

Rødlister

Fra fundament til forvaltning

Olav Skarpaas
Tor Erik Brandrud
Anne Sverdrup-Thygeson



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er en elektronisk serie fra 2005 som erstatter de tidligere seriene NINA Fagrapport, NINA Oppdragsmelding og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig.

NINA Temahefte

Som navnet angir behandler temaheftene spesielle emner. Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. NINA Temahefte gis vanligvis en populærvitenskapelig form med mer vekt på illustrasjoner enn NINA Rapport.

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

Annen publisering

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine vitenskapelige resultater i internasjonale journaler, populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Norsk institutt for naturforskning

Rødlister

Fra fundament til forvaltning

Olav Skarpaas

Tor Erik Brandrud

Anne Sverdrup-Thygeson

Skarpaas, O., Brandrud, T.E. & Sverdrup-Thygeson, A.
2012. Røddliste: fra fundament til forvaltning - NINA Rap-
port 609. 64 s.

Oslo, januar 2012

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426- 2186-3

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

Olav Skarpaas

KVALITETSSIKRET AV

Erik Framstad

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningsjef Erik Framstad (sign.)

FORSIDEBILDE

Kalklindeskog ved Bøsnipa. Foto: Tor Erik Brandrud.

NØKKEWORD

Rødliste, levedyktighetsanalyse, hotspot-habitater, hul eik,
kalklindeskog, biller, sopp, forvaltningsplaner, Norge, Lar-
vik kommune, Lunner kommune

KEY WORDS

Red list, population viability analysis, hotspot-habitats, hol-
low oaks, calcareous linden forest, beetles, fungi, man-
agement plans, Norway, Larvik municipality, Lunner muni-
cipality

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

7485 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 73 80 14 01

NINA Oslo

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 73 80 14 01

NINA Tromsø

Framsenteret
9296 Tromsø
Telefon: 77 75 04 00
Telefaks: 77 75 04 01

NINA Lillehammer

Fakkeltgården
2624 Lillehammer
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 61 22 22 15

www.nina.no

Sammendrag

Skarpaas, O., Brandrud, T.E. og Sverdrup-Thygeson, A. 2012. Rødlister: fra fundament til forvaltning – NINA Rapport 609. 64 s.

Rødlista for arter utgjør en viktig del av beslutningsgrunnlaget for forvaltning av norsk natur. Målet med dette prosjektet har vært å styrke og utvikle verktøy for forvaltning av biologisk mangfold knyttet til rødlista. Det er viktig med økt kunnskap både når det gjelder rødlistas rolle i samfunnsdebatten, grunnlaget for rødlisting av arter, rødlistearters forekomster og utvikling, samt forvaltningsstrategier i forhold til rødlistearter. I dette prosjektet har vi tatt for oss slike problemstillinger på de ulike trinnene i forvaltningen av sjeldne og truede arter fra fundamentet av natur- og samfunnsvitenskap, via etablering av rødlister (trinn 1) og lokalisering av rødlistearter (trinn 2), til den praktiske forvaltningen av rødlistete arter (trinn 3). Samfunnsmekanismer rundt opprettelse og anvendelse av rødlista omtales i en egen rapport (Jørstad & Skogen 2008). Her rapporterer vi de naturvitenskapelige resultatene fra prosjektet.

Vårt bidrag til etablering av rødlister (trinn 1) er en ny metode for levedyktighetsanalyse basert på forekomstdata. Med IUCN-kriteriene, som de siste revisjonene av den norske rødlista baseres på, vektlegges kvantitative levedyktighetsanalyser som grunnlag for rødlisting i større grad enn tidligere. De fleste etablerte metoder for levedyktighetsanalyser krever imidlertid data om demografi og populasjonsutvikling over tid, men for mange arter finnes bare informasjon om sted- og tidfestede forekomster (vitenskapelige samlinger, herbarier, krysslister, osv.). Vi har utviklet en metode for levedyktighetsanalyse basert på forekomstdata, som muliggjør levedyktighetsanalyse for langt flere arter (kapittel 2). Denne metoden kan gi realistiske estimater av utdøingsrisiko fra forekomstdata, hvis man tar hensyn til observasjonsusikkerhet i analysen. Metoden bør imidlertid bare brukes der datagrunnlaget er tilstrekkelig. Med foreliggende data for Norge, er det mulig å beregne trender og levedyktighet for en del karplanter, og noen sopp, insekter og lav.

For mange artsgrupper krever forvaltning av rødlistearter koblinger til miljøegenskaper som muliggjør lokalisering av artene og miljøer de trives i (trinn 2). Vi har analysert forholdet mellom arter og miljøvariabler i hotspots for enkelte store grupper av rødlistearter: hul eik og kalklindeskog (kapittel 3). For hule eiker har vi sett på betydningen av miljøvariabler knyttet til enkelttrær og omgivelser for rødlistete billearter, og utviklet prediksjonsmodeller for artsrikdom basert på disse miljøvariablene. Vi ser klare forskjeller mellom billesamfunn i hul eik i skog og kulturlandskap, mellom trær med ulike egenskaper (f.eks. omkrets, hulrom, dødved i omgivelser) og mellom hulrom og krone i enkelttrær. Slik variasjon kan brukes til å predikere hotspots, og må tas hensyn til i forvaltningen, men er foreløpig vanskelig å knytte til kart fordi stedfestet informasjon om relevante miljøvariabler mangler. For kalklindeskoger er det enklere å koble forekomster til geografisk informasjon om naturmiljø og påvirkninger. Våre analyser antyder at forekomsten av denne naturtypen er om lag halvert i forhold til "urnaturen" i indre Oslofjord. Det er imidlertid stor geografisk variasjon i potensialet for kalklindeskog, både knyttet til topografi og arealdekke. I kalklindeskog er sannsynligheten for å treffe på rødlistearter av sopp størst i partier med mineraljord og dominans av lind og hassel, og til dels eik. Likevel finner vi flest forekomster av rødlistearter på flatere partier med moldjord og innslag av andre treslag, fordi disse miljøbetingelsene er vanligst i landskapet.

God praktisk forvaltning av rødlistearter (trinn 3) forutsetter omfattende kunnskap om arter i konkrete landskaper og en måte å systematisere denne på i forhold til virkemidler og tiltak, dvs. en forvaltningsplan. På grunnlag av data som allerede er samlet inn gjennom bl.a. ARKO, og supplerende feltstudier av de store rødlistegruppene sopp og insekter, har vi forsøkt å skissere hvordan slike forvaltningsplaner for rødlistearter vil kunne se ut i to konkrete eksempler fra Larvik og Lunner (kapittel 4), som kan karakteriseres som viktige biomangfold-kommuner og representanter for hotspot-regioner for store grupper av rødlistearter (insekter og sopp). Denne studien viser at stedfestet kunnskap om rødlistearter kan brukes til å skreddersy forvaltningstiltak for å fange opp rødlistearter, og at det er et betydelig potensial for å forbedre forvaltningen av rødlistearter. I studieområdene ligger 30-40% av de kjente forekomstene av rødlistete sopparter i områder uten noen slags forvaltning rettet mot å ivareta biologisk mangfold (med unntak av generelle hensyn i skog-

bruket). Med målrettet planlegging og lokale tiltak tilpasset artenes fordeling og arealkrav (f eks kalkarter versus vedboende arter av sopp) vil det være mulig å fange opp flere av rødlisteartene med relativt liten arealinnsats, selv om verneambisjonen trolig bør ligge høyere i hotspot-regioner (10-15%) enn den nasjonale målsettingen (5%) dersom ivaretagelse av rødlistearter i skog skal oppnås.

Vårt prosjekt har bidratt med ny forskning og forvaltningsverktøy knyttet til rødlista. Videre utvikling når det gjelder etablering og bruk av rødlista vil være tjent med en nøye vurdering av den samfunnsmessige konteksten (Jørstad & Skogen 2008), anvendelse av kvantitative metoder for levedyktighet, kontinuerlig videreføring og videreutvikling av kartleggings- og overvåkingsarbeid for biologisk mangfold og relevante miljø- og påvirkningsfaktorer, samt en systematisering av planarbeidet for å ivareta det mest utsatte biologiske mangfoldet.

Olav Skarpaas (olav.skarpaas@nina.no), Tor Erik Brandrud (tor.erik.brandrud@nina.no)
Anne Sverdrup-Thygeson (anne.sverdrup-thygeson@nina.no), Norsk institutt for naturforskning (NINA), Gaustadalléen 21, 0349 Oslo

Abstract

Skarpaas, O., Brandrud, T.E. and Sverdrup-Thygeson, A. 2012. Red lists: from basis to management – NINA Report 609. 64 p.

The Red list for species is an important basis for decisions in Norwegian nature management. The goal of this project has been to strengthen and develop tools for management of biodiversity in connection with the Red list. Improvements are needed in our knowledge of the role of the Red list in the public debate, the scientific basis for red-listing of species, occurrences and development of red-listed species, as well as management strategies for red-listed species. In this project we address these issues at the different steps of the management of rare and threatened species from the scientific basis, via Red list establishment (step 1) and localisation of red-listed species (step 2), to the practical implementation of management for red-listed species (step 3). Social and societal mechanisms in the establishment and application of the Red list is covered in a separate report (Jørstad & Skogen 2008). Here, we report the results from the natural science parts of the project.

Our contribution to the establishment of Red lists (step 1) is a novel method for population viability analysis based on species occurrence data. The Norwegian Red list is now based on the IUCN-criteria, which emphasize quantitative viability analyses as a basis for red-listing. However, most established methods for population viability analysis require demographic or population time series data that are only available for a limited number of species. We have developed a method based on occurrence data (scientific collections, herbaria, check lists, etc.) that facilitates viability analysis for a wide range of species (chapter 2). By accounting for observation error in occurrence data, this method gives realistic estimates of population trends and quasi-extinction risk. The method should only be applied to data of sufficient quality. With the current available data in Norway it is possible to estimate trends and viability for a number of vascular plants, and some fungi, insects and lichens.

For many taxonomic groups the management of red-listed species requires links to environmental conditions that make it possible to locate the species and their preferred habitats (step 2). We analyzed the relationship between species and environmental variables in hotspots for large groups of red-listed species: hollow oaks and calcareous linden forest (chapter 3). For hollow oaks we investigated the importance of environmental variables associated with trees and their surroundings for red-listed beetles, and developed prediction models for species richness based on these variables. We found clear differences in beetle communities between hollow oaks in forests and cultural landscapes, between trees with different properties (e.g. diameter, cavities, dead wood in surroundings), and between cavity and crown in single trees. This variability can be used to predict hotspots, and must be considered in management, but is currently hard to connect to maps because of a lack of geographical information on relevant environmental variables. For calcareous linden forests it is easier to make the connection to geographical information on environment and human pressures. Our analyses suggest that the calcareous linden forests are reduced by approximately 50% compared to its potential in the inner Oslofjord area. However, there is substantial geographical variation in the potential for such forests, due to variation in topography and land cover. Within calcareous linden forests the probability of encountering red-listed species of fungi is highest in areas with mineral soil dominated by linden and hazel, and to some extent oaks. The largest number of red-listed species is nevertheless found in flatter areas with higher mould content and other tree species present because these conditions are most common in the landscape.

Management of red-listed species (step 3) requires comprehensive knowledge of species in specific landscapes as well as a systematic approach for connecting this knowledge to management measures, i.e. a management plan. We outline how such management plans may be developed for two specific study areas (Larvik and Lunner municipalities), representing biodiversity hotspot-regions where a large number of observations on major groups of red-listed species (insects and fungi) have been recorded over the years (chapter 4). This study suggests that geographical data can be used to optimize management measures to cover red-listed species, and that there is a

substantial potential for improvement of existing management in this respect. In our study areas 30-40% of the known occurrences of red-listed fungi are in areas without any specific biodiversity management. Targeted planning and local measures adapted to the distribution and area needs of different species groups (e.g. calciphilous vs. dead-wood species) will increase the coverage of more red-listed species with a relatively low area effort, although the ambitions for forest protection should probably be higher in hotspot-regions (10-15%) than the current national goal (5%) to maintain red-listed species at the current level.

Our project has contributed new research and management tools connected to the Red list. We suggest that the establishment and practical application of the Red list will benefit from a careful consideration of the societal context (Jørstad & Skogen 2008), application of quantitative methods for viability analysis, continuous development of mapping and monitoring of biodiversity and relevant environmental variables and human pressures, as well as a systematic planning approach to protect and manage biodiversity.

Olav Skarpaas (olav.skarpaas@nina.no), Tor Erik Brandrud (tor.erik.brandrud@nina.no)
Anne Sverdrup-Thygeson (anne.sverdrup-thygeson@nina.no), Norwegian Institute for Nature Research (NINA), Gaustadalléen 21, NO-0349 Oslo, Norway

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	5
Innhold	7
Forord	8
1 Etablering og bruk av rødlistearter: en trinnvis prosess	9
2 Etablering av rødlistearter: levedyktighetsanalyse	11
2.1 Levedyktighetsanalyse for rødlisting	11
2.2 Levedyktighetsanalyse med forekomstdata	11
2.3 Simulerte eksempler	13
2.4 Utvalgte arter	16
2.5 Muligheter og begrensninger i metode og data	17
2.6 Konklusjon	18
3 Forekomst av rødlistearter: hotspot-habitater	19
3.1 Hvor finner vi rødlistearter?	19
3.2 Hotspot I: biller i hul eik	20
3.3 Hotspot II: Sopp i kalklindeskog	25
3.4 Konklusjon	32
4 Forvaltning av rødlistearter: regionsvise forvaltningsplaner	33
4.1 Dagens ivaretagelse av rødlistearter og hotspots	34
4.2 Målsetting i en forvaltningsplan	35
4.3 Eksempel 1: Lunner kommune	35
4.4 Forslag til forvaltningsplan for studieområdet i Lunner	40
4.5 Eksempel 2: Larvik kommune	44
4.6 Forslag til forvaltningsplan for studieområdet i Larvik	50
4.7 Konklusjon	53
5 Forskning og forvaltning med utgangspunkt i rødlista	55
5.1 Fundament: samfunn og naturviten	55
5.2 Trinn 1: etablering av rødlistearter	55
5.3 Trinn 2: lokalisering av rødlistearter	56
5.4 Trinn 3: forvaltningsplaner	56
5.5 Konklusjon	57
Referanser	58
Vedlegg: hotspot-områder og registreringer av sopp	61

Forord

Dette er sluttrapporten fra forskningsprosjektet Rødlisten: fra fundament til forvaltning (RØFF) under NINAs strategiske instituttprogram (SIP) Research Tools for Management (REMA 2010; Aas & Qvenild 2011). Målet med dette prosjektet har vært å styrke og utvikle verktøy for forvaltning av biologisk mangfold knyttet til rødlista.

Prosjektet har vært utført i perioden 2006-2011 av et tverrfaglig team av forskere ved NINA: Tor Erik Brandrud (mykologi og skogøkologi), Anne Sverdrup-Thygeson (entomologi og skogøkologi), Frode Ødegaard (entomologi), Ketil Skogen (sosiologi), Ola Diserud (biostatistikk) og Olav Skarpaas (botanisk økologi, prosjektleder).

I tillegg har vi hatt stor nytte og glede av innspill fra Odd Stabbetorp (levedyktighetsanalyse og topografidata), Vegar Bakkestuen (GBIF data), Egil Bendiksen, Per Marstad og Anders Often (feltregistrering sopp), Knut Olav Fossestøl (feltregistrering biller), Oddvar Hansen (billebestemmelse), Svein Erik Storeid (GIS) og Einar Jørstad (Masterstudent i sosiologi).

I denne rapporten, som oppsummerer de naturvitenskapelige resultatene fra prosjektet, har Olav Skarpaas hatt hovedansvar for kapitlene om levedyktighetsanalyse (kap. 2) og hotspot-habitatet kalklindeskog (kap. 3.3), Anne Sverdrup-Thygeson har hatt hovedansvar for kapitlet om hotspot-habitatet hul eik (kap. 3.2) og Tor Erik Brandrud har hatt hovedansvaret for kapitlet forvaltningsplaner (kap. 4). De samfunnsvitenskapelige resultatene fra prosjektet er oppsummert i NINA Rapport 395 (Jørstad & Skogen 2008).

Vi takker for finansieringen fra REMA 2010. Samtlige av prosjektdeltakerne har hatt stor arbeidsbelastning på andre prosjekter, og midlene til hver enkelt forsker har vært begrenset i dette prosjektet. Ved utstrakt samarbeid med bl. a. ARKO, har vi likevel generert viktige resultater som vi håper og tror kan komme til nytte i arbeidet med å forvalte mange av våre mest utsatte arter.

