Lundberg, S., 1993. Brunbaggen *Phryganophilus ruficollis* (Fabricius)(Coleoptera, Melandryidae) i norra Fennoscandien- biotopval och utvecklingsbiologi. *Entomologisk Tidskrift*, 114: 13-16.
- Löfgren, R. og Andersson, L. (Red.), 2000. Sydsvenska lövskogar och andra lövbärande marker. Naturtyper. Skydd och vård. Naturvårdsverket, 173 s.
- Løvdaal, I., 1999. Nøkkelbiotoper i Elverum kommune, Elvebredden vest. Siste Sjanse rapport-1999. 1-32 s.
- Løvdaal, I., 2001. Biologisk viktige områder på Grue Finnskog, Grue kommune. Siste Sjanse-rapport 2001-1. 96 s.
- Løvdaal, I., Heggland, A. og Hjermann, D., 1999. Naturverdier i Grytdalen, et økologisk studie av Grytdalen naturreservat i Telemark. Siste Sjanse-rapport 1999-4, Siste Sjanse. 81 s.
- MacArthur, R.H. og Wilson, E.O., 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- Martikainen, P., Kaila, L. og Haila, Y., 1998. Threatened beetles in white-backed woodpecker habitats. *Conservation Biology*, 12(2): 293-301.
- Maser, C., Anderson, R.G., Cromack, K.J., Williams, J.T. og Martin, R.E., 1979. Dead and down woody material. I: J.W. Thomas (Red.), *Wildlife habitats in managed forests, the Blue Mountains of Oregon and Washington*. Agricult. Handbook. USDA For. Serv., Portland.
- Midtgaard, F., 1996. Skogbrann som økologisk faktor. *Fauna*, 49: 62-69.
- Miles, C.J. og Longton, R.E., 1990. Life history of the moss *Atrichum undulatum* (Hedw.). *P. Beauv. Symp. Biol. Hung.*, 35: 193 - 207.
- Miljøverndepartementet, 1984. Samla plan for vassdrag. Hovedrapport.
- Miljøverndepartementet, 2001. Retten til miljøopplysninger. Allmennhetens rett til å få miljøopplysninger fra offentlige og private aktører og retten til å delta i offentlige beslutningsprosesser. NOU.
- Miljøverndepartementet, 2001-2002. Om lov og rett til miljøinformasjon og deltakelse i offentlige beslutningsprosesser av betydning for miljøet (miljøinformasjonsloven). Ot.prp.
- Moen, A., 1998. *Najonalatlas for Norge: Vegetasjon*. Statens kartverk, Hønefoss.
- Mysterud, I., 1997. Norsk brannregime. I: K. Solbraa (Red.), *Brannflatedynamikk i skog*. Aktuelt fra skogforsk, Norges forskningsråd, Oslo.
- Niemelä, J., 1996. Invertebrates and boreal forest management. *Conservation biology*, 11(3): 601-610.
- NIJOS, 1998. Skogbruksplanlegging. Skogbruksplanlegging som skogpolitisk virkemiddel fremover. NIJOS-rapport 13/98, NIJOS. Norsk Institutt for jord- og skogkartlegging., Oslo.
- Nilsson, S.G., Arup, U., Baranowski, R. og Ekman, S., 1995. Tree-dependent lichens and beetles as indicators in conservation forests. *Conservation Biology*, 9(5): 1208-1215.
- Nilsson, S.G. og Baranowski, R., 1993. Skogshistorikens betydelse för artssammansättning av vedskalbaggar i urskogsartad blandskog. *Entomologisk Tidskrift*, 114: 133-146.
- Nilsson, S.G. og Baranowski, R., 1994. Indikatorer på jätteträdskontinuitet - svenska förekomster av knäppare som är beroende av grova, levande träd. *Entomologisk tidsskrift*, 115: 81 - 97.