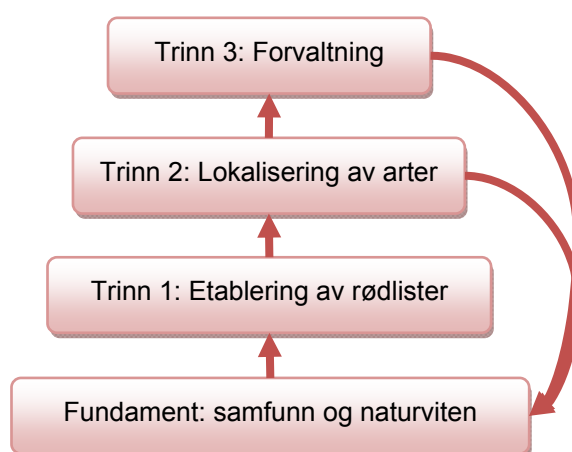
Oslo, januar 2012

Olav Skarpaas
Tor Erik Brandrud
Anne Sverdrup-Thygeson

1 Etablering og bruk av rødlister: en trinnvis prosess

Nasjonalt og internasjonalt har rødlister blitt et betydningsfullt bidrag i debatten om og forvaltningen av biologisk mangfold. Det er derfor et stort behov for å styrke kunnskapsgrunnlaget for etablering og bruk av rødlister. Etablering og bruk av rødlister i forvaltningen av biologisk mangfold foregår i flere trinn: (1) etablering og revisjon av rødlister, (2) lokalisering av forekomster rødlistete arter og deres habitater, og (3) forvaltningstiltak for å ivareta forekomster av rødlistete arter. Trinn 1 forutsetter et samfunnsmessig og naturvitenskapelig fundament for rødlista, trinn 2 forutsetter i tillegg at en rødliste er etablert, og trinn 3 forutsetter videre at rødlisteartenes lokalisering er kjent. Dette er imidlertid ikke bare en enveisprosess: kunnskap om rødlistearter fremskaffet på trinn 2, og endringer i forekomst som følge av tiltak på trinn 3, kan begge føre til forandringer i fundamentet for rødlista og behov for revisjon (**Figur 1.1**).

Med hvert trinn i prosessen følger også en innsnevring og konkretisering av hvilke objekter (arter og habitater) vi har med å gjøre. En nasjonal rødliste må vurdere hele artsmangfoldet på nasjonal skala, og sette dette inn i en global sammenheng. På trinn 2 snevres dette inn til artene som havner på rødlista ("rødlistearter"; Boks 1.1) og habitater hvor disse forekommer og har sine tyngdepunkter, som for eksempel fugle fjell eller løv- og blandings-skoger i den boreonemorale sonen. På trinn 3 er spørsmålet hvordan ulike forvaltningstiltak best kan ivareta mangfoldet i en slik region, for eksempel ved at de rettes inn mot mer konkrete "hotspots" (Boks 1.1), som kalkskoger eller grove hule eiker.

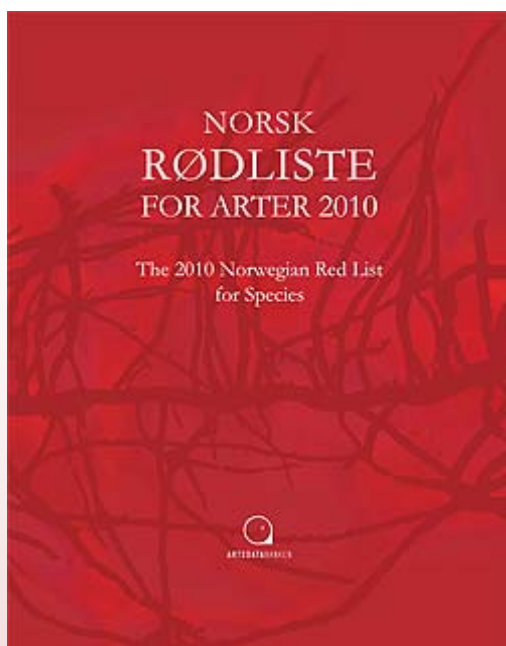


Figur 1.1. Skisse av prosessen for etablering og bruk av rødlister i forvaltning av biologisk mangfold.

Dette er sluttrapporten fra prosjektet Rødlister: fra fundament til forvaltning (RØFF), hvor vi har sett nærmere på et utvalg problemstillinger på hvert av de tre trinnene med tanke på å styrke og utvikle verktøy for forvaltning av biologisk mangfold knyttet til rødlista. Samfunnsmekanismer rundt opprettelse og anvendelse av rødlista omtales i en egen rapport (Jørstad & Skogen 2008). Her rapporterer vi de naturvitenskapelige resultatene fra prosjektet på hvert av trinnene i etablering og bruk av rødlista (kap. 2-4), og gir til slutt en sammenfattende kommentar til prosjektet som helhet (kap. 5).

Hovedmålet med dette prosjektet har vært å styrke og utvikle verktøy for forvaltning av biologisk mangfold knyttet til rødlista. Dette har vi forsøkt å oppnå ved å utvikle nye metoder og verktøy for de ulike trinnene i etablering og anvendelse av rødlista: levedyktighetsanalyser (kap. 2), prediksjon av artsforekomster (kap. 3) og koordinering av forvaltningstiltak (kap. 4). Rødlista er et godt utgangspunkt for forvaltning av truet biologisk mangfold, men våre resultater viser også at arbeidet med rødlista kan videreutvikles både når det gjelder etablering og bruk.

Boks 1.1 Viktige begreper



Faksimile av den gjeldende norske rødlista.

Rødlistearter – arter som står i den norske rødlista som sterkt truet (CR), truet (EN), sårbar (VU) eller nær truet (NT). Vi har forholdt oss til rødlista for 2006 (Kålås et al. 2006), men fordi rødlista endres med oppdatert kunnskap (Kålås et al. 2010) har vi i noen tilfeller også inkludert andre sjeldne arter i analysene (der dette er eksplisitt nevnt).

Truete arter – arter i de tre øverste kategoriene på rødlista (CR, EN, VU).

Levedyktighetsanalyse – kvantitativ analyse av arters sannsynlighet for utdøing (Morris & Doak 2002). Vi har utviklet en metode for levedyktighetsanalyse basert på forekomstdata (se kap. 2).

Hotspot – konsentrasjon av rødlistearter. Med *hotspot-region* mener vi en region med større antall rødlistearter per arealenhet enn andre regioner. Med *hotspot-habitat* mener vi et habitat med større konsentrasjon av rødlistearter enn andre habitater (se kap. 3 og 4).

Prediksjonsmodell – kvantitativ modell egnet for prediksjon. Med prediksjon menes her forutsigelser om forekomst eller mengde av arter eller habitater i økologisk og/eller geografisk rom. Vi har predikert forekomst av hotspot-habitater og rødlistearter både økologisk og geografisk (se kap. 3).

2 Etablering av rødlister: levedyktighetsanalyse

2.1 Levedyktighetsanalyse for rødlisting

Rødlista er en prognose for arters eller habitaters risiko for å forsvinne fra Norge (Kålås et al. 2006, Kålås et al. 2010). Prognosen er basert på internasjonalt aksepterte kriterier for vurdering av utdøingsrisiko for arter (IUCN 2001). Disse kriteriene (særlig tidligere versjoner) og anvendelsen av dem har vært kritisert for å hvile for tungt på mer eller mindre subjektive ekspertvurderinger, og for lite på kvantitative, ekspert-uavhengige levedyktighetsanalyser (Population viability analysis, PVA, se for eksempel Mace & Lande 1991, Menges 2000, Possingham et al. 1993).

Selv om retningslinjene for rødlistevurdering nå har et kriterium basert på levedyktighetsanalyse (kriterium E; IUCN 2001), brukes ikke dette i praksis i den norske rødlista (Kålås et al. 2006, Kålås et al. 2010). Hovedproblemet er at klassiske metoder for levedyktighetsanalyse krever tids-serier med demografiske data (populasjonsstørrelser, gjerne fordelt på alder og/eller størrelse). Slike data er bare tilgjengelig for et fåtall arter.

I de aller fleste tilfeller er forekomstdata fra museer, private samlinger og kartleggingsrapporter de eneste kildene til kunnskap om utbredelse og mengde av artene. Dette gjelder i høyeste grad mange sjeldne og truede arter, som også har det største behovet for levedyktighetsanalyser. Store mengder forekomstdata er etter hvert gjort tilgjengelig gjennom databaser på internett (f. eks. GBIF, Artsobservasjoner). I dette prosjektet har vi utviklet en metode for levedyktighetsanalyse basert på slike data (Skarpaas & Stabbe 2011).

Metoden vi har utviklet gir mulighet for å modellere både en underliggende populasjonsprosess (endring i populasjonsstørrelse) og en observasjonsprosess (datainnsamling). Ved å ta hensyn til observasjonsusikkerhet gjør denne metoden det mulig å estimere trender og variasjon i populasjonsvekstrater som så kan brukes til å vurdere levedyktighet som i klassisk PVA (Dennis et al. 1991, Morris & Doak 2002). Her beskriver vi metoden i grove trekk og presenterer og diskuterer utvalgte eksempler for flere artsgrupper.

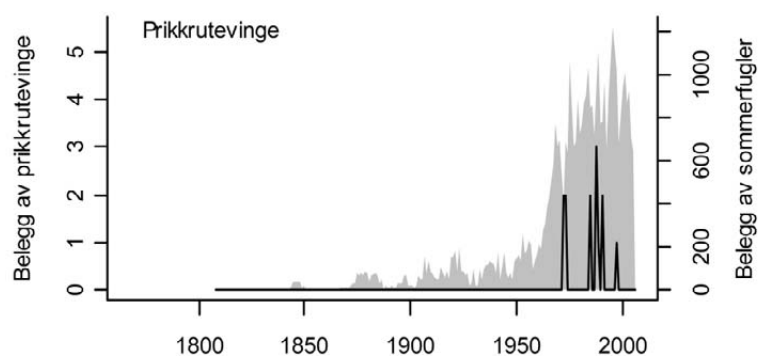
2.2 Levedyktighetsanalyse med forekomstdata

For å kunne bruke forekomstdata til levedyktighetsanalyse må metoden kunne håndtere stor usikkerhet: Antall funn av enkeltarter varierer voldsomt over tid (**Figur 2.1**). Denne variasjonen har ulike kilder. Vi må kunne skille variasjon som er relevant for å si noe om mengde og utvikling av arten (reelle populasjonsendringer eller *prosessvariasjon*), fra støy knyttet til observasjonsprosessen (*observasjonsfeil*), som vi ønsker å filtrere vekk. Klassisk PVA antar at all variasjon er prosessvariasjon, og vil derfor overestimere utdøingssannsynlighet for slike data.

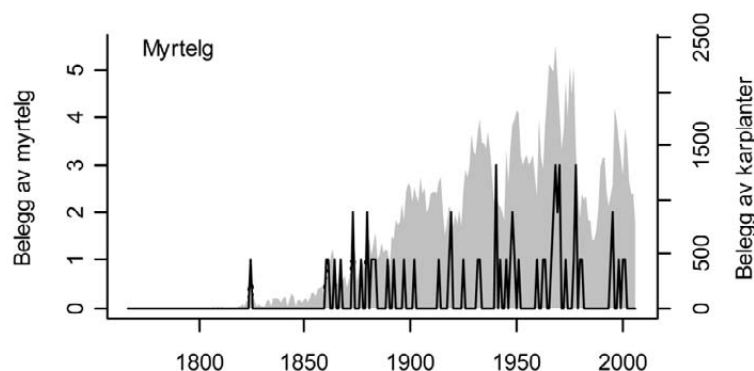
2.2.1 Modellering av populasjons- og observasjonsprosessen

For å kunne håndtere både prosessusikkerhet og observasjonsusikkerhet bruker vi en såkalt "state-space model" (de Valpine & Hastings 2002), med undermodeller for populasjonsprosessen og observasjonsprosessen.

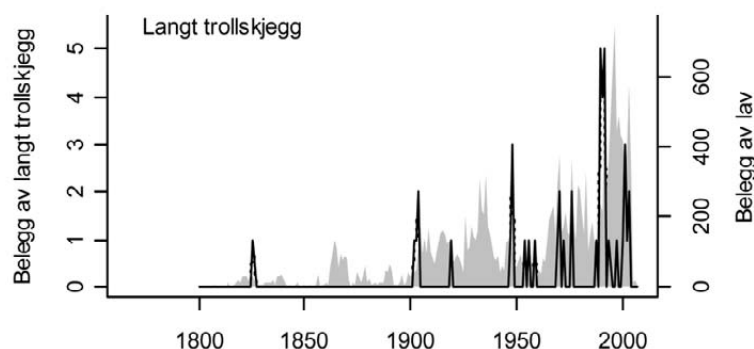
For populasjonsprosessen har vi brukt en stokastisk eksponensiell modell, som er en god tilnærming til mange ulike populasjonsprosesser (Holmes et al. 2007). Modellen beskriver endringen i populasjonsstørrelse N_t i diskrete tidsskritt (år i vårt tilfelle), med en gjennomsnittlig vekstrate μ og normalfordelt prosessvariasjon med gjennomsnitt 0 og standard avvik σ . Disse parameterne benyttes i beregning av utdøingssannsynlighet (se 2.2.2).



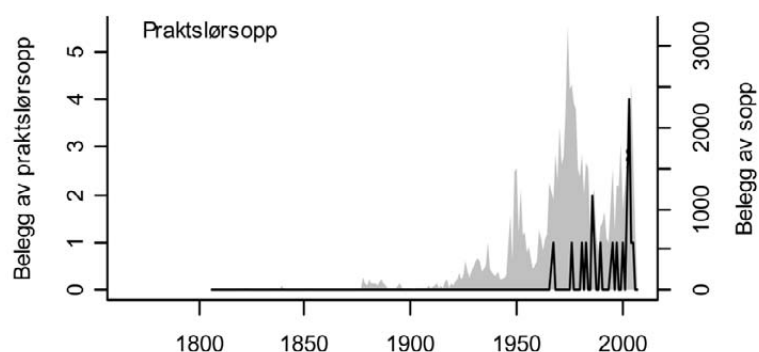
Prikkrutevinge *Melitaea cinxia*
Foto: Leif Aarvik



Myrtelg *Thelypteris palustris*
Foto: Kristin Vigander



Langt trollskjegg *Bryoria tenuis*
Foto: Einar Timdal



Praktslørsopp *Cortinarius cumatilis*
Foto: Tove Hafnor Dahl

Figur 2.1. Eksempler på tidsserier av forekomstdata på nasjonal skala for en sommerfugl (prikkrutevinge *Melitaea cinxia*), en karplante (myrtelg *Thelypteris palustris*), en lav (langt trollskjegg *Bryoria tenuis*) og en sopp (praktslørsopp *Cortinarius cumatilis*). I hver av figurene vises også den totale innsamlingen av belegg for artsgruppen som helhet (grå søyler). Merk at for både fokusarter og artsgrupper telles bare unike belegg: gjentatte belegg av samme samler innen samme kvadratkilomterrute på samme dato er utelatt. Data fra GBIF Norge (www.gbif.no).

Populasjonsstørrelsen N er målt som antall delpopulasjoner. Her er dette definert som forekomst i et avgrenset areal, slik at N_i kan tolkes som det totale forekomstarealet (Kålås et al. 2006). Dette er i samsvar med type data og presisjonen av disse: observatører noterer ofte bare en forekomst, og samlere tar gjerne med seg bare ett (eller noen få) eksemplarer fra hver delpopulasjon innenfor en romlig enhet (arealet de registrerer innenfor). Dermed vil en observasjon eller ett belegg representerer forekomsten av en delpopulasjon i det gitte arealet.

For observasjonsprosessen brukte vi derfor en binomisk observasjonsmodell som beskriver fordelingen (forventning og variasjon) av observasjoner gitt mengde av arten og innsamlingsinnsats (Skarpaas & Stabbetorp 2011). Den gjennomsnittlige sannsynligheten for forekomst av arten i en tilfeldig geografisk enhet – frekvensen – er lik antall forekomster av arten i studieområdet delt på antall geografiske enheter s , dvs. N/s . Sannsynligheten for å observere en art i datasettet er forekomstsannsynligheten korrigert for observerbarhet, dvs. oppdagbarhet (Kéry 2004, Kéry & Schmid 2004) og attraksjonsverdi for samlere (Pedersen 2002). Innsamlingsinnsatsen, dvs. antall forsøk på innsamling av fokusarten, ble beregnet som antallet funn og observasjoner av fokusarten og et sett med bakgrunnsarter som indikerer relevant innsamlingsaktivitet (Skarpaas & Stabbetorp 2011).