- Nilsson, S.G., Olsson, O. og Wiktander, U., 1993. Mindre hackspett. Varför minskar den i Sverige? Vår Fågelvärld, 52(3): 7 - 12.
- Nitare, J. (Red.), 2000. Signalarter. Indikatorer på skyddsvärd skog. Flora över kryptogamer. Skogstyrelsens förlag, 384 s.
- Norden, B. og Appelqvist, T., 2001. Conceptual problems of Ecological Continuity and its bioindicators. Biodiversity and Conservation, 10: 779-791.
- Norderhaug, A. (Red.), 1999. Skjøtselsboka for kulturlandskap og gamle norske kulturmarker. Landbruksforlaget.
- Norén, M., Stureson, E., Ljungkvist, H. og Wallin, B., 1999. Nyckelbiotopsinventeringen 1993-1998. Slutrapport Meddelande 1999-1, Skogstyrelsen.
- Noss, R.F., 1990. Indicators for monitoring biodiversity: A hierarchical approach. Conserv. Biol., 4: 355-364.
- Nygård, T., Halley, D.J., Wiseth, B., Grønnesby, S. og Grønlien, P.M., 1998. Hva skjer med hønehauken ? - Foreløpige resultater fra et forskningsprosjekt om hønehaukens arealkrav, næring, dødsårsaker og vandringer. Vår Fuglefauna, 21(1): 5-10.
- Odelstinget, 2001-2002. EUs miljøinformasjonsdirektiv. Ot. prp.
- Often, A., 1997. Botanisk undersøkelse av sørberg i Østerdalene, Hedmark 10/97, Fylkesmannen i Hedmark, Miljøvern avdelingen. 68 s.
- Ohlson, M., 1997. Skogsbrandens betydelse - likheter eller ulikheter mellom Norge og Sverige. I: K. Solbraa (Red.), Brannflateynamikk i skog. Aktuelt fra skogforsk, Norges forskningsråd, Oslo.
- Ohlson, M. og Tryterud, E., 1999. Long-term spruce forest continuity - a challenge for a sustainable Scandinavian forestry. Forest Ecology and Management, 124(1): 27-34.
- Olofsson, D., 1996. Tickor i Sverige. Prosjektrapport 1996.
- Olsen, S.R., 1995. Climatic factors in eleven Norwegian forest edges. I: P. Hyttinen, A. Kähkönen og P. Pelli (Red.), Multiple use and environmental values in forest planning. EFI proc.
- Olsson, G.A. og Gransberg, M. (Red.), 1993. Indikatorarter for identifisering av naturskogar i Norrbotten. En metodstudie for anvendning av vøkstater som indikatorer. Naturvårdsverket, Sverige, 148 s.
- Olsson, R., 1992. Levande skog: skogsbruket og dess biologiske mangfald, Naturskyddsföreningen, Stockholm.
- Pennanen, J., 1996. A model for natural forest management. Painorauma, Greenpeace, Helsinki.
- Pettersson, B., upubl. notat. Strategic ecological planning in managed landscapes - an example from Stora in Sweden. Notat.
- Pettersson, B., 1999. Försök att nyskapa vitryggmiljöer. Från centrum för biologisk mangfald, 4(1): 1.
- Pettersson, R.B., Ball, J.P., Renhorn, K.E., Esseen, P.A. og Sjöberg, K., 1995. Invertebrate communities in boreal forest canopies as influenced by forestry and lichens with implications for passerine birds. Biological Conservation, 74(1): 57-63.
- Prendergast, J.R. og Eversham, B.C., 1997. Species richness covariance in higher taxa: empirical test of the biodiversity indicator concept. Ecography, 20: 210-216.
- Prendergast, J.R., Quinn, R.M., Lawton, J.H., Eversham, B.C. og Gibbons, D.W., 1993. Rare species, the coincidence of diversity hotspots and conservation strategies. Nature, 365: 335-337.
- Pressey, R.L., Humphries, C.J., Margules, C.R., Vane-Wright, R.I. og Williams, P.H., 1993. Beyond opportunism: Key principles for systematic reserve selection. TREE, 8: 124-127.
- Raivio, S., Normark, E., Pettersson, B. og Salpakivi-Salomaa, P., 2001. Science and the management of boreal forest biodiversity - forest industries views. Scand. J. For. Res., Supp. 3: 99-104.
- Renvall, P., 1995. Community structure and dynamics of wood-rotting Basidiomycetes on decomposing conifer trunks in northern Finland. Karstenia, 35(1): 1-51.
- Reyers, B., van Jaarsveld, A.S. og Krüger, M., 2000. Complementarity as a biodiversity indicator strategy. Proc. R. Soc. Lond. B, 267: 505-513.
- Ridley, M., 1993. Evolution, 1. Blackwell Scientific Publications, Inc., Cambridge Massachusetts, 670 s.
- Rinden, H., 1991. Hvityggspetten på Østlandet - et offer for skogsbruket. Vår Fuglefauna, 14(1): 51-56.
- Rolstad, J., 1991a. Consequences of forest fragmentation for the dynamics of bird populations: conceptual issues and evidence. Biological Journal of the Linnean Society, 42.
- Rolstad, J., 1991b. Faunahensyn i skogsbruket: Et landskapsøkologisk perspektiv. Fauna, 44(1): 5-10.
- Rolstad, J., Framstad, E., Gundersen, V. og Storaunet, K.O., 2002a. Naturskog i Norge. Definisjoner, økologi og bruk i norsk skog- og miljøforvaltning, Skogforsk og NINA-NIKU, Oslo.
- Rolstad, J., Gjerde, I., Gundersen, V. og Sætersdal, M., 2002b. Use of indicator species to assess forest continuity: a critique. Conserv. Biol., 16(1): 253 - 257.
- Rolstad, J., Gjerde, I., Storaunet, K.O. og Rolstad, E., 2001. Epiphytic lichens in Norwegian coastal spruce forests: historic logging and present forest structure. Ecological Applications, 11: 421-436.
- Rolstad, J. og Rolstad, E., 1999. Does tree age predict the occurrence and abundance of *Usnea longissima* in multiaged submontane *Picea abies* stands? Lichenologist, 31: 613-625.

- Rolstad, J., Wegge, P. og Gjerde, I., 1991. Kumulativ effekt av habitat fragmentering: Hva har 12-års storfuglforskning på Varaldskogen lært oss? *Fauna*, 44(1): 90-104.
- Rose, F., 1992. Temperate forest management: its effects on bryophyte and lichen floras and habitats. I: J.W. Bates og A.M. Farmer (Red.), *Bryophytes and lichens in a changing environment*. Clarendon Press, Oxford, s. 211-233.
- Rosell, F. og Parker, H., 1996. Beverens innvirkning på økosystemet - en nøkkelart vender tilbake. *Fauna*, 49: 192-211.
- Rukke, B.A., 2000. Effects of habitat fragmentation: increased isolation and reduced habitat size reduces the incidence of dead wood fungi beetles in a fragmented forest landscape. *Ecography*, 23: 492-502.
- Rundlöf, U. og Nilsson, S.G., 1995. FemEss-metoden. Spåra skyddsvärd skog i södra Sverige, Naturskyddsföreningen. 44-52 s.
- Russel, W.H. og Jones, C., 2001. The effects of timber harvesting on the structure and composition of adjacent old-growth coast redwood forest, California, USA. *Landscape Ecology*, 16: 731-741.
- Rülcker, C., Angelstam, P. og Rosenberg, P., 1994. Ecology in the forest planning process - a model for large scale forestry. Rapport 8, The Forest Research Institute of Sweden, Uppsala.
- Røhnebæk, Ø. 1995. Miljø og jus. Universitetsforlaget AS, Oslo, 278 s.
- Røsok, Ø. 1998. Lappkjuke *Amylocystis lapponica* i Norge, en indikatorart på artsrike kontinuitetsskoger. *Blyttia*, 56(3): 154-165.
- Sahlén, G., Pettersson, R.B. og Sjöberg, K., 1999. Insektsindikatorer i mosaikklandskap med våtmarker. *Skog & Forskning*, 2/99: 26-34.
- Samuelsson, J., Gustafsson, L. og Ingelög, T., 1994. Dying and dead trees - a review of their importance for biodiversity, Threatened species Unit, Sw. Univ. of Agricult. Sci., Uppsala.
- Samuelsson, J. og Ingelög, T., 1996. Den levande döda veden, Artdatabanken, Uppsala.
- Sandvik, J., 1995. Hønsehaukens status i Sør-Trøndelag. I: T. Nygård og B. Wiseth (Red.), *Hønsehauken i skogbrukslandskapet*. Rapport fra et symposium 23-24 mars ved NINA i Trondheim og Høgskolen i Nord-Trøndelag. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim, s. 16-19.
- Sannes, O., 1924. Skogen i:, Drangedal med Tørdal. Ei bygdesoge. H. Holms bokhandel, Drangedal. Opptrykk 1974, Oluf Rasmussens boktrykkeri, Skien, s. 45-90.
- Saunders, D.A., Hobbs, R.J. og Margules, C.R., 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review. *Conserv. Biol.*, 5: 18-32.
- SCA, 1997. Ekologisk landskapsplanering (ELP) - en handledning. Skogsskötselshandboken, SCA Forest and timber AB. 33 s.
- Selås, V., 1997. Population ecology of forest-living hawks in southern Norway. Dr. agric Thesis, Agricultural University of Norway.
- Selås, V., 1998. Hønsehauken i tilbakegang - også i Aust Agder. *Vår Fuglefauna*, 21: 149-154.
- Siitonen, J., 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecological Bulletin*, 49: 11-41.
- Siitonen, J. og Martikainen, P., 1994. Occurrence of rare and threatened insects living on decaying *Populus tremula* - a comparison between Finnish and Russian Karelia. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 9(2): 185-191.
- Siitonen, J., Martikainen, P., Punttila, P. og Rauh, J., 2000. Coarse woody debris and stand characteristics in mature managed and old-growth boreal mesic forests in southern Finland. *Forest Ecology and Management*, 128: 211-225.
- Sillett, S.C. og Rambo, T.R., 2000. Dispersal limitations of epiphytic lichens result in species dependent on old-growth forests. *Ecological Applications*, 10: 789-799.
- Simberloff, D., 1998. Flagships, umbrellas, and keystones: is single-species management passé in the landscape era? *Biological Conservation*, 83: 247-257.
- Simonsson, P., 1994. Ekologisk landskapsplanering inom SCA skog. *Skogsfakta*, 20: 166-175.
- Sippola, A.-L., Siitonen, J. og Kallio, R., 1998. Amount and quality of coarse woody debris in natural and managed coniferous forests near the timberline in Finnish Lapland. *Scand. J. For. Res.*, 13: 201-214.
- Sjögren-Gulve, P., 1999. Indikatorometodik för biologisk mångfald. *Skog & Forskning*, 2/99.
- Skogstyrelsen, 1994. Instruktion för Datainsamling vid inventering av Nyckelbiotoper. Hefte 05-02. 19 s.
- Skogstyrelsen, 1999. Nyckelbiotopsinventeringen 1993-1998. Slutrapport. Meddelande 1-1999, Skogstyrelsen, Jönköping. 35 s.
- Snäll, T. og Jonsson, B.G., 2001. Edge effects on six polyporous fungi used as old-growth indicators in Swedish boreal forest. *Ecological Bulletin*, 49: 255-262.
- Solbraa, K. (Red.), 1997. Brannflatedynamikk i skog. Aktuelt fra skogforsk, 2. Norsk institutt for skogforskning, og Institutt for skogfag, Norges landbrukshøgskole, Ås.
- Solås, A., 1998. Nøkkelbiotoper og andre biologisk viktige områder, Sølvverkskogen i Kongsberg og Flesberg kommuner. Statskog Ressursdata-rapport 1-1998.