For å estimere parameterne i populasjonsmodellen brukte vi NISS (Numerically integrated state space modelling; de Valpine & Hastings 2002; se Skarpaas & Stabbetorp 2011 for en kort omtale av denne og alternative metoder). All modellering og analyse ble utført i R (R Development Core Team 2009).

2.2.2 Beregning av utdøingsrisiko og rødlistekategori

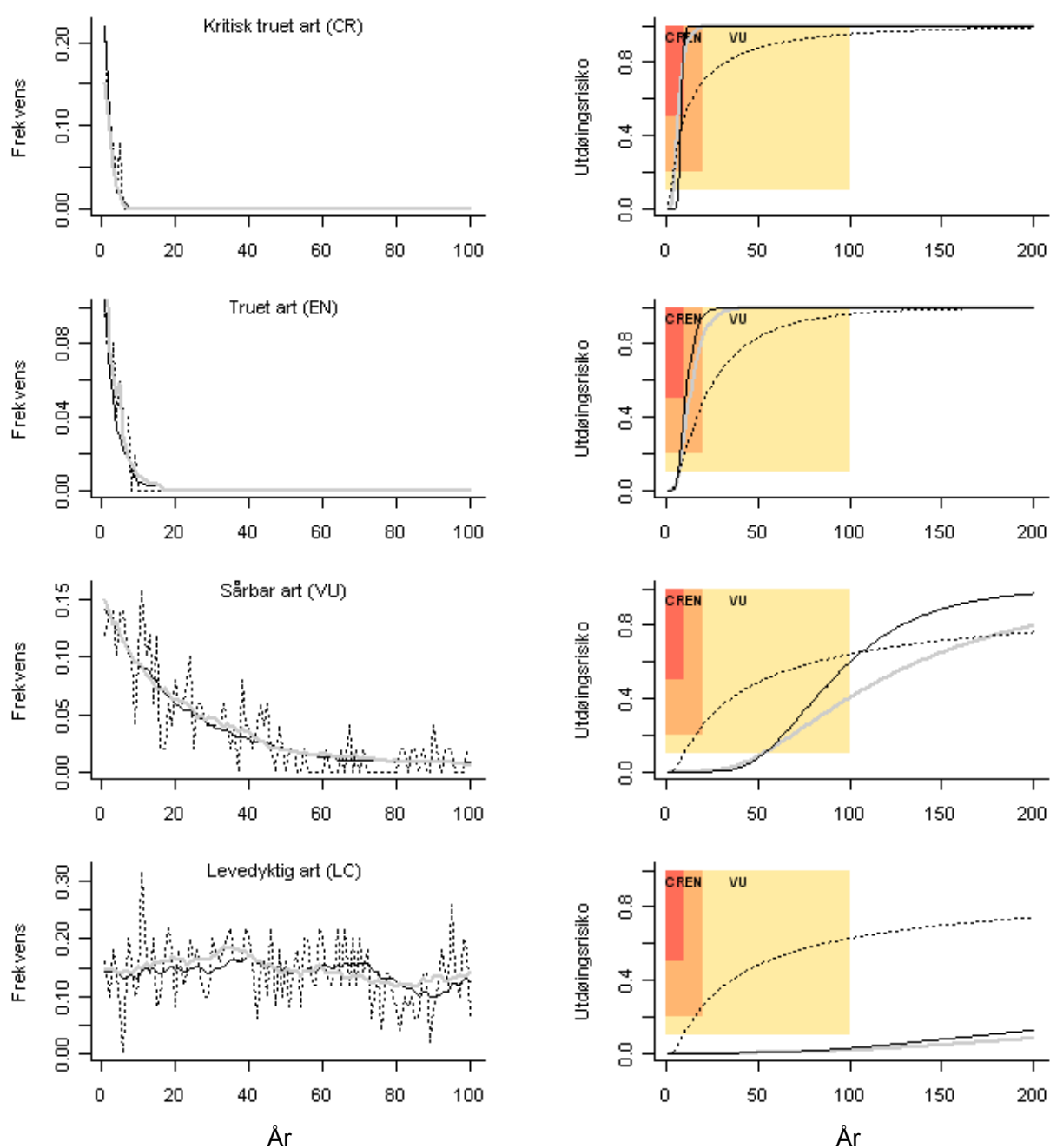
Klassisk levedyktighetsanalyse resulterer i en vurdering av sannsynlighet for utdøing over tid (Morris & Doak 2002), som er grunnlaget for rødlistevurdering etter kriterium E (IUCN 2001, Kålås et al. 2006). Utdøingsrisiko kan beregnes ved hjelp av en diffusjonsmodell når man kjenner vekstraten μ , prosessvariansjonen σ_t , og forholdet mellom populasjonsstørrelsen N og utdøingsgrensen n_q (Dennis et al. 1991). Vi satte utdøingsgrensen til $n_q = 1$, dvs. at vi betrakter arten som utdødd når populasjonsstørrelsen er mindre enn en subpopulasjon. De øvrige parameterne (μ , σ og N) ble estimert som beskrevet ovenfor (2.2.1). Med kjente (estimerte) parameterverdier, er fordelingen for utdøingsrisiko over tid gitt ved den inverse gaussiske fordelingen (Dennis et al. 1991, Morris & Doak 2002).

Risiko for utdøing over tid brukes til å plassere arter i rødlistekategorier på følgende måte (Kålås et al. 2006, Kålås et al. 2010): Hvis utdøingsrisikoen overstiger 50% på ti år (eller tre generasjoner, hvis det er lenger), regnes arten for kritisk truet (CR). Hvis risikoen for utdøing overstiger 20% på 20 år (eller fem generasjoner), er arten truet (EN). Er risikoen mer enn henholdsvis 10% og 5% på 100 år, er arten sårbar (VU) eller nær truet (NT). Arter med lavere risiko enn 5% på 100 år regnes som livskraftige (LC).

2.3 Simulerte eksempler

For å illustrere og teste metoden, har vi simulert data med utvalgte populasjons- og observasjonsparametere (Skarpaas & Stabbetorp 2011) for å vurdere om metoden gir presise og forventningsrette estimater.

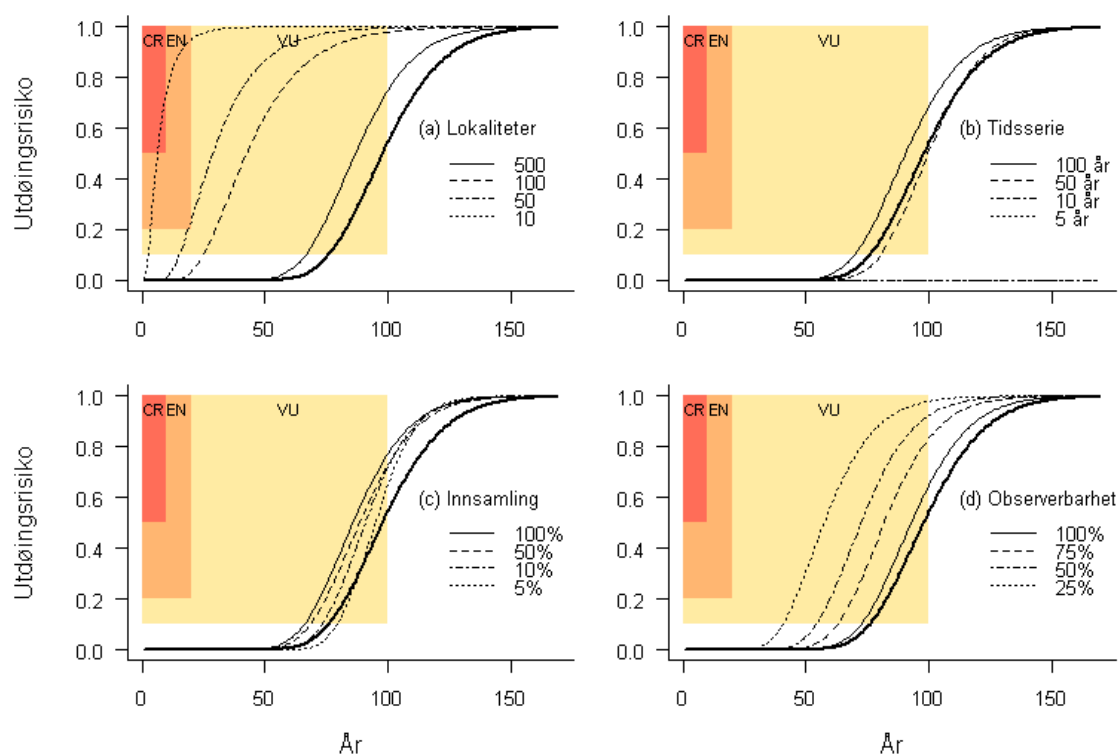
Simuleringene viser at metoden vår gir gode resultater sammenlignet med klassisk PVA (**Figur 2.2**). Fordi klassisk PVA ikke tar høyde for observasjonsusikkerhet, har den en tendens til å overestimere utdøingsrisiko i nær framtid (og underestimere risikoen i fjern framtid). Når vi korrigerer for observasjonsusikkerhet, blir estimatene betydelig mer nøyaktige: vår metode gir korrekt klassifisering av alle fire artene (CR, EN, VU og LC), mens klassisk PVA klassifiserer de tre første som kritisk truet (CR) (**Figur 2.2**). Merk at **figur 2.2** viser resultatet av én simulering per figur, ikke gjennomsnittet av flere. Man derfor ikke kan forvente helt presise estimater.



Figur 2.2. Tidsserier og utdøingsrisiko for simulerte data (modifisert fra Skarpaas & Stabbe-
torp 2011). De fire radene med figurer viser, fra top til bunn, (1) en kritisk truet art (CR; parameterver-
dier: $\mu = -0,6$, $\sigma = 0,6$, $n_0/s = 0,15$), (2) en truet art (EN; $\mu = -0,3$, $\sigma = 0,3$, $n_0/s = 0,15$), (3) en sårbar
art (VU; $\mu = -0,03$, $\sigma = 0,05$, $n_0/s = 0,15$), og en levedyktig art (LC; $\mu = 0$, $\sigma = 0,03$, $n_0/s = 0,15$).
Figurene til venstre viser tidsseriene og figurene til høyre de tilhørende estimatene for utdøingsri-
siko med de sanne parameterverdiene (tykk grå linje) og de estimerte parameterne for vår meto-
de (heltrukken sort linje) og klassisk PVA (stiplet linje). De fargede feltene i figurene til høyre an-
gir de tre truethetskategoriene på rødlista (Kriterium E; Kålås et al. 2006, 2010): Kritisk truet (CR:
50% utdøingsrisiko innen 10 år), Truet (EN: 20% utdøingsrisiko innen 20 år), og Sårbar (VU: 10%
utdøingsrisiko innen 100 år).

Forekomstdata er som nevnt beheftet med stor usikkerhet som mål på mengde av arter. Selv om metoden vår er utviklet nettopp med tanke på å modellere denne usikkerheten, er det viktig å vurdere grensene for metoden. Vi undersøkte hvordan ulike observasjonsvariabler, dvs. egenskaper ved data og innsamlingsprosessen (antall lokaliteter / romlig oppløsning s , tidsserielengde t , innsamlingsinnsats c og observerbarhet k), påvirker estimer av populasjonsparametere og utdøingsrisiko.

Estimatene av utdøingsrisiko er gode så lenge den romlige oppløsningen (antall mulige lokaliteter) er høy, tidsseriene er lange og observerbarheten til arten er høy (**Figur 2.3**). Metoden ser ut til å gi en liten systematisk overvurdering av utdøingsrisiko selv ved de høyeste verdiene av observasjonsvariablene som er vurdert her (jfr. avviket mellom heltrukne og fete linjer i **Figur 2.3**). Skjevheten er imidlertid liten og uten betydning for rødlisteklassifiseringen, og vi antar at den ville bli enda mindre med bedre data. Det største problemet inntreffer ved korte tidsserier, som fører til dramatisk underestimering av utdøingsrisiko (**Figur 2.3b**). Dette skyldes at variasjonen i populasjonsvekstraten underestimeres. Ved lav romlig oppløsning (**Figur 2.3a**) og lav observerbarhet (**Figur 2.3d**) overvurderes utdøingsrisiko. Dette skyldes underestimering av henholdsvis populasjonsvekstraten og mengden av arten. Det er oppmuntrende at lav innsamlingsaktivitet ikke fører til nevneverdige skjevheter i estimer av utdøingsrisiko (**Figur 2.3c**), men det er verdt å merke seg at presisjonen blir lavere når innsamlingsaktiviteten går ned, hvilket også gjelder de tre andre observasjonsvariablene (Skarpaas & Stabbe 2011).



Figur 2.3. Illustrasjon av hvordan ulike egenskaper ved data og observasjonsprosessen påvirker estimer av utdøingsrisiko. Hver figur viser simulert utdøingsrisiko for en sårbar art (fet linje; parameterverdier $\mu = -0,05$, $\sigma = 0,10$, $n_0/s = 0,3$) og den estimerte utdøingsrisikoen basert på medianverdien av parameterestimer i 200 gjentatte simuleringer for ulike nivåer av den angitte parameteren: (a) antall lokaliteter, dvs. romlig oppløsning for geografisk heldekkende analyser; (b) tidsserielengde, dvs. antall år med innsamling av relevante bakgrunnsarter (ikke nødvendig vis av arten selv); (c) innsamlingsinnsats, dvs. andel av lokalitetene som oppsøkes hvert år, og (d) observerbarhet, dvs. sannsynlighet for at arten belegges, dersom den finnes på en lokalitet.

2.4 Utvalgte arter

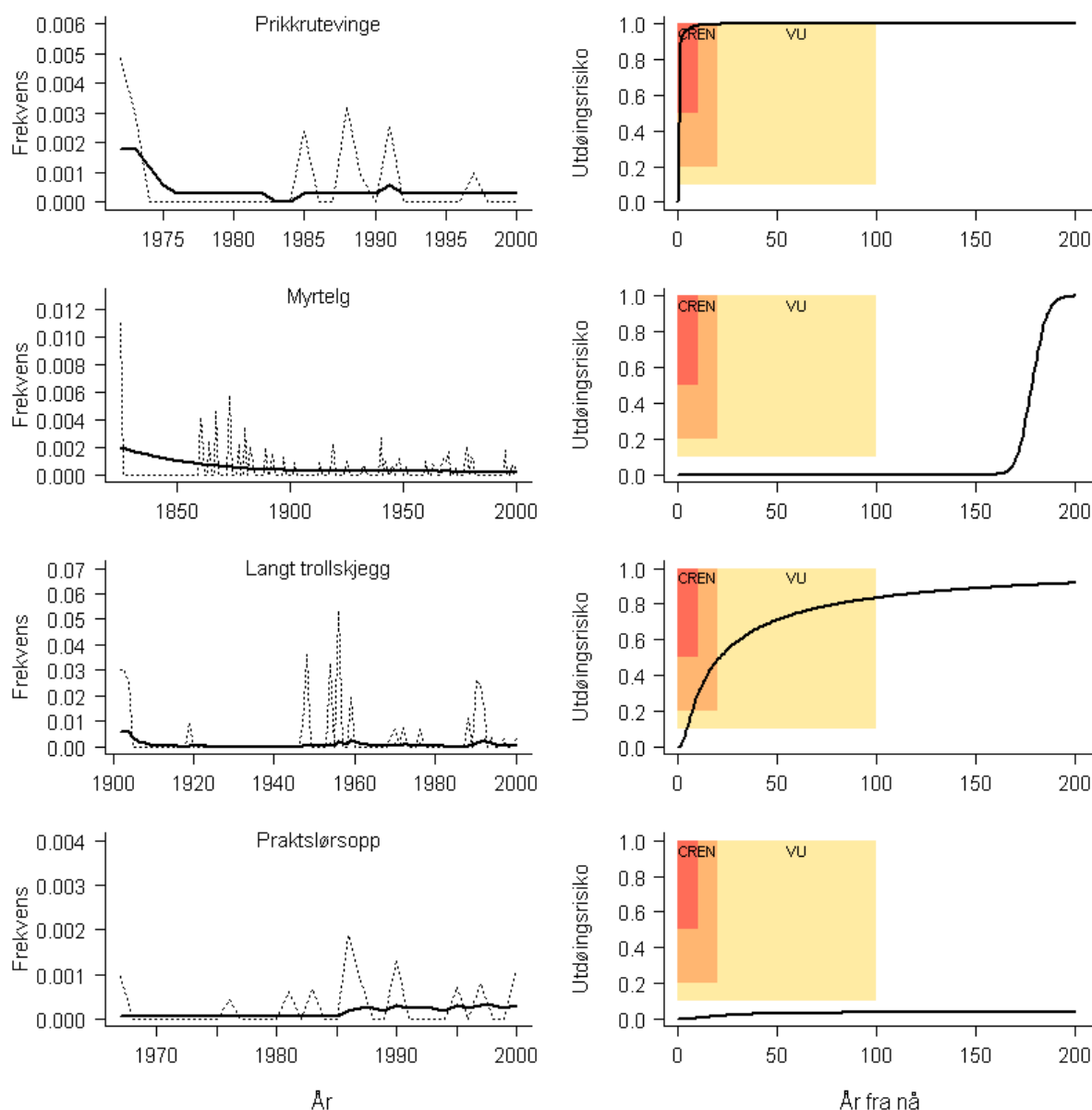
Vi har tidligere anvendt metoden på et sett med strandplanter (Skarpaas & Stabbetorp 2011). Her illustrerer vi metoden for et bredere taksonomisk utvalg: sommerfugl (prikkroutevinge *Melitaea cinxia*), karplante (myrtelg *Thelypteris palustris*), lav (langt trollskjegg *Bryoria tenuis*), og sopp (praktslørsopp *Cortinarius cumatilis*). Disse artene representerer de fire største samlingene i de naturhistoriske museene (**Figur 2.1**) og rødlistekategorier fra nær truet til kritisk truet (**Tabell 2.1**). De har også relativt god observerbarhet

Som mål på innsamlingsinnsats brukte vi antall belegg av artsgruppen totalt (vist med grått i **Figur 2.1**, høyre akse). Dette er et litt grovere mål på innsamlingsinnsats enn det vi brukte for strandplantene, hvor vi avgrenset et utvalg bakgrunnsarter som ofte finnes i samme habitat (Skarpaas & Stabbetorp 2011). Å definere slike bakgrunnsarter var ikke mulig for artene vi presenterer her, delvis av tidsmessige årsaker, men også fordi habitatene til disse artene ikke alltid er klart avgrenset, og habitatpreferansene til potensielle bakgrunnsarter er til dels dårlig kjent. For å sikre at innsamling har foregått der den aktuelle arten finnes, begynte vi tidsserien for analyse ved første funn av arten i den perioden hvor det har vært samlet kontinuerlig innenfor den taksonomiske gruppen (dvs. ingen år uten belegg av den aktuelle gruppen, f.eks. sommerfugler).

Alle artene hadde relativt lav frekvens, men varierende risiko for utdøing (**Figur 2.4**). Prikkroutevinge hadde den sterkeste negative trenden, og i kombinasjon med betydelig variasjon i vekstraten og liten frekvens, gir dette en svært høy risiko for utdøing i løpet av få år. Dette er i samsvar med eksisterende rødlistevurdering for denne arten som kritisk truet (Tabell 2.1; Kålås et al. 2010). Myrtelg og langt trollskjegg hadde begge svakt negative trender, men langt trollskjegg har betydelig høyere utdøingsrisiko på kort sikt på grunn av lavere frekvens og større variasjon i vekstraten (**Figur 2.4**). Vår vurdering av disse to artene er omvendt av dagens rødliste (**Tabell 2.1**). Konsekvensen av å bruke våre resultater i rødlistevurderingen ville være at langt trollskjegg fikk endret status til sterkt truet (EN), mens myrtelg ville forbli uendret (også EN), fordi den er rødlistet på grunnlag av andre kriterier (**Tabell 2.1**). Praktslørsopp ble vurdert av vår analyse til livskraftig (LC), men utdøingsrisikoen er ca. 3% på 100 år, dvs. like under grensen for nær truet (NT; 5%), som er nåværende status til denne arten på rødlista.

Tabell 2.1. Utvalgte arter med vår risikovurdering basert på levedyktighetsanalyse i henhold til kriterium E, samt nåværende rødlistestatus og kriteriene som har vært brukt for å fastsette denne (Kålås et al. 2010). CR: kritisk truet, EN: sterkt truet, VU: sårbar, NT: nær truet, LC: livskraftig.

Norsk navn	Vitenskapelig navn	Vår risiko-vurdering	Nåværende rødlistestatus	Rødlistings-kriterier
Prikkroutevinge	<i>Melitaea cinxia</i>	CR	CR	B1ab(i,ii,iii)c(v)
Myrtelg	<i>Thelypteris palustris</i>	LC	EN	B2ab(i,ii,iii,iv)
Langt trollskjegg	<i>Bryoria tenuis</i>	EN	VU	C1
Praktslørsopp	<i>Cortinarius cumatilis</i>	LC	NT	



Figur 2.4. Tidsserier og utdøingsrisiko for fire eksempelarter (se **Figur 2.1**). Figurene til venstre viser tidsserier av observasjoner korrigert for innsamlingsinnsats og observerbarhet (stiplet linje) og estimerte trender i frekvens med vår metode (heltrukken linje) for prikkkrutevinge (parameterverdier: $\mu = -0,14$, $\sigma = 0,11$, $n_{2000} = 1,1$), myrtelg ($\mu = -0,026$, $\sigma = 0,00015$, $n_{2000} = 117$), langt trollskjegg ($\mu = -0,022$, $\sigma = 0,17$, $n_{2000} = 4,8$), og praktslørsopp ($\mu = 0,054$, $\sigma = 0,054$, $n_{2000} = 5,2$). Figurene til høyre viser estimatene for utdøingsrisiko med fargefelter som angir de tre truetetskategoriene på rødlista: (Kriterium E; Kålås et al. 2006, 2010): Kritisk truet (CR: 50% utdøingsrisiko innen 10 år), Truet (EN: 20% utdøingsrisiko innen 20 år), og Sårbar (VU: 10% utdøingsrisiko innen 100 år).

2.5 Muligheter og begrensninger i metode og data

De foregående eksemplene (seksjon 2.3) og strandplanteeksemplene (Skarpaas & Stabbetorp 2011) viser at det er mulig å estimere trender og levedyktighet basert på forekomstdata fra vitenskapelige samlinger. Metoden har likevel en del begrensninger som det er viktig å være klar over. Disse er knyttet dels til modellene for populasjonsutvikling og observasjon, og dels til datagrunnlaget.

Vi har antatt en eksponensiell modell for populasjonsutvikling. Dette er en robust og mye brukt modell som kan forsvares som tilnærming til mange ulike populasjonsstrukturer og -dynamikk når målet er å vurdere utdøingsrisiko (Holmes et al. 2007). Ved sterk tetthetsavhengighet kan man imidlertid forvente betydelige avvik fra den eksponensielle modellen. Med forekomst-data for kvadratkilomterruter som mål på populasjonsstørrelse vil vi anta at tetthetsavhengighet ikke er av vesentlig betydning. Dersom metoden tenkes brukt på andre data/skala hvor tetthetsavhengighet kan være viktig, for eksempel for invaderende arter (Skarpaas 2012), finnes det alternative tetthetsavhengige populasjonsmodeller som også kan tilpasses med en state-space tilnærming (Dennis et al. 2006).

For observasjonsprosessen har vi brukt en binomisk modell. Denne forutsetter tilfeldig innsamling fra observasjonsenhetene, dvs. kvadratkilomterrutene i vårt tilfelle. Med et betydelig antall samlere med ulike preferanser kan vi anta at denne antakelsen er oppfylt. Men dersom innsamlingen domineres av en eller noen få samlere med sterke geografiske eller taksonomiske preferanser, kan vi få store skjevheter i utvalget og betydelig avvik fra den binomiske modellen. Det kan tenkes at det i noen tilfeller er mulig å utvikle alternative modeller, dersom observasjonsprosessen kan antas å følge et bestemt mønster (f.eks. samplingstrategier for sjeldne arter; Thompson 2004), men ellers bør man være forsiktig med å bruke metoden.

Selv med tilfeldig innsamling kan egenskaper ved innsamlingsprosess og datasett føre til skjevheter og redusert presisjon i estimerer for parametere og utdøingsisiko, som vist ovenfor (2.3). Skjevheter i parameterestimerer kan være alvorlige, særlig dersom de fører til undervurdering av utdøingsrisiko (som ved svært korte tidsserier; **Figur 2.3**). Lavere presisjon i parameterestimatene betyr at selv om man får riktige estimerer i gjennomsnitt for mange levedyktighetsanalyser, vil man for hver enkelt art har en økt sjanse for å bomme den ene eller andre veien.

Et problem med foreliggende data for en del artsgrupper, kanskje særlig sopp og insekter, er at mange av artene ikke har vært godt kjent, og at tidsseriene derfor blir korte. Et beslektet problem er at taksonomien i disse gruppene har forandret seg over tid, slik at man ikke uten videre kan søke opp funn på samme artsnavn i databasene. Når dette kombineres med et stort fokus på samling av sjeldne arter i den senere tid, er dagens data mindre egnet enn for karplanter, hvor disse problemene er mindre.

Et mer teknisk problem ved gode datasett er at kombinasjonen lange tidsserier og stort antall geografiske enheter gjør beregningene tidkrevende. En løsning på dette kan være å avgrense utbredelsesområde til fokusartene med eksisterende kunnskap om økologi og utbredelse, og kun bruke de siste delene av tidsserien, som er de viktigste for å avdekke pågående trender, i levedyktighetsanalysene.

2.6 Konklusjon

Vår studie viser at det er mulig å gi realistiske estimerer av utdøingsrisiko fra forekomstdata, hvis man tar hensyn til observasjonsusikkerhet i analysen. Dette kan være nyttig for svært mange arter, hvor data om populasjonsstørrelser og demografisk struktur mangler, men hvor forekomstdata er tilgjengelig.

Metoden bør bare brukes der datagrunnlaget er tilstrekkelig. Kravene til datakvalitet vil variere med formålet for analysen. Man kan bruke dårligere data for estimering av trender enn for levedyktighet (Skarpaas et al. 2012). For levedyktighet bør man ha en romlig oppløsning på noen hundre enheter og tidsserier på flere tiår. Artene bør ha høy eller estimerbar oppdagbarhet.

Med foreliggende data for Norge, er det mulig å beregne tilstand og trender for flere artsgrupper (Skarpaas 2012, Skarpaas et al. 2012), og levedyktighet for et utvalg av disse artene. Data for sopp og insekter er foreløpig i svakeste laget til at man kan forvente å få gode resultater for mange arter. Artsobservasjoner samles nå i et stort tempo (<http://www.artsobservasjoner.no/>). Slike data kan etterhvert bli en verdifull kilde for levedyktighetsanalyser.

3 Forekomst av rødlistearter: hotspot-habitater

3.1 Hvor finner vi rødlistearter?

Når rødlista er utarbeidet, sitter vi med et utvalg arter som krever spesiell oppmerksomhet, og det neste trinnet i prosessen mot en forvaltning av disse artene (**Figur 1.1**) er å lokalisere dem i landskapet. De utrydningstrua artene i Norge er ikke tilfeldig fordelt, men snarere konsentrert til visse regioner (Ødegaard et al. 2006, Aarrestad et al. 2006). Videre er artene ofte konsentrert til visse habitater. Slike konsentrasjoner omtaler vi som hotspots, nærmere bestemt hotspot-regioner og hotspot-habitater (**Boks 1.1**). Dersom prediksjon av slike hotspots er mulig, vil det være et svært nyttig redskap for effektiv forvaltning av rødlistearter. Vi har sett nærmere på hvilke faktorer som er bestemmende for fordelingen av rødlistearter i slike hotspots, og hvordan dette kan brukes som grunnlag for å utvikle prediksjonsmodeller for slike forekomster.

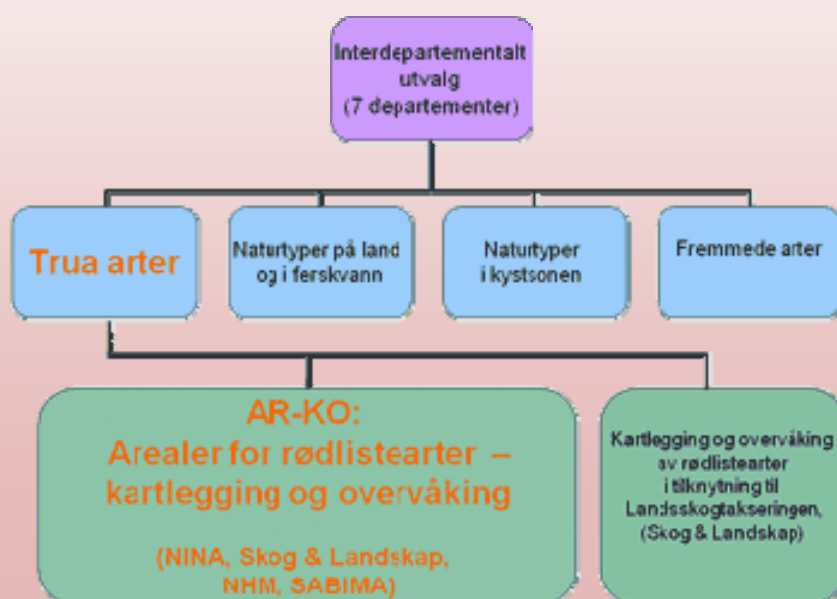
Vi har fokusert på to enkle og avgrensede systemer: kalklindeskoger og grove hule eiker. Disse er allerede kjent som hotspots; de er godt kartlagt, og registrering av rødlistearter i disse habitattene har foregått parallelt med dette prosjektet i kartleggings- og overvåkingsprosjektet ARKO, et prosjekt under Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold (**Boks 3.1**).

Boks 3.1 Kartlegging og overvåking av biologisk mangfold

Mye data som benyttes i RØFF er samlet inn under prosjektet *Arealer for rødlistearter – kartlegging og overvåking (ARKO)*.

ARKO er et delprosjekt for trua arter under *Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold*, som i tillegg til trua arter omfatter introduserte arter og akvatiske og terrestre naturtyper.

I ARKO studeres hul eik (Boks 3.2) og kalklindeskog (Boks 3.3), samt en rekke andre hotsothabitater (se bl.a. NINA Rapport nr. 500, 683, 710, 711 og ARKO's sider på internett <http://www.nina.no/Overvåking/ARKO.aspx>).



3.2 Hotspot I: biller i hul eik

De siste tiårene har det vært et økende fokus på betydningen av gamle, hule trær for biologisk mangfold (**Boks 3.2**). Gjennom ARKO-prosjektet har NINA i perioden 2004 og fram til og med 2008 kartlagt biller i 85 hule eiketrær på 24 ulike lokaliteter (**Figur 3.1**). Billemangfoldet er kartlagt ved hjelp av ulike typer feller, både vindusfeller med to ulike plasseringer (i trekronen og foran hulromsåpningen, se **Figur 3.3**) og fallfeller inne i hulrommene.

Om lag 25 000 biller fordelt på nærmere 800 arter er påvist fra denne kartleggingen til nå (NINAs insektdatabase, koblet til www.artskart.no). Hele 15 nye norske insektarter og 101 rødlistearter knyttet til hule eiker ble funnet før feltsesongen 2009 (Ødegaard et al. 2009). De tre ulike delstudiene i RØFF tar utgangspunkt i litt ulike deler av dette datasettet (Skarpaas et al. 2011, Sverdrup-Thygeson 2009, Sverdrup-Thygeson et al. 2010).

Boks 3.2 Hul eik: hotspot-habitat for biller

Eiketrær kan bli svært gamle, og i løpet av eikas lange levetid oppstår en hel rekke viktige levesteder eller nisjer på og i treet. Både grov sprekkebark, døde grener i kronen, sevjeflod fra sår og ikke minst partier med råttan ved danner viktige levesteder for en rekke vanlige og sjeldne arter, både av sopp, lav og insekter (Sverdrup-Thygeson et al. In press). Der det oppstår sår i barken eller der grener brekker av, vil oksetungesopp (*Fistulina hepatica*) og svovelkjuke (*Laetiporus sulphureus*) angripe, og langsomt danne hulrom inni eika. I dette hulrommet dannes en blanding av råttan ved, sopphyfer, rester av fuglereir, vepsebol og døde insekter. Denne blandingen kalles *vedmuld*, eller *rødmuld* fordi fargen ofte er rødbrun. Slik vedmuld er et svært næringsrikt og relativt stabilt substrat, skjermet for vær og vind. En lang rekke rødlistete insekter, spesielt biller, er knyttet til dette substratet (Kålås et al. 2006, Sverdrup-Thygeson et al. 2007).

I forskrifter og handlingsplaner for forvaltning av eik skilles det ikke mellom grov og hul eik. Grunnen til at også grove trær tas i betraktning er at slike trær er gamle og ofte vil huse både lite synlige hulheter og andre viktige mikrohabitater. For enkelhets skyld brukes begrepet "hul eik" i denne rapporten både om eik med synlig hulhet og grov eik uten synlig hulhet.