- Solås, A., 2000a. Naturskog - en utfordring for skogbruket. Norsk Skogbruk, 46(1): 24-26.
- Solås, A., 2000b. Nøkkelbiotoper og Hensynsområder i Gjerstad, Brøsjø og Henseid statskoger. Statskog Sølvverket. Oppdragsrapport 9/2000, Statskog Ressursdata. 1-94 s.
- Solås, A., 2000c. Nøkkelbiotoper og hensynsområder i Tinn statskoger. Statskog Ressursdata-rapport 2000-2. 38 s.
- Solås, A., Røsok, Ø., Aanderaa, R. og Bredeesen, B., 1997. Nord-Europas største kjente forekomst av ulvelav, *Letharia vulpina*, finnes i Skjåk i Oppland. Blyttia(1): 29-34.
- Sonerud, G., 1991. Små og middels store predatorer i barskog: hvordan påvirkes predatorsamfunnets struktur og funksjon av bestandsskogbruket? Fauna, 44(1): 70-89.
- Sonerud, G.A., 1985a. Nest hole shift in Tengmalms Owl *Aegolius funereus* as defence against nest predation involving long-term memory in the predator. Journal of Animal Ecology, 54: 179-192.
- Sonerud, G.A., 1985b. Risk of nest predation in three species of hole nesting owls: influence on choice of nestling habitat and incubation behaviour. Ornis Scandinavica, 16: 261-269.
- Sonerud, G.A., 1993. Reduced predation by nest box relocation: differential effect on Tengmalm's Owl nests and artificial nests. Ornis Scandinavica, 24(3): 249-253.
- Sopphebariet, 2002. Sopphebariets internettsider: www.toyen.uio.no/botanisk/bot-mus/sopp/soppdb.htm.
- St. meld. nr. 42 (2000-2001), 2001. Biologisk mangfold. Sektoransvar og samordning, Miljøverndepartementet. 220 s.
- St. prp. nr. 56 (1992-93), 1992. Om samtykke til ratifikasjon av en konvensjon om biologisk mangfold av 22. mai 1992, Utenriksdepartementet.
- Statens Vegvesen, 1995. Konsekvensanalyser. Del I. Prinsipper og metodegrunnlag. Håndbok 140. 140 s.
- Steen, O.F., 1989. Rovfugler i Vestfold. Vestfold-ornitologen, 10(1): 19-25.
- Stenberg, I., 1996. Nest site selection in sex woodpecker species. Fauna norvegica, Ser. C, Cinclus, 19: 21-38.
- Stenberg, I., 1998. Habitat selection, reproduction and survival in the White-backed Woodpecker *Dendrocopos leucotos*. Dr. Scient. Thesis, NTNU Trondheim.
- Stenberg, I., 2001. Kvitryggspetten i Noreg - status fram til 2001. NOF-rapport 2001-6. 37 s.
- Stenberg, I. og Carlson, A., 1998. Territory occupancy and population dynamics in a viable White-backed woodpecker (*Dendrocopos leucotos*) population. I: Stenberg, I: Habitat selection, reproduction and survival in the White-backed Woodpecker *Dendrocopos leucotos*. Dr. Scient thesis. NTNU, Trondheim.
- Stenseth, N.C., 1991. Barskogsfaunaens økologi: Forskningsstrategier for å forstå de landskapsøkologiske forandringer. Fauna, 44(1): 139-152.
- Stokland, J.N., 1994. Biological diversity and conservation strategies in Scandinavian boreal forests. Dr. Scient. Thesis, University of Oslo, Oslo.
- Stokland, J.N., 2001. The coarse woody debris profile: an archive of recent forest history and an important biodiversity indicator. Ecological Bulletins, 49: 71-83.
- STORA, The nature conservation strategy. Brosjyre, Falun.
- Storaas, T., Kastdalen, L. og Wegge, P., 1999. Detection of forest grouse by mammalian predators. A possible explanation for high brood losses in fragmentet landscapes. Wild. Biol., 5(3): 187-192.
- Strid, Å. 1975. Lignicolous and Corticolous Fungi in Alder Vegetation in Central Norway with Special Reference to Aphyllophorales (Basidiomycetes). K. norske Vidensk. Selsk. Skr., 4: 1-52.
- Svensson, L., 1996. Biologisk mangfold i skogslandskapet. Rapport 4644, Naturvårdsverket, Stockholm. 137 s.
- Sverdrup-Thygeson, A., 2000. Forest mangement and conservation. Woodland key habitats, indicator species and tree retention. Dr. scient Thesis, University of Oslo, Oslo, 32 s.
- Sverdrup-Thygeson, A., 2001. Can "continuity indicator species" predict species richness or red-listed species of saproxylic beetles? Biodiversity and Conservation, 10: 815-832.
- Sverdrup-Thygeson, A., Borg, P. og Lie, M.H., 2002. Landskapsøkologi i boreal skog. En sammenstilling av studier innen økologi og friluftsliv med relevans for landskapsøkologisk planlegging i norsk skogbruk, NORSKOG og Prevista, Oslo.
- Sverdrup-Thygeson, A., Gaarder, G., Heggland, A. og Blindheim, T., submitted 2002. Hvordan avgrense og forvalte viktig biologiske områder i skog, Norsk skogbruk.
- Sverdrup-Thygeson, A. og Ims, R.A., In press. The effect of forest clearcutting in Norway on the community of saproxylic beetles on aspen. Biological Conservation.
- Sverdrup-Thygeson, A. og Lindenmayer, D., 1998. Indikatorartbegrepet i skog: Hvor godt fungerer det? Fauna (Oslo), 51(4): 150-159.
- Sverdrup-Thygeson, A. og Lindenmayer, D.B., In press. Ecological continuity and assumed indicator fungi in boreal forest: the importance of the landscape matrix. Forest Ecology and Management.
- Swenson, J.E., 1994. Jerpe *Bonasa bonasa*. I: J.O. Gjershaug, P.G. Thingstad, S. Eldøy og S. Byrkjeland (Red.), Norsk fugleatlas. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu, s. 138.
- Syrjänen, K., Kalliola, R., Puolasmaa, A. og Mattson, J., 1994. Landscape structure and forest dynamics in subcontinental Russian European taiga. Ann. Zool. Fenn., 31: 19-34.

- Syvertsen, O.M., 1992. Romedal almenning. Bind I. Romedal almennings historie fram til delingen i 1864, 247 s.
- Sætersdal, M., Line, J.M. og Birks, H.J.B., 1993. How to maximize biological diversity in nature reserve selection: vascular plants and breeding birds in deciduous woodlands, western Norway. *Biological Conservation*, 66: 131-138.
- Söderström, L., 1983. Threatened and rare bryophytes in spruce forests in central Sweden. *Svensk botanisk tidskrift*, 77: 4-12.
- Söderström, L., 1988a. The occurrence of epixylic bryophytes and lichen species in an old natural and a managed forest stand in northeast Sweden. *Biological Conservation*, 45: 169-178.
- Söderström, L., 1988b. Sequence of bryophytes and lichens in relation to substrat variables of decaying coniferous wood in northern Sweden. *Nordic Journal of Botany*, 8: 89-97.
- Söderström, L. og Jonsson, B.G., 1992. Naturskogarnas fragmentering og mossar på temporære substrat. *Svensk botanisk tidskrift*, 86(3): 185-198.
- Tenow, O., 1974. Det nordiska skogslandskapets och skogsbrukets utveckling fram till 1900-talet - en kort översikt. Internal report 1974 - 2, Swedish coniferous forest project. Barrskogslandskapets ekologi. 34 s.
- Thor, G. og Arvidsson, L. (Red.), 1999. Rødlistade lavar i Sverige - Artfakta. ArtDatabanken SLU, Uppsala.
- Tibell, L., 1992. Crustose lichens as indicators of forest continuity in boreal coniferous forests. *Nordic Journal of Botany*, 12: 427-450.
- Tibell, L., 1999. Calicioid lichens and fungi. I: T. Ahti, P. Jorgensen, H. Kristinsson, R. Moberg, U. Sochting og G. Thor (Red.), *Nordic Lichen Flora. Introductory Parts. Calicioid lichens and fungi*. Nordic Lichen Society, Uddevalla, s. 20-94.
- Tilman, D., May, R.M., Lehman, C.L. og Nowak, M.A., 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature*, 371: 65-66.
- Tisserat, N. og Knutz, J.E., 1983. Dispersal gradients of conidia of the butternut fungus in a forest during rain. *Canadian Journal of Research*, 13: 1139 - 1144.
- Tjernberg, M., 1983. Habitat and nest site features of Golden Eagle *Aquila chrysaetos* (L.) in Sweden. *Swedish Wildlife Res.*, 12.
- Tømmerås, B.Å., Willmann, B., Frode, Ø., Gjershaug, J.O., Breistein, J., Abildsnes, J., Prestø, T., Aakra, K. og Krogstad, S., 2000. Effekter av fragmentering på biodiversitet i granskog. NINA Fagrapport 40, NINA. 1-89 s.
- Tømmeraas, P.J., 1993. Hønsehauken i Leksvik, et offer for det moderne skogbruket. *Fauna*, 46: 180-194.
- Tønsberg, T., Gauslaa, Y., Haugan, R., Holien, H. og Timdal, E., 1996. The threatened macrolichens of Norway - 1995. *Sommerfeltia*, 23: 1 - 258.
- Uliczka, H. og Angelstam, P., 2000. Assessing conservation values of forest stands based on specialised lichens and birds. *Biological Conservation*, 95: 343-351.
- Virkkala, R., 1987. Effects of forest management on birds breeding in northern Finland. *Ann. Zool. Fennici*, 24: 281-294.
- Virkkala, R., 1988. Foraging niches of foliage-gleaning birds in the northernmost taiga in Finland. *Ornis Fennica*, 65: 104-113.
- Virkkala, R., 1996. Effects of forestry on birds in a changing north-boreal coniferous landscape. Thesis Thesis, University of Helsinki, Helsinki, 13 s.
- Virkkala, R., Alanko, T., Laine, T. og Tiainen, J., 1993. Population contraction of the white-backed woodpecker *Dendrocopos leucotos* in Finland as a consequence of habitat alteration. *Biological Conservation*, 66: 47 - 53.
- Virolainen, K.M., Ahlroth, P., Hyvarinen, E., Korkeamäki, E., Mattila, J., Paivinen, J., Rintala, T., Suomi, T. og Suhonen, J., 2000. Hot spots, indicator taxa, complementarity and optimal networks of taiga. *Proceedings of The Royal Society of London Series B - Biological Sciences*, 267(1448): 1143-1147.
- Väisänen, R., Jarvinen, O. og Rauhala, P., 1986. How are extensive, human-caused habitat alternations expressed on the scale of local bird populations in boreal forests. *Ornis Scandinavica*, 17: 282-292.
- Widén, P., 1989. The hunting habitats of goshawks *Accipiter gentilis* in boreal forests of central Sweden. *Ibis*, 131: 205-231.
- Widén, P., 1997. How, and why, is the goshawk (*Accipiter gentilis*) affected by modern forest management in Fennoscandia. *Journal of Raptor Research*, 31(2): 107-113.
- Wikars, L.-O., 1992. Skogsbränder och insekter. *Ent. Tidskr.*, 113(4): 1-11.
- Wikars, L.O. og Landgren, E., 2000. Raggbocken *Tragosoma depsarium* i Norra Ny socken, VärmlandRapport 2000:3, Länsstyrelsen i Värmlands län, Miljöenheten, Karlstad. 27 s.
- Wikars, L.O. og Ås, S., 1999. Skalbaggarna som följer på branden. *Skog & Forskning*(2): 53-58.
- Wiktander, U., Nilsson, S.G., Olsson, O. og Stagen, A., 1994. Breeding success of a lesser spotted woodpecker *Dendrocopos minor* population. *Ibis*, 136(3): 318-322.