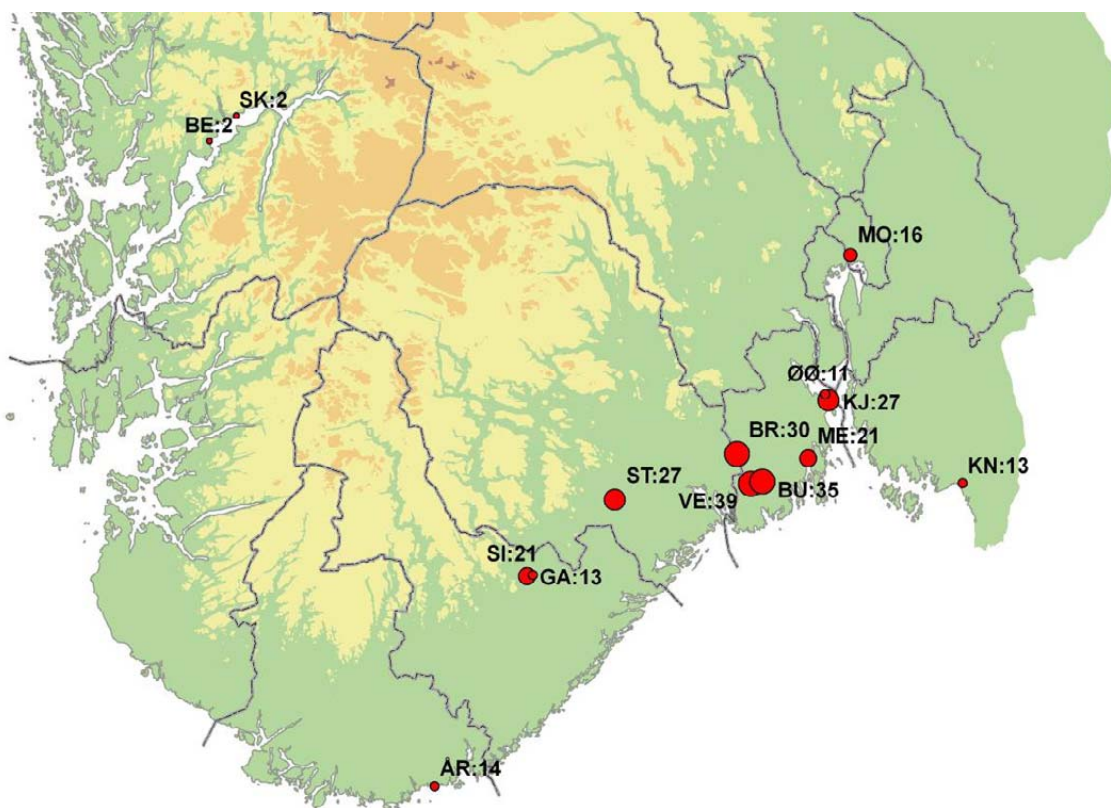
Den gamle mester – en velkjent eik i Krødsherad kommune i Buskerud og eikgullbasse *Protaetia* (sg. *Liocola*) *marmorata*, en sårbar (VU) art i gamle hule trær. Foto: Anne Sverdrup-Thygeson (t.v.) og Oddvar Hanssen (t.h.).

3.2.1 Hule eiker er hotspots for rødlistete biller

I ett delstudium (Sverdrup-Thygeson 2009) der vi analyserte 70 hule eiker fra 14 lokaliteter spredt over Sør-Norge, ble snaut 8000 individer av 548 ulike billearter funnet i fellene. 79 av disse var rødlistete arter, hvorav 62 er arter som er assosiert med eik. Dette betyr at vi fant mer enn halvparten av alle rødlistete norske billearter som er assosiert med eik (Kålås et al. 2006). I snitt fant vi mer enn 4 rødlistete arter per tre, noe som er høyt i forhold til tilsvarende innsamlingsinnsats på andre treslag (f.eks. Fossetstøl & Sverdrup-Thygeson 2009, Sverdrup-Thygeson & Ims 2002). Dette bekrefter at hule eiker er "hotspots", rike på rødlistete biller.

Årsakene til at vi finner mange rødlistearter i eik er flere. Dels er det slik at både eik og dens følgearter når sin nordgrense i Norge, slik at mange eikespesialister derfor vil ha små populasjoner og begrenset utbredelse, og økt sannsynlighet for å tilfredsstille kriteriene for rødlisting (IUCN 2008). Men det har også vært en betydelig reduksjon av eikeskog i Norge fra 1600-tallet og fram til i dag (Sverdrup-Thygeson et al. 2010), noe som har medført habitatnedgang/fragmentering og medfølgende populasjonsnedgang for en rekke eikespesialister.

Det synes som at den rikeste regionen for de spesialiserte, rødlistete eikebillene ligger vest for Oslofjorden, i et belte fra Vestfold til Aust-Agder. Lokalitetene på Vestlandet har spesielt få rødlistearter av biller, noe som antagelig reflekterer et mer kjølig og humid klima her enn i Oslofjorden.



Figur 3.1. Oversikt over eikelokalitetene som er kartlagt i ARKO-prosjektet. Tallene og størrelsen på de røde prikkene angir antall rødlistete insektarter funnet på hver lokalitet. Se Ødegaard et al. (2009) for flere detaljer om lokalitetene. Innsamlingsinnsatsen som ligger til grunn for tallene er 3 sesonger på alle lokaliteter bortsett fra SK, BE, GA og ØØ som ble samlet én sesong. 2009-lokalitetene var ikke ferdig artsbestemt da kartet ble laget og er derfor ikke inkludert her.

3.2.2 Det er ulike arter i hulrommet og i trekronen av en gammel eik

Vi sammenlignet både artsantall og artssammensetningen av rødlistete biller fra vindusfellene i trekronen og vindusfellene som var plassert foran hulromsåpningen (Sverdrup-Thygeson 2009). Resultatene viser at det fanges noe flere billearter pr. felle i hulromsfeller enn i trekronefeller (2.8 mot 2.1, parvis t-test, $df=54$, $p=0.04$), men også at det er *ulike* arter som fanges. For eksempel ble det funnet flere vedmuld-assosierte arter i hulromsfellene, og flere arter assosiert med død ved generelt (inkludert arter tilknyttet eikegreiner eller sopp) i trekronen (**Figur 3.2**). Samtidig gjør det store antallet singletons (arter som kun er representert med ett individ) at det er vanskelig å skille årsakssammenhenger fra tilfeldighet.



Figur 3.2. Figuren viser hvordan felleplassering påvirker fangst av billearter med ulike mikrohabitat-preferanser.

3.2.3 Det er ulike billearter i hul eik i skog og hul eik i kulturlandskap

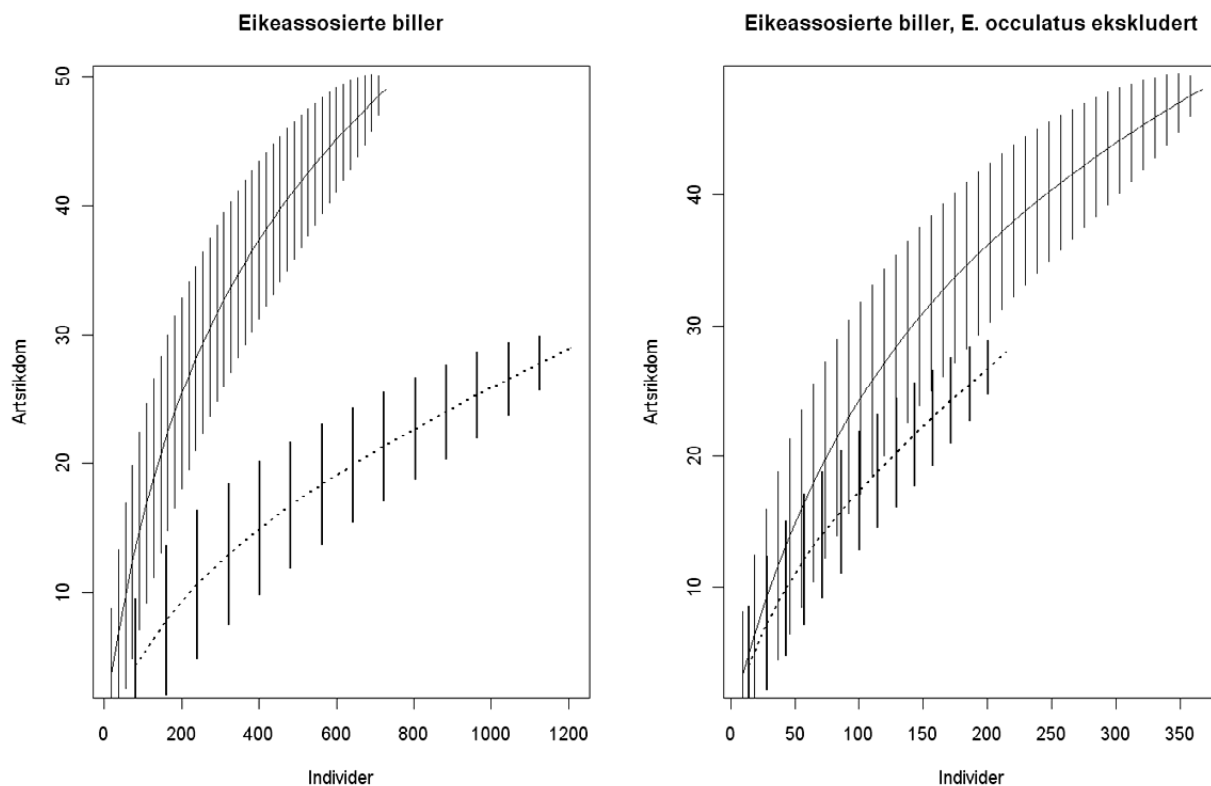
I et annet delstudium har vi sammenlignet hvordan forekomsten og antallet rødlistete biller avhenger av eikas omgivelser (Sverdrup-Thygeson et al. 2010) (**Figur 3.3**). Også her finner vi at hule, gamle eiker er svært rike på rødlistearter, og inneholder en høy andel truede arter.

Andelen eiketilknyttede arter og gjennomsnittlig antall rødlistete billearter pr. tre var likt i skog og park, men når vi korrigerer for ulike innsamling (vha. "rarefaction"; Gotelli & Colwell 2001) viste det seg at for et visst antall individer, hadde hul eik i skog flere truede (CR, EN, VU) og nær truede (NT) arter enn hul eik i parker (**Figur 3.4**). Artssammensetningen var også forskjellig: Park-eikene hadde en høyere andel arter knyttet til hulrom og reir/bol, mens det i skog var en høyere andel arter avhengig av død eik mer generelt.

Dette viser at hul eik i skog og i park fungerer som levested for *ulike* rødlistete billearter, noe som tilsier at gammel eik må ivaretas både i skog og i parker og kulturlandskap. Arbeidet med å ivareta artsmangfoldet tilknyttet hul eik må altså ha et landskapsperspektiv, siden omgivelsene rundt treet har stor betydning for tilstedeværelsen av truede og nær truede billearter.



Figur 3.3: Eksempler på hule eiker i hhv. park/kulturlandskap (Ås kommune, Østfold, t.v.) og skog (Larvik kommune, Vestfold, t.h.). Figuren illustrerer også plassering av vindusfeller for insekter blant grener i trekronen (øverst, til venstre, i begge foto) og foran hulromsåpningen (nederste felle i begge foto). Foto: Anders Endrestøl (t.v.) og Anne Sverdrup-Thygeson (t.h.).



Figur 3.4. Kurver for artsrikdom i hul eik i skog (heltrukken linje) og park (stiplet linje) som funksjon av antall individer i utvalget ("rarefaction"). De to figurene viser resultatene med (venstre) og uten (høyre) den dominerende arten *Euglenes occulatus* (69% av alle individer). Vertikale linjer angir 95% konfidensintervall.

3.2.4 Hvilke eiker har flest rødlistete arter?

Mange rødlistete arter forekommer i lave antall og er derfor svært ressurskrevende å kartlegge. Kartlegging av én og én art er i praksis ikke mulig å gjennomføre, og alternative metoder må vurderes. For eikebiller viser våre analyser en "oppbopning" av rødlistearter i hule trær, i tråd med andre studier. En kartlegging på hotspot-habitat nivå er derfor mulig og hensiktsmessig (Sverdrup-Thygeson et al. 2010, Sverdrup-Thygeson et al. 2007).

Flere miljøfaktorer er viktige for rødlistete biller i hul eik, og faktorene er ofte både vanskelige å kvantifisere og de er gjensidig avhengige. Noen arter er knyttet til bestemte mikromiljø som må forekomme for at arten skal være tilstede, for eksempel arter som lever i svovelkjukefruktlegemer eller under barken på nylig døde greier. For arter tilknyttet hulrom, er mengden vedmuld viktig. Dette er vanskelig å måle direkte, men reflekteres i variabler som hulromsstadium, treets omkrets og vitalitet.

En hul eik må videre betraktes i sammenheng med omgivelsene. Mange av de rødlistete artene er solelskende arter, som forsvinner dersom treet skygges ut. Eika selv kan også påvirkes negativt av økt gjengroing. Grad av soleksponering kan fanges opp gjennom ulike variable, som kronetetthet, gjenvoksing av busker rundt eika eller treets vitalitet. Tetthet av øvrige gamle/hule trær og tettheten av død ved i omgivelsene påvirker det tilgjengelige utvalget av arter som kan befolke trærne vi studerer.

Resultatene våre viser at det er mange ulike forhold som spiller inn når det gjelder rødlistete biller i eik, og at ulike billearter har ulike preferanser. Er det likevel mulig å forutsi eller predikere *hvilke* hule eiker som er de viktigste hotspot'ene for rødlistete biller? Dette er tema for et tredje delstudium (Skarpaas et al. 2011).

En utfordring med en slik predikering er at mange av miljøvariablene er korrelert. Vi brukte derfor en metode som er spesielt egnet for slike problemstillinger, en multivariat regresjonsteknikk kalt Partial Least Squares Regression (PLSR; Martens & Martens 1989). Denne teknikken reduserer korrelasjonsproblemet ved å kjøre regresjon på multivariate akser (Principal Components), tilsvarende aksene i PCA (Principal Component Analysis; Jolliffe 2002). I tillegg – og i motsetning til PCA – er PLSR designet spesielt for prediksjon ved at aksene legges på en måte som forklarer mest mulig av variasjonen i responsvariabelen.

Som tidligere vist, er eiker i park og i skog ulike. Separate PLSR-modeller for disse to typene eik ga også bedre prediksjoner av antall rødlistearter enn modeller for alle eikene samlet. For hul eik i skog hadde den beste modellen én hovedakse basert på variablene hulromsstadium, treets vitalitet og mengden død ved i omgivelsene. For park-eikene var en modell med en hovedakse basert på omkrets, vedmuld-volum og antall andre eiker i nærheten bedre.

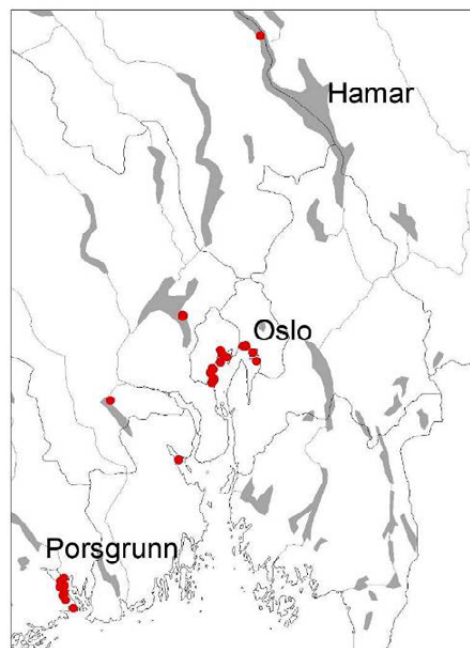
De fleste av disse variablene har også kommet ut som viktige i standard regresjonsmodeller (GLM, Generalized Linear regression Models; McCullagh & Nelder 1989) for hele datasettet (Sverdrup-Thygeson et al. 2010). Men PLSR fungerte uten unntak bedre til prediksjon enn GLM og regresjon på PCA-akser (Skarpaas et al. 2011).

Vi konkluderer at PLSR er et nyttig verktøy for å predikere hotspots med mange korrelerte miljøvariable, som hule eiker. For å øke anvendbarheten til prediksjonsmodellene, er det ønskelig å kunne predikere forekomsten av eike-hotspots geografisk, altså på et kart. En hovedutfordring i slik modellering er mangelen på egnede kartdata, som stedfesting og informasjon om karakteristika ved grove eiketrær og deres omgivelser (Halvorsen in press, Skarpaas et al. 2011). Etter hvert som bedre data blir tilgjengelig, vil modellene kunne videreutvikles og valideres i felt.