- Wright, D.H., Patterson, B.D., Mikkelsen, G.M., Cutler, A. og Atmar, W., 1998. A comparative analysis of nested subset patterns of species composition. *Oecologia*, 113: 1-20.
- Zackrisson, O., 1977. Influence of forest fires on the North Swedish boreal forest. *Oikos*, 29: 22 - 32.
- Økland, B., 1995. Diversity patterns of two insect groups within spruce forests of southern Norway. Dr. Scient. Thesis, NLH, Ås, 125 s.
- Økland, B., Bakke, A., Hågvar, S. og Kvamme, T., 1996. What factors influence the diversity of saproxylic beetles? A multiscaled study from a spruce forest in southern Norway. *Biodiversity and conservation*, 5: 75-100.
- Åberg, J., Jansson, G., Swensson, J.E. og Angelstam, P., 1995. The effect of matrix on the occurrence of hazel grouse (*Bonasa bonasia*) in isolated habitat fragments. *Oecologia*, 103(3): 265-269.
- Aagaard, K., 1995. Mnemosyne- og apollosommerfugler med små bestander og flekkvis utbredelse i Norge. *Insekt-Nytt*, 1(2): 24-26.
- Aanderaa, R., Rolstad, J. og Søgner, S.M., 1996. Biologisk mangfold i skog. Norges skogeierforbund og Landbruksforlaget.
- Århuskonvensjonen, 1998. Konvensjon om tilgang til miljøinformasjon. Allmennhetens deltakelse i beslutningsprosesser og adgang til klage og domstolprøving på miljøområdet. Konvensjon. Undertegnet juni 1998.
- Aarvik, L., 1998. Barskogens sjeldne nattsommerfugler, Norsk Skogbruk, s. 15-16.
- Ås, S., 1993. Are habitat islands islands? Woodliving beetles (Coleoptera) in deciduous forest fragments in boreal forest. *Ecography*, 16: 219-228.
- Aasaaren, Ø. og Sverdrup-Thygeson, A., 1994. Nøkkelbiotoper i skogen. Hefte, Norskog. 24 s.

Pers. medd:

- Tollef Fjære. Lærer. Sandefjord, Vestfold.
- Reidar Haugan. Biolog. Fredrik Glads gate 22 A. 0482 OSLO.
- Håkon Holien. Dr. scient i biologi. Førsteamanuensis ved Høgskolen i Nord-Trøndelag. Postboks 145. 7702 STEINKJÆR.
- Jan Erik Nilsen. NIJOS Ås. Raveien 9. Pb 115. 1431 ÅS.

7 Vedlegg

Vedlegg 1

Oversikt over Siste Sjanse sine viktigste publikasjoner / oppdrag

BOK

- Bredesen, B., Gaarder, G., Haugan, R. 1993. Om indikatorarter for skoglig kontinuitet i barskog, Øst-Norge. NOA-Rapport 1993 - 1.
- Håpnes, A., Haugan, R., Bredesen, B., Rinden, H. 1993. Siste sjanse, en håndbok om skogøkologi og indikatorarter, 1993. Utsolgt.
- Røsok, Ø., Håpnes, A. 1993. Forslag til skjøtsel av områder som er frafalt verneplanen for barskog i Oslo og Akershus, ut fra forekomst av truede arter. Siste Sjanse 1993.
- Røsok, Ø., Håpnes, A. 1993. Forslag til skjøtsel av områder som er frafalt verneplanen for barskog i Buskerud, ut fra forekomst av truede arter. Siste Sjanse 1993.
- Bredesen, B., Røsok Ø., Aanderaa, R., Gaarder, G., Økland, B., Haugan, R. 1994. Vurdering av indikatorarter for kontinuitet, granskog Øst-Norge, NOA-Rapport 1994 - 1.
- Bratli, H. 1996. Nøkkelbiotop-registreringer i Olashei naturreservat, Lillesand kommune, Aust-Agder. NOA-rapport 1996.
- Dahl, K. 1996. Naturverdier i tre reservater i Telemark fylke. Siste Sjanse-notat 1996.
- Haugan, R. 1996. Arealandel av kontinuitetspregede granskoger i Oslo. NOA-Rapport 1996 - 2.
- Haugset, T., Røsok, Ø., Whist, C. 1996. Håndbok for registrering av nøkkelbiotoper i skog i Kristiansand kommune.
- Lindblad, I. 1996. Skogområder i Øst-Norge registrert av Siste sjanse. NOA-Rapport 1996 - 1.
- Haugset, T., Alfredsen, G., Lie, M. H. 1996. Nøkkelbiotoper og artsmangfold i skog. Siste Sjanse. Bok, 110 s.
- Whist, C. & Blindheim, T. 1996. Nøkkelbiotop-registreringer på Ringerike skyte- og øvingsfelt. Oppdragsgiver: Forsvarets bygningstjeneste. Siste Sjanse-rapport 1996 - 4.
- Bredesen, B., Haugan, R., Aanderaa, R., Lindblad, I., Økland, B. og Røsok, Ø. 1997. Vedlevende sopp som indikatorer på kontinuitet i østnorske granskoger, Blyttia nr. 3, 1997.
- Gaarder, G. 1997. Huldresty g andre kryptogamer i fuktige granskoger i sørlige deler av Oppland. NOA Rapport 1997 - 1.
- Haugset, T., Whist, C. M. 1997. Verneverdig barskog i Vestfold og Vest-Agder. Registreringer til utvidet verneplan for barskog. NOA-Rapport 1997 - 2.
- Blindheim, T og Røsok, Ø. 1998. Nøkkelbiotopregistreringer i forsøksfelt på Oppkuven, Geitaknottana, Gartlandsdalen, Sollia, Havsåsen og Gudbrandseterfjell, Siste Sjanse-rapport 1998 - 1.
- Bratli, H. 1998. Biologiske registreringer i flere naturreservater i Suldal kommune. Siste Sjanse-rapport 1998-1.
- Gaarder, G. & Haugan, R. 1998. Nøkkelbiotyper i Suldal kommune, NOA-rapport 1998 - 1.
- Haugset, T., Whist, C., Kauserud, H. 1998. Verneverdig barskog i Telemark og Aust-Agder. Registreringer til utvidet verneplan for barskog. NOA-Rapport 1998 - 2.
- Røsok, Ø. 1998. Lappkjuke *Amylocystis lapponica* i Norge, en indikator på artsrike kontinuitetsskoger, Blyttia nr. 2, 1998.
- Heggland, A. 1999. Nøkkelbiotoper hos Løvenskiold-Fossum, oppsummering av registreringene i 1998. Siste Sjanse-rapport 1999.
- Blindheim, T. 1999. Nøkkelbiotopregistreringer i planområdet til Konnerudnedføringen, Drammen kommune. Siste Sjanse-rapport 1999 - 1.
- Dahl, K. og Heggland, A. 1999. Nøkkelbiotoper i Nes på Romerike. Nes kommune vest for Glomma. Siste Sjanse-rapport 1999 - 2.
- Løvdal, I., Heggland, A. & Hjermann, D. 1999. Naturverdier i Grytdalen. Et økologisk studie av Grytdalen naturreservat i Telemark. Siste Sjanse-rapport 1999 - 4.
- Gaarder, G. & Blindheim, T. 1999. Nøkkelbiotyper i skog i Drangedal kommune. Siste Sjanse-rapport 1999 - 3.
- Løvdal, I. 1999. Nøkkelbiotoper i Elverum kommune, Strandbygda Vest. Siste Sjanse rapport 1999.
- Heggland, A. 1999. Nøkkelbiotoper i skog i Østmarka naturreservat og Ramstadslottet, Akershus. Siste Sjanse-rapport 1999 - 6.
- Blindheim, T. 1999. Nøkkelbiotoper i skog i Lørenskog og Rælingen kommuner. Siste Sjanse-rapport 1999 - 5.
- Blindheim, T. 2000. Kvalitetsikring av mulige nøkkelbiotoper i Nannestad, Holter og Bjerke almenninger. Siste Sjanse-rapport 2000.
- Heggland, A. 2000. Naturverdier i Skirvedalen. Siste Sjanse-rapport 2000-1.
- Heggland, A. 2000. Edelløvsogkogsreservater i Telemark. Dokumentasjon og innspill til skjøtsel. Siste Sjanse-rapport 2000 - 3.
- Heggland, A. & Gaarder, G. 2000. Naturundersøkelser i Kvellandsfossen, Listeid og Nakkestad naturreservat, Vest-Agder. Siste Sjanse-rapport 2000 - 2.

-Siste Sjanse metoden: En systematisk gjennomgang-

- Heggland 2001 – 8. Kartlegging og verdisetting av naturtyper i Drangedal kommune. Siste Sjanse rapport 2001 – 8.
- Løvdal, I. 2001. Biologisk viktige områder på Grue Finnskog, Grue kommune. Siste Sjanse rapport 2001-1.
- Blindheim, T. 2001. Kartlegging og verdisetting av naturtyper i Bærum kommune. Siste Sjanse-rapport 2001-2.
- Blindheim, T & Abel, K. 2001. Kartlegging og verdisetting av naturtyper i Asker kommune. Siste Sjanse-notat 2001-6.
- Heggland, A. 2001. Kalkfuruskogsreservater i Telemark. Dokumentasjon og innspill til skjøtsel. Siste Sjanse-rapport 2001 – 3.
- Heggland, A. 2001. Miljøovervåkning av Jønjljo naturreservat, Notodden i Telemark. Siste Sjanse-rapport 2001 – 4.
- Heggland, A. 2001. Våtmarksreservater i Telemark. Kort oversikt med innspill til skjøtsel og videre kartlegginger. Siste Sjanse-rapport 2001-5.
- Heggland, A. & Blindheim, T. 2001. Viltområder i Bærum. Siste Sjanse-rapport 2001-6.
- Heggland, A. 2001. Biologisk viktige områder i planområde Gausta-Rjukan, Tinn. Siste Sjanse-rapport 2001-7.
- Arbeider med MIS kartlegging i totalt 8 kommuner i 2001-2002. Mer enn 700.000 daa befart areal etter denne metoden i 2001.
- Heggland, A. Biologisk viktige områder i Stange almenning. Siste Sjanse rapport 2002 – 8.
- Heggland, A. Biologisk viktige områder i Romedal almenning. Siste Sjanse rapport 2002 – 9.
- Abel, K. Viltområder i Asker kommune. Siste Sjanse rapport 2002 – 2.

Pågående Naturtypekartlegginger etter DN-håndbok 13-1999

- Lørenskog, Rælingen, Skedsmo, Fet, Nannestad, Skien, Nes på Romerike og Vestby.

Vedlegg 2

Praktiske eksempler på verdisetting.

3 nøkkelbiotoper, med hhv. A-, B-, og C-verdi presenteres med beskrivelse. Nøkkelbiotopene er reelle biotoper registrert av Siste Sjanse. A- og B-biotopen ligger i Telemark, mens C-biotopen ligger i Hedmark. Detaljert lokalisering oppgis ikke av hensyn til grunneiere. Verdien følger av lokalitetsbeskrivelsen og lista over registrerte rødlistearter, signalarter og andre spesielle arter. Biotopene er dokumentert på standard registreringsskjema. Eksempelene demonstrerer et forbedringspotensiale i dokumentasjon av vurderingene som legges til grunn ved verdisetting, jfr. kap. 3.2.8.

1. Nøkkelbiotop med verdi A (nasjonal verdi)

Nøkkelbiototype: Boreonemoral blandingsskog

Areal: ca 90 daa

Nøkkelbiotopen ligger i en bratt, sørvendt skrent, mot et vann. Nøkkelbiotopen er bredest i vest. Biotopen avgrenses av skrent/furukolle i nord, furu- /blandingsskog i øst, av myr i vest og mot gammel granskog i sør. Lokaliteten har flere vegetasjonstyper. Ved siden av lågurtskog, er rik edelløvsog representert, særlig i et parti i "Hyttelia". Ellers er noen partier fattigere, med blåbærskog. Osp er totalt sett vanligste treslag. Osp finnes i hele biotopen og danner flere reine holt. Ellers er det en del gran, noe bjørk og furu og mindre andeler av grå- og svartor, rogn, selje, hassel, lind, lønn og barlind. Et søkk med bekk har gran, osp og svartor sammen i flersjiktet klimaksfase. Skogen er flersjiktet med god spredning, og inneholder mange svært grove trær. Særlig er det mange grove osper, flere er over 80 cm i brysthøydiameter. Det er også noe grove lønn, barlind og svartor. Det er mange liggende døde trær, særlig osp (alle nedbrytningsstadier og størrelser). Mange ospelåg har en basisdiameter på over 80 cm. Biotopen har mange stående døde osper og mange høgstubber av osp. Ellers er det noe liggende død ved av gran og gadd av bjørk og gran. Biotopen er helt særegen med god spredning av nøkkelelementer og en sjeldent godt utviklet boreal løvskog i sammenbruddsfase. Feltsjiktet er rikt, med planter som myske, vårerteknap og trollbær. Lavfloraen er til dels meget rik, særlig på edelløvtrærne, men også på osp. Dessuten er flere rødlistede og uvanlige vedboende sopparter funnet på de mange ospelågerne. Funnet av piggskorpe er spesielt interessant i det arten er funnet kun 3 ganger før i Telemark. Totalt sett er dette en svært viktig nøkkelbiotop med en sterk opphopning av nøkkelelementer og forekomst av sjeldne arter.