3.3 Hotspot II: Sopp i kalklindeskog

3.3.1 Kalklindeskog er hotspots for rødlistete sopparter

Kalklindeskog (**Boks 3.3; Figur 3.5**) er trolig det viktigste hotspot-habitatet for truede, jordboende sopparter i Norge. Etter omfattende kartlegging i de senere år, i tilknytning til dette prosjektet og ARKO (**Boks 3.1; Brandrud et al. 2011**) og handlingsplan for kalklindeskog (DN 2009), er det nå dokumentert mer enn 100 rødlistete sopparter fra kalklindeskog, hvorav 50 er mer eller mindre strengt knyttet til denne skogtypen. Dronningberget på Bygdøy, som er den rikeste lokaliteten, huser alene 54 slike rødlistearter av sopp. Flere av kalklindeskogsoppene har kun 1-2 lokaliteter i Norge, disse antas å være gamle rest-forekomster, og artene vurderes således som kritisk truet (Kålås et al. 2006, Kålås et al. 2010). De fleste av kalklindeskogsoppene danner mykorrhiza med lind (og eventuelt hassel), og mange er eksklusivt knyttet til lind i hele sitt utbredelsesområde i Europa. Flere av dem har tyngdepunkt i Oslofjordsområdet, og flere er nylig beskrevet som nye for vitenskapen herfra (jfr. Brandrud et al. 2011). Osloslørsopp (*Cortinarius osloensis* CR) er å regne for endemisk for Norge/Oslofjordområdet, mens lindeslørsopp (*Cortinarius tiliae* EN) kun er kjent fra Oslofjordområdet og én lokalitet i Tsjekkia.



Figur 3.5. Utbredelse av kalklindeskoger i Norge (røde prikker) er i hovedsak begrenset til kystnære kalkområder i Oslofeltet (DN 2009).

3.3.2 Hvor forekommer kalklindeskog i dag – og hva er potensialet?

Kartlegging i forbindelse med dette prosjektet og ARKO har dokumentert flere nye lokaliteter av kalklindeskog. Det er nå kjent 103 forekomster av denne naturtypen i Norge (Brandrud et al. 2011). Som navnet tilsier, er kalklindeskogenes maksimale utbredelse begrenset av kombinasjonen kalkrik grunn og forekomst av treslaget lind. Kalklindeskoger forekommer derfor kun i Sørøst-Norge (**Figur 3.5**), nærmere bestemt i tilknytning til Oslofeltet, hvor berggrunnen stedvis er kalkrik, og de klimatiske forholdene er gode nok for lind, i hvert fall lokalt.

Lokal variasjon i geologi og klima er i stor grad knyttet til topografi. Lokalklima er ofte gunstig i sør- og vesthellinger. Kalk fra berggrunnen er ofte frigjort i bratte skråninger og knekkpunkter med høy erosjon og tynt, ofte mineraldominert, jordsmonn. I tillegg er lind begunstiget av sterkt oppsprukket kalkberg langs sprekkedaler.

I utgangspunktet vil vi altså forvente å finne kalklindeskoger der kombinasjonen kalk og gunstig lokalklima inntreffer. Lind vil selvsagt ikke fylle hele denne nisjen, men dele den med andre treslag i skoglandskapet. Et annet viktig poeng er at mye av det opprinnelige skoglandskapet har blitt utnyttet til jordbruk og bebyggelse. Dette er trolig også en betydelig begrensende faktor for utbredelsen av kalklindeskog med tilhørende arter i dag.

Boks 3.3 Kalklindeskog

Kalklindeskog er linde-hasseldominert skog på kalk. Dette hotspot-habitatet inngår blant almlindeskogene, men kalklindeskogen skiller seg fra de andre skogstypene blant annet med sin tilknytning til kalk og forekomst av helt spesielle, svært sjeldne soppsamfunn.

Kalklindeskogen og deres soppsamfunn har preg av å være *relikter*, dvs. restforekomster etter større lindeskoger. De eldste kalklindeskogene kan være så mye som 6000-7000 år gamle. Lind skyter nye skudd når hovedstammen dør, og etablerte lindetrær dør sjelden, men har til gjengjeld i våre dager liten evne til å spre seg til nye lokaliteter.

Kalklindeskog er i dag en meget sjelden og truet naturtype med få og små forekomster (**Figur 3.5**, DN 2009). Norge utgjør så langt vi vet hovedområdet i Europa for denne naturtypen. Vi har derfor et spesielt ansvar for å ta vare på kalklindeskogen som naturtype og habitat for spesielle arter. Fra 2011 har kalklindeskog status som Utvalgt Naturtype etter Naturmangfoldloven.



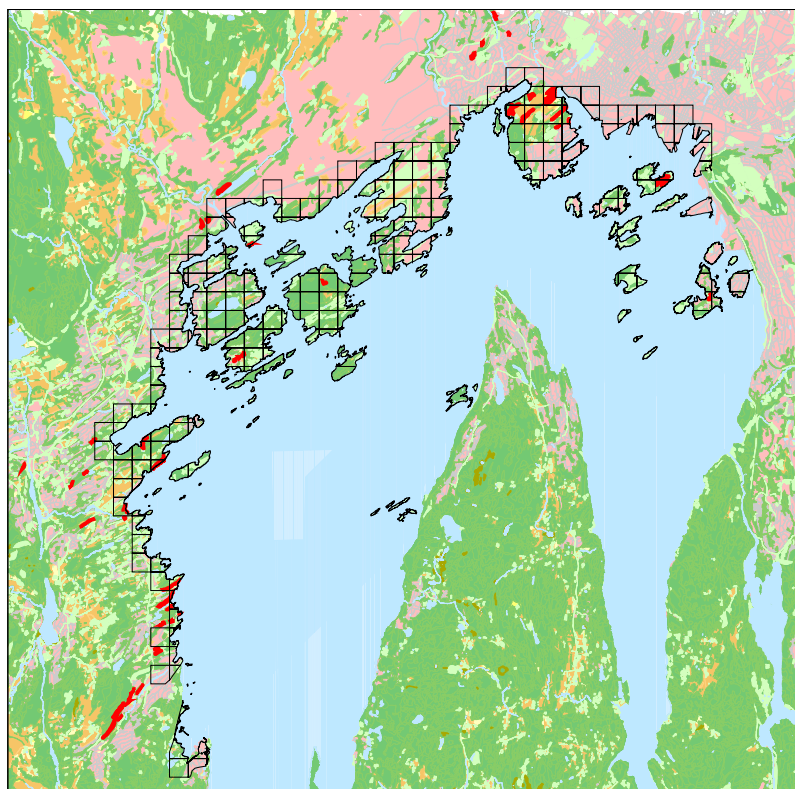
Registreringer av kalklindeskog ved Sjøstrand i Asker (2006), hvor indigoslørsopp (*Cortinarius eucaeruleus*) har en av sine få lokaliteter. Foto: Olav Skarpaas.

I denne delen av prosjektet har vi undersøkt (1) hvor stor sannsynligheten er for å finne en kalklindeskog i landskapet i dag, (2) hvordan dette styres av landskapets utforming, og (3) hvor mye kalklindeskog vi ville forvente uten menneskelig arealutnyttelse.

Vi konsentrerte oss om indre Oslofjord, hvor kunnskapen om kalklindeskog er best, og det foreligger gode data om topografi fra andre studier av kalktilknyttede naturtyper. Analysen baserte seg på forekomst-fravær i et sett med 500 x 500 m ruter som dekker kalkrike områder langs kysten i indre Oslofjord (**Figur 3.6** og 3.7; Wollan et al. 2011). Dette gjorde det mulig å utnytte topografiske variabler som allerede var etablert for rutenettet. For denne analysen knyttet vi i tillegg arealdekke fra AR5 til hver enkelt rute.

De topografiske variablene som er beregnet med utgangspunkt i høydemodellen (**Figur 3.7**), er blant annet høyde over havet (m), eksposisjon (retning) og helning (%). For hver rute foreligger gjennomsnitt og standardavvik av verdiene på pixelnivå (1x1 m) for disse variablene.

Alle lindeskogslokalitetene forekommer i områder kartlagt som skog (**Figur 3.6**). For hver rute beregnet vi derfor andel av arealet som kunne ha vært skog, men som er konvertert til andre arealkategorier. Andelen av potensielt skogareal ble beregnet som summen av arealdekkekategoriene bebyggd, samferdsel, jordbruk og andre åpne arealer (som her ofte er parker eller lignende), delt på det totale landarealet av hver rute (dette varierer en del fordi flere av rutene bare dekker mindre øyer; **Figur 3.6**).



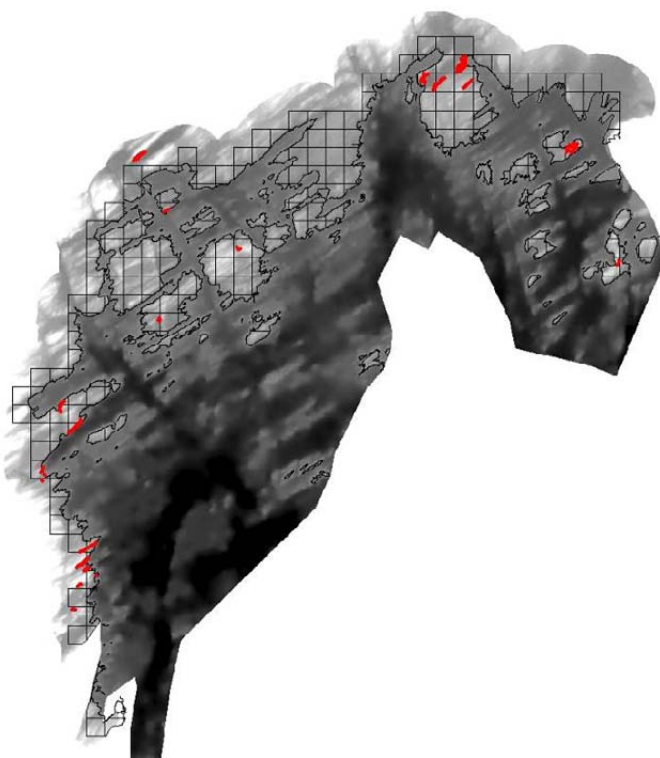
Figur 3.6. Kalklindeskog i indre Oslofjord og arealdekke basert på AR5. Rutenettet viser 500x500 m ruter brukt i analysen.

Kalklindeskog

Forekomst

Arealdekke

Bebyggd
Samferdsel
Fulldyrka
Overflatedyrka
Innmarksbeite
Skog
Åpent
Myr
Vann



Figur 3.7. Topografi i indre Oslofjord basert på en sømløs høydemodell for land og hav med 1 m oppløsning, med høye partier angitt i lysere gråtoner og dyp i mørkere gråtoner. Kalklindeskogskoloriteter (rødt) og rutenettet som benyttes i analysen er inntegnet (et par lokaliteter som ligger utenfor rutenettet er utelatt fra analysene).

Forekomsten av lindeskog i rutene ble analysert med logistisk regresjon, med topografi og andel potensielt skogareal som prediktorvariabler. Analysen ble foretatt i R (R Development Core Team 2009).

Den beste regresjonsmodellen (basert på AIC) for forekomst av kalklindeskog i rutene i indre Oslofjord har tre prediktorvariabler: variasjon (SD) i høyde over havet (logistisk regresjon, koeffisient 0,098, $P = 0,039$), variasjon i helning (0,243, $P = 0,009$) og andel av potensielt skogareal (-1,295, $P = 0,070$). Det betyr at forekomster av kalklindeskog er knyttet til topografisk variasjon, på stor skala (hoh) og liten skala (helning), og er negativt påvirket av arealbruk.

Med denne modellen er estimert gjennomsnittlig sannsynlighet for å finne kalklindeskog i rutene i dag 4,9%, men sannsynligheten varierer mye mellom rutene (**Figur 3.8A**; min 0,3%, maks 51,1%). Dersom skogen hadde fylt sitt maksimale potensial i landskapet, estimerer modellen den gjennomsnittlige sannsynligheten for forekomst av kalklindeskog til 9,5% per rute, fortsatt med stor romlig variasjon (**Figur 3.8B**; min 1,0%, maks 68,7%).

Vår tolkning av dette resultatet er at antall ruter med forekomst av kalklindeskog i dag er omtrent halvparten av det vi ville forvente i "urnaturen". Dersom arealet av de enkelte lindeskogsforekomstene i urskogstilstanden var tilsvarende som i dag, ville dette svare til en halvering av det totale arealet. Det er imidlertid ikke usannsynlig at enkeltforekomstene har vært større, og at reduksjonen i totalarealet derfor er mer enn 50%. På den annen side kan det hende at vår beregning av potensielt skogareal overvurderer potencialet for skog generelt (for eksempel for grunnlendte åpne arealer), og for kalklindeskog spesielt, fordi denne skogstypen er knyttet til topografisk variasjon, mens mange av de konverterte arealene er i flatere områder.

Regresjonsmodellen forklarer en del av variasjonen i forekomst av kalklindeskog, men det er også en betydelig andel uforklart variasjon. Dette kan skyldes stor grad av tilfeldighet i et marginalet system, men kan også skyldes at viktige årsaker til forekomst av lindeskog ikke er inkludert i modellen. Dette kan for eksempel være arealbruks- og koloniseringshistorie, jordsmonn og konkurranse fra andre treslag.

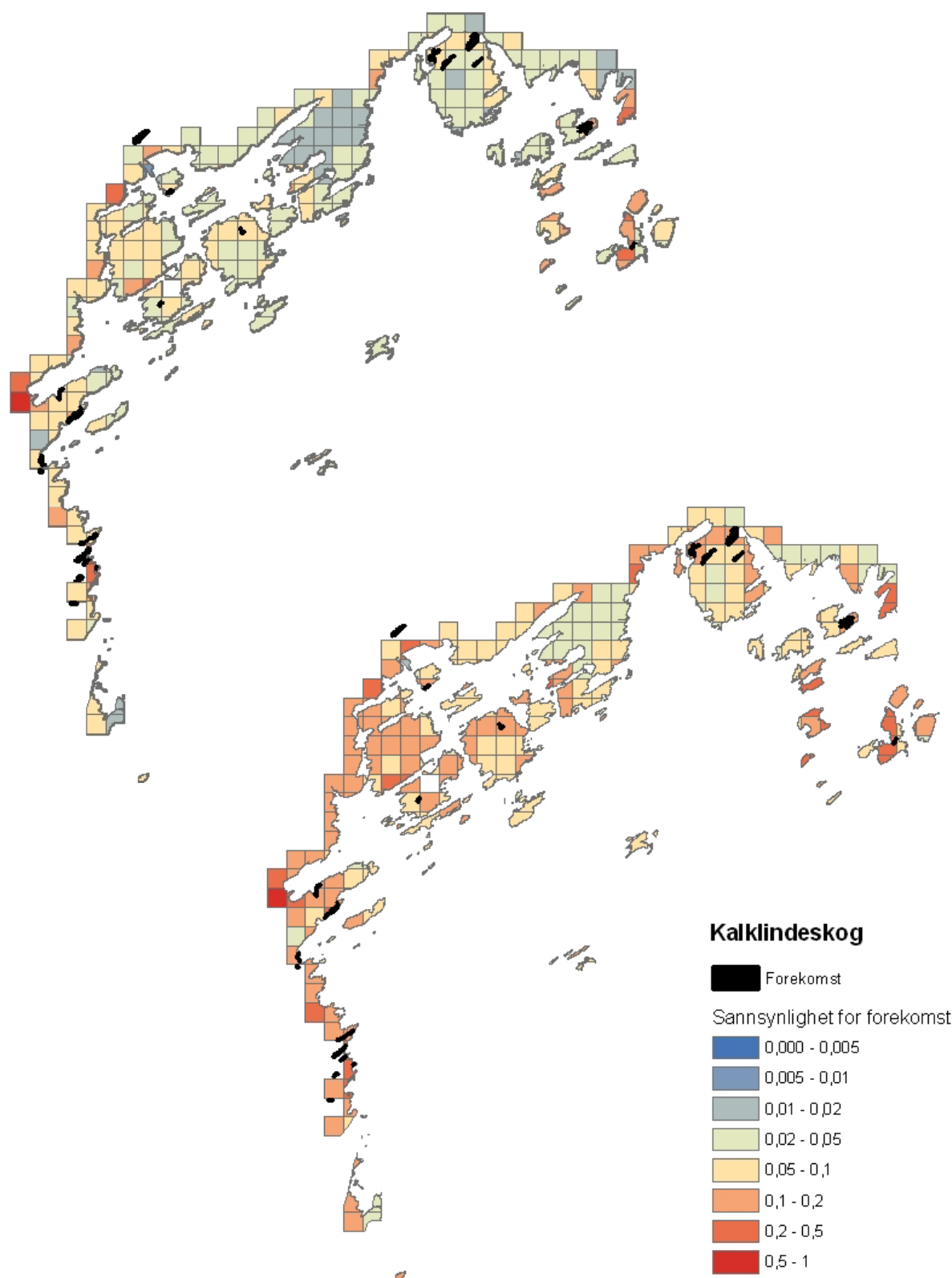
3.3.3 Hvor forekommer rødlisteartene i kalklindeskogen?

Mens forrige avsnitt tok for seg fordelingen av kalklindeskog i landskapet, ser vi her nærmere på fordelingen av rødlistearter av sopp i forhold til lokal miljøvariasjon innenfor kalklindeskoglokalitetene.

Vår målsetting har vært å karakterisere miljøet lokalt der man finner rødlistearter, og vurdere om lokalmiljøet der man finner rødlistearter avviker fra miljøet ellers innenfor lokalitetene. Samlet sett gir dette et bilde av hvilke områder som er "varmest" innenfor hotspothabitatet kalklindeskog.

Analysen er basert på miljøregistreringer på 85 punktføremøter av rødlistete sopp, fordelt på 7 lokaliteter (**Tabell 3.1**). På to av disse lokalitetene, Dronningberget og Spireodden, ble det også foretatt miljøregistreringer på tilfeldige punkter. På hvert punkt ble det registrert helning (bratt, slak, flatt), jordtype (mineral, mold), bunnvegetasjon (spredt, tett) og forekomst av treslag (lind, hassel, eik, alm, ask, furu) innen 20 m fra punktet.

De fleste punktføremøtene av rødlistesopp i kalklindeskog var i slak til middels helning, men det var flere i bratt terreng enn i flatt (**Figur 3.9**). De fleste soppføremøtene er i moldjord, men det er også en betydelig andel på mineraljord. De klart hyppigst forekommende treslagene på punktene med forekomst av rødlistete sopp er lind (90,5%) og hassel (82,3%). Andre vanlige treslag er furu (51,7%), eik (48,3%) og ask (44,7%). Treslag som bjørk, spisslønn, alm og gran forekommer sjeldnere (< 25%). De fleste punktføremøtene av rødlistesopp er i områder med spredt bunnvegetasjon.



Figur 3.8. Kjente forekomster av kalklindeskog (sort) og estimert sannsynlighet for forekomst av med dagens arealbruk (øverst) og dersom alle utnyttede arealer (bebyggd, jordbruk, samferdsel) var skog (nederst).

Frekvensen av rødlisteforekomster under ulike miljøbetingelser (**Figur 3.9**) er styrt dels av rødlisteartenes preferanser, og dels av hvor vanlig de ulike miljøene er innenfor kalklindeskoglokalitetene. For å kunne skille disse to (artspreferanser og hyppighet av miljøbetingelser) sammenlignet vi punkter med rødlisteforekomster og tilfeldige punkter innenfor lokalitetene Dronningberget og Spireodden (**Figur 3.10**).

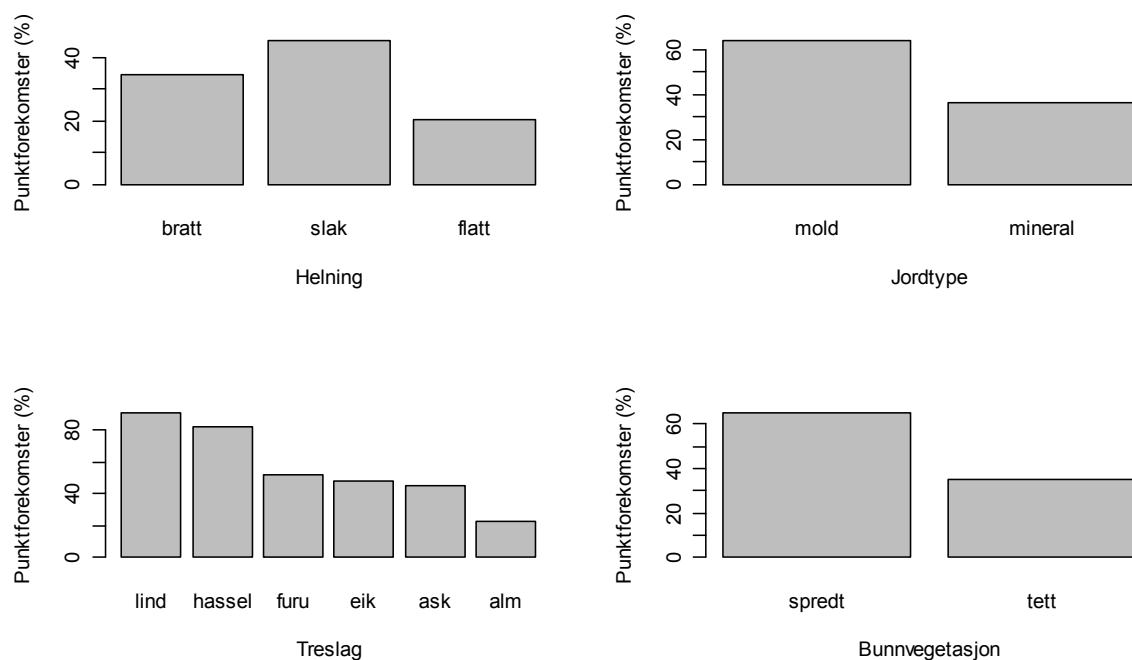
Vi ser at mengden av rødlisteforekomster ved ulike miljøbetingelser i stor grad er styrt av hvor vanlige de ulike miljøbetingelsene er i landskapet. De vanligste miljøbetingelsene er slak helning og moldjord med hassel, lind og spredt bunnvegetasjon (**Figur 3.10**). Her er det også flest rødlisteforekomster. Men sammenlignet med tilfeldige punkter, er det en overhyppighet av rødlisteforekomster i bratte områder med mineraljord og tett bunnvegetasjon. Det er også færre treslag ved rødlisteforekomstene (de grå søylene for treslag i **Figur 3.10** er i gjennomsnitt lavere enn de hvite), og selv om treslag som ask og furu er vanlige ved tilfeldige punkter, er de betydelig sjeldnere der rødlisteartene forekommer. De vanligste treslagene ved rødlisteforekomstene på Dronningberget og Spireodden er lind, hassel og eik (**Figur 3.10**).

I en regresjonsmodell med prediktorvariablene helning, jordtype og bunnvegetasjon (altså uten treslag), gir mineraljord og tett bunnvegetasjon signifikant høyere sannsynlighet for forekomst av rødlistesopp (logistisk regresjon korrigert for tilfeldig lokalitetseffekt, $P < 0,05$). Dersom treslag inkluderes i modellen, er bunnvegetasjon ikke lenger signifikant, mens forekomst av furu, ask og alm gir signifikant reduksjon av sannsynlighet for rødlisteforekomst.

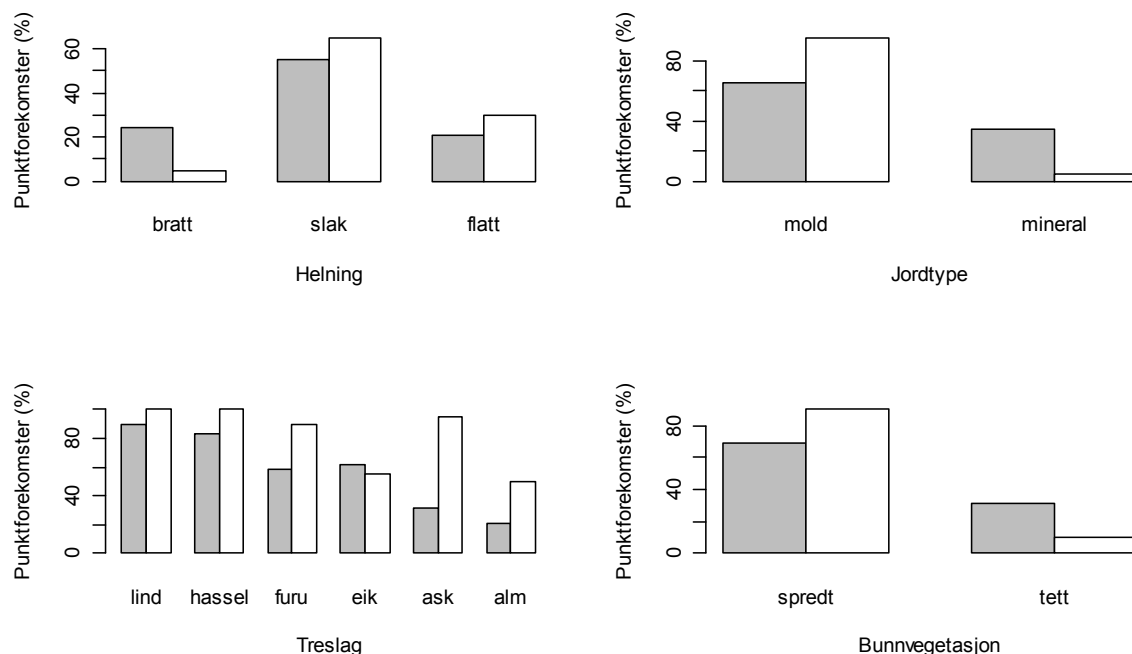
Kort oppsummert er det størst sannsynlighet for å finne rødlistete sopparter i kalklindeskoger i (bratte) områder med mineraljord, treslagene lind og hassel (og til dels eik) og en del bunnvegetasjon. I slakere områder med moldjord, furu, ask og spredt bunnvegetasjon er sannsynligheten mindre per arealenhet, men fordi slike miljøbetingelser dekker såpass store arealer i kalklindeskogene, er det også til sammen mange rødlistearter å finne her.

Tabell 3.1. Kalklindeskoglokaliteter med miljøregistreringer på punktføremøter av rødlistearter av sopp (RL-punkter) og tilfeldige punkter. Miljøregistreringene er foretatt i perioden 2006-2010.

Lokalitet	Kommune	UTM sone 32	RL-punkter	Tilfeldige punkter
Dronningberget	Oslo	NM 943 434	24	10
Reinsdyrlia	Oslo	NM 931 429	4	-
Løkkeåsen	Bærum	NM 855 409	7	-
Spireodden	Asker	NM 838 409	27	10
Sjøstrand	Asker	NM 626 838	9	-
Blekebakken	Porsgrunn	NL 427 411	8	-
Langesundstangen	Bamble	NL 391 431	6	-



Figur 3.9. Fordeling av 85 punktfrekvenser av rødlistete sopparter på ulike nivåer av helning, jordtyper, bunnvegetasjon og treslag innenfor alle lindeskoglokalitetene samlet (Tabell 3.1). For treslagene er summen av søylene mer enn 100% fordi flere av treslagene forekommer ved samme punkt.



Figur 3.10. Fordeling av punkter med rødlisteforekomster (grå søyler, $n = 51$) og tilfeldige punkter (hvite søyler, $n = 20$) på ulike nivåer av helning, jordtyper, bunnvegetasjon og treslag innenfor lokalitetene på Dronningberget og Spireodden (Tabell 3.1). For treslagene er summen av søylene mer enn 100% fordi flere av treslagene forekommer ved samme punkt.

3.4 Konklusjon

Analysene gjennomført i dette prosjektet viser at hule eiker huser et høyt antall rødlistete biller. Sammenligning med studier fra andre treslag viser at antallet rødlistearter i eik er langt høyere enn i sammenlignbare habitater. Det er derfor på sin plass å betegne hul, gammel eik, iallfall i Sør- og Sørøst-Norge, som et hotspot-habitat for rødlistete biller (andre artsgrupper tilknyttet eik kan ha et annet geografisk tyngdepunkt).

I videre forvaltning av hule, gamle eiker er det viktig å være klar over at hvert slikt tre kan ha et ganske unikt artsinnhold. Det er derfor viktig å ta vare på flest mulig av de hule eikene vi har igjen i Norge. Videre viser våre analyser betydningen av å forhindre utstrakt gjengroing rundt hule eiker i parklandskapet. Modellering av hotspot-eiker er mulig, men begrenses pr. i dag av mangel på geografiske data.

Når det gjelder kalklindeskog, antyder våre analyser at forekomsten av denne naturtypen er om lag halvert i forhold til "urnaturen" i indre Oslofjord. Det er imidlertid stor geografisk variasjon i potensialet for kalklindeskog, både knyttet til topografi og arealdekke. Andelen forklart variasjon med disse variablene er imidlertid ikke imponerende høy, så trolig er det flere faktorer som spiller inn.

Hotspot-habitatet kalklindeskog varierer i "varme" innad i lokalitetene. Man kan ikke gå til tilfeldige punkter i en kalklindeskog og forvente å finne en rødlistet sopp. Rødlisteartene er knyttet til bestemte miljøbetingelser. I kalklindeskog er sannsynligheten for å treffe på rødlistearter størst i partier med mineraljord og dominans av lind og hassel, og til dels eik. Likevel finner vi flest forekomster på flatere partier med moldjord og innslag av andre treslag, fordi disse miljøbetingelsene er vanligst i landskapet.

Kalklindeskog er som andre kalkskogstyper nær Oslofjorden i stor grad knyttet til pressområder. Dette er en betydelig trussel for naturtypen og tilhørende biomangfold, i og med at kalklindeskogen i viser svært liten evne til nydannelse. Gjengroing og etablering av andre treslag kan enkelte steder være en trussel mot kalklindeskogsmangfoldet. Dette må tas hensyn til i planlegging av vern og forvaltning av kalklindeskogene.

4 Forvaltning av rødlistearter: regionsvise forvaltningsplaner

Forekomsten av rødlistearter er svært ujevnt fordelt i Norge, Særlig har kalkområder og enkelte andre rikområder i varme områder i Sørøst Norge en høy konsentrasjon av rødlistearter fra flere organismegrupper. Men også for eksempel oseaniske kyststrøk med spesielle miljøforhold gir høy konsentrasjon av rødlistearter fra enkelte grupper. Dette er bl.a. dokumentert i ARKO-prosjektet (Sverdrup-Thygeson et al. 2009, Ødegaard et al. 2006) og i forbindelse med arbeidet med ny rødliste (Kålås et al. 2010). Særlig jordboende/markboende rødlistearter kan ha en sterk konsentrasjon i bestemte naturtyper (hotspot-habitater, se Næss & Sverdrup-Thygeson 2010, Sverdrup-Thygeson & Brandrud 2011). For eksempel huser de rikeste naturreservatene i kalkområdene i Bamble-Porsgrunn anslagsvis 150-200 rødlistede, jordboende sopparter (Brandrud 2010). Rike, gamle eikeskoger er et eksempel på hotspot-habitat som huser et særlig høyt mangfold både av jordboende og vedboende rødlistearter (Brandrud 2008, Sverdrup-Thygeson et al. 2010).

I denne delen av rapporten ser vi på hvordan dagens forvaltningsverktøy fanger opp slike konsentrasjoner av rødlistearter, eller hotspots (**Boks 1.1**). Videre vil vi se på hvordan hotspot-habitater kan forvaltes på en bedre måte enn i dag, gjennom utvidet eller endret bruk av forvaltningsverktøy. Vi illustrerer dette gjennom to konkrete eksempler, fra hhv. Larvik og Lunner kommune.

I hvilken grad rødlistearter fanges opp av verneområder er tidligere evaluert på nasjonal skala (Framstad et al. 2010). Denne evalueringen påpekte store skjevheter i dekningen av rødlistearter. For eksempel er artsgruppene insekter og sopp – som er de største på rødlista – mangelfullt dekket. Evalueringen påpeker også stor geografisk variasjon i innsamlingsinnsats for ulike artsgrupper av rødlistearter (se også Skarpaas et al. 2012), noe som medfører usikkerhet i konklusjonene om vernedekning (Framstad et al. 2010).

Boks 4.1 Begreper i forvaltningen av rødlistearter

Nøkkelbiotop: en fellesbetegnelse på områder som er avsatt med tanke på å ivareta biologisk mangfold. Brukes her synonymt med biologisk viktig område (BVO).