Registreringer av spesielle arter: (antall funn og evt. rødlistestatus i parentes)

Grønnsko (*Buxbaumia viridis*) (2, DM)
Skjellgrye (*Collema flaccidum*) (noen)
Grynfilflav (*Pannaria conoplea*) (1)
Sølvnever (*Lobaria amplissima*) (>5)
Lungenever (*Lobaria pulmonaria*) (>20)
Stiftfilflav (*Parmeliella triptophylla*) (>10)
Kystårenever (*Peltigera collina*) (5-10)
Ospelåvikjuke (*Antrodia pulvinascens*) (1, R)
Begerfingersopp (*Clavicornia pyxidata*) (5, DC)
Piggskorpe (*Dentipellis fragilis*) (1, V)
Hvit vedkorallsopp (*Lentaria epichnoa*) (1, R)
Stor ospeildkjuke (*Phellinus populicola*) (>10)

2. Nøkkelbiotop med verdi B (regional verdi)

Nøkkelbiototype: Sein løvsuksesjon

Areal: ca 60 daa

Lokaliteten består av en vestvendt, ganske slak li med mye grov og gammel osp. Området er omkranset av lavproduktiv furuskog og myr. Det er klar dominans av blåbærskog, men også et betydelig innslag av lågurtskog og svartorsump i den sørlige halvdel av biotopen. I nord er det også ispredt endel gransumpskog. Gran og osp er de dominerende treslag, med endel innslag av bjørk, rogn og selje. I sørlige halvdel finnes spredte lønn, og en god del svartor. Gråor finnes det noe av. Skogen er flersjiktet med god spredning, men har jevnt over nokså liten aldersspredning. Død ved er det relativt lite av, kun noen få granlæger i tidlige nedbrytningsstadier, og noen læger av løv (osp, bjørk og rogn) i alle råte kategorier. Enkelte furulæger finnes. Gadd av gran, bjørk og osp forekommer sparsomt. Ospa når betydelige dimensjoner med et tyvetalls trær på over 70 cm i brysthøydiameter. Svartora er også representert med grove trær på rundt 50 cm, og selja opp mot 45 cm. Av de resterende treslag er det ikke spesielt grove dimensjoner. Noen fuktige bergvegger, en bekk og en del trær med

grov bark er viktige nøkkelementer på lokaliteten. Biotopen er klart hogstpåvirket, med over 50 gamle stubber registrert. Arronderinga er god. 6 signalarter i lungeneversamfunnet, og en signalart av vedboende sopp ble funnet (stor ospeildkjuke). Biotopen inneholder mange nøkkelementer og flere viktige naturtyper, og er i sum en regionalt viktig nøkkelbiotop, verdi B.

Registreringer av spesielle arter: (antall funn i parantes)

Grynfiltlav (*Pannaria conopsea*) (2)
Filthinnelav (*Leptogium saturninum*) (2)
Sølvnever (*Lobaria amplissima*) (3)
Lungenever (*Lobaria pulmonaria*) (>20)
Skrubbennever (*Lobaria scrobiculata*) (2)
Stiftfiltlav (*Parmeliella triptophylla*) (>10)
Stor ospeildkjuke (*Phellinus populicola*) (1)

3. Nøkkelbiotop med verdi C (lokal verdi)

Nøkkelbiototype: Gammel granskog

Areal:

Området er en østvendt, småkupert helling ned fra en forholdsvis ny skogsbilveg. Området grenser i øst, nord og sør mot mer eller mindre tresatt myr. Mye av området preges av vegetasjonskledd blokkmark. Bærlyngskog er dominerende vegetasjonstype, og i små fuktigere partier overtar gran/bjørkesumpskog. Gran er dominerende treslag, med spredte innslag av furu, bjørk, selje og små spirer av rogn. Skogen er flersjiktet og fleraldret med god spredning. Enkelte læger av gran og bjørk, noen få i hvert råtestadie, er å finne. Spredte grangadd er også å se. Ei gammel, grov selje er ca 40 cm i brysthøydiameter, mens grana ikke er spesielt grov selv om enkelte trær har begynt å bli ganske gamle (maks diameter ved brysthøyde er ca 30 cm). Skogen ser ut til å ha stabilt ganske gode fuktighetsforhold i kombinasjon med god lystilgang, noe som gjenspeiles i en del hengelv (mest gubbeskjegg) på de eldste grantrærne, samt forekomst av lungenever på den grove selja. Hyllekjuke og signalarten duftskinn (en barksopp) ble også funnet. Enkelte av furuene i grensa mot myr er preget av storfuglbeiting. Området har begrenset utstrekning, men eksposisjonen, den gode variasjonen og sjiktningen i skogbildet samt funn av signalartene lungenever og duftskinn som er sjeldne å finne i landskapet tilsier nøkkelbiotop med lokal verdi.

Registreringer av spesielle arter: (antall funn i parantes)

Lungenever (*Lobaria pulmonaria*) (1)
Hyllekjuke (*Phellinus viticola*) (1)
Duftskinn (*Cystostereum muraii*) (1, DC)

VEDLEGG 3 (forts. neste side): To måter å beregne effektivitet av nøkkelbiotoper

[Gjerde, 1999 #1182] beregner effektivitet av nøkkelbiotoper registrert i MiS-prosjektet ved å regne tettheten av forekomster av rødlistearter i nøkkelbiotopene registrert sammenlignet med tettheten i hele området (Eff_1). Vi mener det er mer relevant å se på tettheten av forekomster av rødlistearter i nøkkelbiotopene sammenlignet med tettheten utenfor nøkkelbiotopene (Eff_2). Under vil vi vise hvordan disse to effektivitetsmålene forholder seg til hverandre.

La oss kalle antall rødlisteartforekomster innen nøkkelbiotoper og utenfor nøkkelbiotoper for $N_{nøkkel}$ og $N_{utenfor}$. La oss benevne arealet av nøkkelbiotoper for $A_{nøkkel}$, det totale arealet for A_{total} , og la oss kalle arealdekningsgraden til nøkkelbiotopene ($A_{nøkkel}/A_{total}$) for a .

Tettheten av rødlisteartforekomster (i nøkkelbiotoper, utenfor nøkkelbiotoper og totalt) er da:

$$T_{nøkkel} = \frac{N_{nøkkel}}{A_{nøkkel}}$$

$$T_{utenfor} = \frac{N_{utenfor}}{(A_{total} - A_{nøkkel})}$$

$$T_{total} = \frac{(N_{nøkkel} + N_{utenfor})}{A_{total}}$$

(100-43)

De to effektivitetsmålene er definert slik:

$$Eff_1 = \frac{T_{nøkkel}}{T_{total}} \text{ og } Eff_2 = \frac{T_{nøkkel}}{T_{utenfor}}$$

Siden [Gjerde, 1999 #1182] oppgir Eff_1 men ikke Eff_2 , vil vi utlede en formel for Eff_2 uttrykt ved Eff_1 og a . Først tar vi utgangspunkt i uttrykket for Eff_1 :

$$Eff_1 = \frac{N_{nøkkel} / A_{nøkkel}}{(N_{nøkkel} + N_{utenfor}) / A_{total}} = \frac{A_{total}}{A_{nøkkel}} \frac{N_{nøkkel}}{(N_{nøkkel} + N_{utenfor})} = \frac{N_{nøkkel}}{a(N_{nøkkel} + N_{utenfor})} \quad (1)$$

$$Eff_1 = \frac{N_{nøkkel}}{a(N_{nøkkel} + N_{utenfor})}$$

$$Eff_1 a (N_{nøkkel} + N_{utenfor}) = N_{nøkkel}$$

$$Eff_1 a N_{nøkkel} + Eff_1 a N_{utenfor} = N_{nøkkel}$$

$$Eff_1 a N_{utenfor} = N_{nøkkel} - Eff_1 a N_{nøkkel} = N_{nøkkel} (1 - Eff_1 a)$$

$$\frac{N_{nøkkel}}{N_{utenfor}} = \frac{Eff_1 a}{1 - Eff_1 a} \quad (2)$$

Forts. VEDLEGG 3:

Denne sammenhengen kan vi bruke til å omformulere Eff_2 .

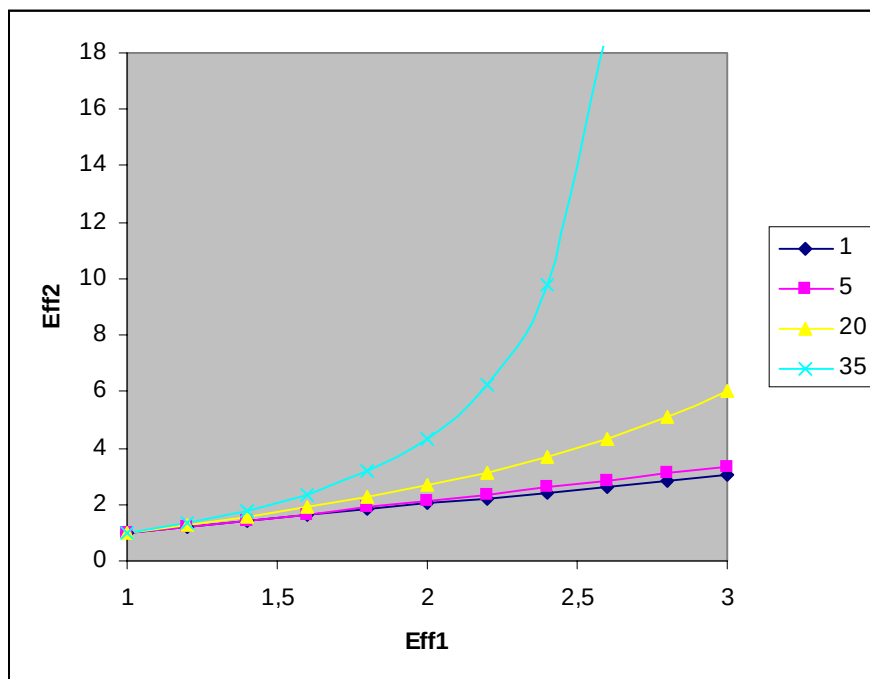
$$Eff_2 = \frac{\frac{N_{nøkkel}}{A_{nøkkel}}}{\frac{N_{utenfor}}{(A_{total} - A_{nøkkel})}} = \frac{(A_{total} - A_{nøkkel})}{A_{nøkkel}} \frac{N_{nøkkel}}{N_{utenfor}} = \left(\frac{A_{total}}{A_{nøkkel}} - \frac{A_{nøkkel}}{A_{nøkkel}} \right) \frac{N_{nøkkel}}{N_{utenfor}} = \left(\frac{1}{a} - 1 \right) \frac{N_{nøkkel}}{N_{utenfor}}$$

Nå kan vi bruke sammenhengen (2) til å bytte ut $\frac{N_{nøkkel}}{N_{utenfor}}$ med $\frac{Eff_1 a}{1 - Eff_1 a}$:

$$Eff_2 = \left(\frac{1}{a} - 1 \right) \frac{N_{nøkkel}}{N_{utenfor}} = \left(\frac{1}{a} - 1 \right) \frac{Eff_1 a}{1 - Eff_1 a}$$

$$Eff_2 = \frac{Eff_1 a (1 - a)}{(1 - Eff_1 a) a} \quad (3)$$

For eksempel, fra formelen (3) ser vi at dersom $Eff_1 = 2.5$ og $a = 0.3$ (30% nøkkelbiotoper), er $Eff_2 = 7$. Dette betyr at nøkkelbiotopene har en 7 ganger så høy tetthet av rødlisteartforekomster som områdene utenfor nøkkelbiotopene. Når arealdekningen er stor, er altså Eff_1 vanskelig å tolke.



Forholdet mellom Eff_1 og Eff_2 ved forskjellige verdier av a (nøkkelbiotopenes arealdekning i prosent).

I motsetning til Eff_2 , har Eff_1 en øvre grense, avhengig av a . Vi ser fra (1) over at når antall forekomster innenfor nøkkelbiotopene går mot uendelig ($N_{nøkkel}$ blir mye større enn $N_{utenfor}$), så går Eff_1 mot $1/a$. Altså, om 20% av området er valgt som nøkkelbiotop, så kan Eff_1 aldri bli større enn 5. I Oppkuven dekket nøkkelbiotoper 35% av området, så selv om absolutt alle rødlistearter hadde ligget innenfor nøkkelbiotopene, ville Eff_1 være kun 2.86 (mens Eff_2 ville være uendelig).