Naturtypelokaliteter/kommunale naturtyper: Naturtyper registrert etter DN håndbok 13 og samlet i Naturbase. For mer informasjon, se http://www.dirnat.no/naturmangfold/kartlegging/naturtyper/land_og_ferskvann/

MiS: Miljøregistrering i Skog. Et registreringsverktøy og en kartlegging som skal framskaffe informasjon om viktige miljøkvaliteter i skogen. 12 viktige livsmiljøer registreres. De kartlagte og utvalgte områdene betegnes her **MiS-områder**. For mer informasjon, se http://www.skogoglandskap.no/temaer/miljoregistrering_i_skog

Utvalgte Naturtyper: Nytt verktøy i naturmangfoldloven. Betegner naturtyper som det skal tas spesielle hensyn til. For mer informasjon, se http://www.dirnat.no/naturmangfold/trua_arter/utvalgte_naturtyper/

Prioriterte Arter: Nytt verktøy i naturmangfoldloven. Betegner arter som det skal tas spesielle hensyn til. For mer informasjon, se http://www.dirnat.no/naturmangfold/trua_arter/prioriterte_arter/

Skogsertifisering: I Norge er tilnærmet all skog som avvirkes, sertifisert gjennom ISO14001 og Levende Skog. Den norske sertifiseringsstandarden er godkjent i PEFC, verdens største skogsertifiseringssystem. For mer informasjon, se <http://www.levendeskog.no/> eller <http://www.pefcnorge.org/index.cfm>

Her har vi forsøkt å gå dypere enn den nasjonale verneevalueringen ved å diskutere andre former for forvaltning enn vern, og å trekke inn kunnskap om forekomster ut over det som er dokumentert i GBIF (www.gbif.no). Vi har valgt å fokusere på skoglandskap, som nasjonalt har dårlig vernedekning, særlig for skogtyper som edelløvskog, kalkskog og gammel barskog (Framstad et al. 2010).

Mangel på stedfestet artsinformasjon er den største utfordringen for en kunnskapsbasert forvaltning av rødlistearter, også for våre eksempler her. Uten kunnskap om hvor rødlisteartene befinner seg, hvilke miljøbetingelser de er knyttet til, og hvordan miljøbetingelser og forekomster endrer seg over tid, er det vanskelig å beskrive hvordan man bør ta vare på dem. Vi har valgt studieområder i to kommuner som har betydelige konsentrasjoner av rødlistearter, og hvor vi samtidig har en viss kunnskap om forekomstene. De to kommunene representerer ulike nivåer av kunnskapsstatus: I studieområdet i Lunner er både jordboende og vedboende sopp grundig kartlagt gjennom lengre tid (jfr. bl.a. Bendiksen 1980, Brandrud & Bendiksen 2005). Det er ikke gjennomført noen form for systematisk insektkartlegging her. I området i Larvik er kunnskapsstatus for sopp ikke like god, men noe kartlegging av sopp er gjennomført, blant annet i ARKO-prosjektet (Sverdrup-Thygeson et al. 2009, se også Tabell 4.3). Samme prosjekt har også gjennomført kartlegging insekter (primært biller) i visse miljø i Larvik (Ødegaard et al. 2009).

4.1 Dagens ivaretagelse av rødlistearter og hotspots

For å vurdere hvor mye av det mest forvaltningsrelevante og sårbare artsmangfoldet som er fanget opp av dagens forvaltningsverktøy, ser vi på tre ulike typer av tiltak, som samtidig representerer ulike skalanivå i en flerskala forvaltningsmodell:

- Verneområder
- Nøkkelbiotoper
- Generelle miljøhensyn (flerbruk/hverdagshensyn)

Verneområder ligger under nasjonale myndigheters ansvar og omfatter i hovedsak større lokaliteter. Verneområdene er opprettet etter Naturmangfoldloven (og tidligere Naturvernloven) med tanke på fange bredden av norsk natur, blant annet gjennom å sikre sjeldne og truede naturtyper og arter (jfr. Framstad et al. 2010). Verneområder omfatter nasjonalparker, landskapsvernområder og naturreservater med ulike verneformål. I våre studieområder er det kun naturreservater, som har større begrensninger i forhold til inngrep enn nasjonalparker og landskapsvernområder.

Nøkkelbiotoper omfatter her små til middelstore områder som er skilt ut fra omgivelsene av hensyn til miljøverdier. I denne rapporten bruker vi således nøkkelbiotoper *både* om kommunalt registrerte naturtype-lokaliteter (registrert i Naturbase) og skogbrukets nøkkelbiotoper, registrert gjennom Miljøregistrering i Skog (MiS) eller andre metoder. I en del tilfeller er det relevant å skille mellom disse to. Naturtype-lokaliteter tilligger kommunal forvaltning, og vil dermed ofte hensyntas gjennom arealplanlegging i henhold til Plan og bygningsloven, mens MiS-figurer/MiS-biotoper inngår i skognæringens sertifiserings-regime LS (se bl.a. Brandrud & Sverdrup-Thygeson 2008).

Under generelle hensyn adresserer vi ulike miljøhensyn av mindre omfang i områder med ordinær næringsvirksomhet. I skogbruket vil dette være øvrige miljøhensyn (ut over nøkkelbiotoper) omfattet av Forskrift for bærekraftig skogbruk, supplert med Levende Skog-standarden. Et eksempel kan være gjensetting av kantsoner og livsløpstrær. Generelle hensyn kan også omfatte andre tiltak begrunnet i offentlige miljøstøtteordninger. Ansvarer her vil primært ligge hos nasjonale/regionale sektormyndigheter gjennom reguleringer og tilskuddsordninger, men skognæringens sertifiseringsordninger kan i noen tilfeller gå ut over myndighetenes krav.

4.2 Målsetting i en forvaltningsplan

I denne delen diskuterer vi målsettinger for regional bevaring av rødlistearter i lys av internasjonale og nasjonale målsettinger, og fordelingen av rødlistearter i Norge.

Den internasjonale målsettingen om å stanse tap av biologisk mangfold, som Norge har sluttet seg til, ble på CBD-møtet i Nagoya i 2010 opprettholdt som en målsetting for 2020.

En hovedmålsetting for den lokale og regionale biomangfold-forvaltningen bør derfor være å ivareta livskraftige bestander av forekommende rødlistearter i de respektive habitater. En mer spisset målsetning vil være å sikre tilstrekkelige arealer og habitat-kvaliteter av hotspot-habitater med mange rødlistearter, særlig artsgrupper der kommunen har en stor andel av landets bestander.

Vi vet dessverre ikke hvor stor andel av rødlisteforekomstene som er nødvendig å sikre for å ivareta livskraftige bestander på sikt. Dette vil variere fra art til art, og vil blant annet avhenge av hvor store leveområder som er tilgjengelig og hvordan det er fordelt i landskapet. Tap og fragmentering av habitat har klare negative konsekvenser for arters overlevelse og derfor for biologisk mangfold (Fahrig 2003), også for insekter og sopp (Kouki et al. 2001, Penttilä et al. 2006, Tikkanen et al. 2009). Siden terskelverdier for tap og fragmentering av habitat er svært lite kjent for sopp og insekter, er det grunn til å være føre var og legge til rette for at mest mulig av habitatet til rødlisteartene ivaretas.

For skog, som vi konsentrerer oss om her, har man anbefalt å verne i størrelsesorden 5% av totalarealet, og en større arealandel i områder der biomangfoldverdiene er størst (Framstad et al. 2002). Rødlistearter (det truede biomangfoldet) er ikke jevnt fordelt i landet, så målsettingen om 5% vern kan være for lav for å stanse tap av biomangfold i kommuner med et særlig høyt og særpregt biomangfold, og med konsentrasjoner av rødlistearter. En konkret, operativ målsetting vil være å bevare habitat-kvalitetene til rødlisteartene på dagens nivå. Med habitat-kvaliteter mener vi de egenskapene ved habitatet som avgjør i hvilken grad artene overlever og trives i habitatet. Et eksempel er mengden av død ved i gammelskog for mange vedboende arter.

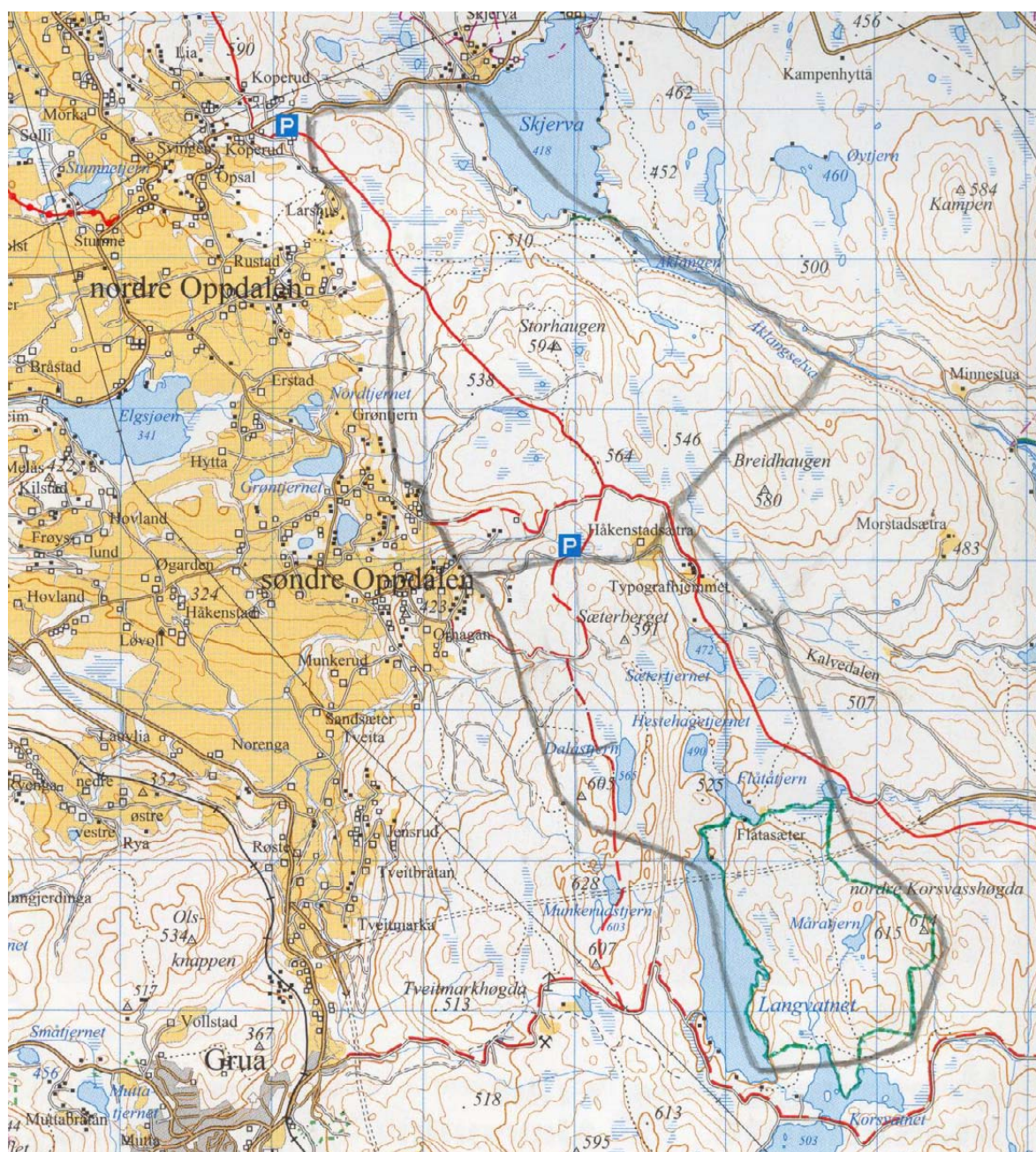
4.3 Eksempel 1: Lunner kommune

4.3.1 Studieområdet

Det utvalgte studieområdet i skog omfatter ca. 10 km² av den nordøstre delen av Lunner kommune, dvs. de bygdenære skogsliene i Søndre og Nordre Oppdalen, samt den bakenforliggende Øståsen inn til Skjerva-Aklangen-Bredehaugen-Rinilhaugen NR (**Figur 4.1**). Området er helt dominert av granskog. Mens framliene inneholder mye rik lågurtsskog på kambrosilur-bergarter, består Øståsen mest av fattigere bergarter med mest blåbærgranskog.

Området er valgt pga. god dekning i kartlegging av arter og naturtyper (Brandrud & Bendiksen 2005), samt at området vurderes som representativt for rødlisterike områder (hotspotregion) på Østlandet (Ødegaard et al. 2006). Rødlistearter av sopp er valgt som studieobjekt fordi denne gruppen (i) er særlig godt kartlagt i området, og (ii) generelt dominerer det kjente rødlistetilfanget i boreal skog. I studieområdet er over 90% av de registrerte rødlisteartene i skog tilhørende soppriket. Det er også registrert noen få forekomster av rødlistete lav og rødlistete karplanter. Disse opptrer i hovedsak på de samme lokalitetene som de rødlistete soppene og vil således i liten grad kunne påvirke prioriteringene i forvaltningsplanen.

Det er gjennomført en arealdekkende naturtypekartlegging av pilotområdet, men kun de viktige og svært viktige lokalitetene (A- og B-områder) er inkludert (Brandrud & Bendiksen 2005). Disse er avsatt i kommunens arealplaner. Det er også foretatt Miljøregistrering i skog (MiS) i området, og de to kartleggingene har betydelig overlapp når det gjelder gammelskog. Den største forskjellen er at naturtypekartleggingen inkluderer en del lokaliteter med yngre kalkbarskog (beiteskog) som faller utenfor MiS. Angående verneområder, se kap. 4.3.3.



Figur 4.1. Kart over studieområdet i Lunner.

4.3.2 Rødlistearter av sopp

I Lunner kommune som helhet er det registrert mer enn 130 rødlistearter av sopp, inkludert 37 rødlistearter knyttet til kulturlandskapet, til beitemarker og hassellunder på kalk (Jordal et al. 2006). I vårt studieområde er det pr. 2010 registrert 14 vedboende og 39 jordboende rødlistearter av sopp i skog, til sammen 53 arter fordelt på 165 lokalitetsvise forekomster (Tabell 4.1, se også Vedlegg tabell 1 og 2, NSD/NMD 2010, Sverdrup-Thygeson et al. 2007). Det anslås lave mørketall (ca. x 2) pga. godt kunnskapsgrunnlag, slik at det reelle antallet forekomster av rødlistete skogsopper anslås å være ca. 300. Mørketallene anslås å være relativt like for de ulike artsgruppene i ulike habitater/forvaltningsarealer, slik at vi i fortsettelsen for enkelthets skyld opererer bare med kjente forekomster og ikke anslag for totalt antall forekomster (som benyttet i studieområde Larvik).

De aller fleste av de totalt 39 registrerte jordboende rødlisteartene er funnet i de kalkrike framliene, mens de aller fleste av de 14 vedboende rødlisteartene er registrert lengre inne på Øståsen (**Figur 4.1**). Alle de jordboende og tilnærmet alle de vedboende soppene er tilknyttet gran, slik at studieområdet blir et eksempel på forvaltning av rødlistete granarter.

Både de vedboende og jordboende rødlistede soppartene opptrer i studieområdet svært klumpet/konsentrert til enkelte skogtyper og skogtilstander, hhv. gammelskog og kalkskog. En omfattende registrering som er foretatt av rødlistearter på granlæger gav nesten bare funn i 20 bestander med dødvedrik gammelskog som ikke har vært flatehogd, samt et naturreservat (Vedlegg tabell 3, se også Sverdrup-Thygeson et al. 2007). I tidligere flatehogd og plantet produksjonsskog ble det kun funnet fire vedboende rødlistearter fordelt på 5 forekomster (**Tabell 4.1**).

4.3.3 Dagens ivaretagelse av rødlistearter

Verneområder

Studieområdet omfatter ett verneområde, Rinilhaugen naturreservat på 1,6 km². Dette er vernet primært pga. større arealer med gammelskog og mye dødved, og huser således klart flest forekomster av rødlistearter knyttet til død ved. På grunn av innslag av noe rikere bergarter og kraftig topografi har imidlertid reservatet også innslag av rike skogtyper og jordboende rødlistearter.

Lokaliteten er godt kartlagt mhp. rødlistete poresopper, skinn samt jordboende arter (Bendiksen 1986, Sverdrup-Thygeson et al. 2007). Det er registrert 7 vedboende og 4 jordboende rødlistearter av sopp her. De mest vanlige rødlisteartene her er rynkeskinn (*Phlebia centrifuga* NT) som er registrert på minst 25 granlæger i reservatet, samt duftskinn (*Cystostereum murrayi* NT) og svartsonekjuke (*Phellinus nigrolimitatus* NT) som er registrert på mer enn 30 læger hver. For disse tre artene utgjør bestandene i reservatet fra en tredjedel til halvparten av totalbestandene i studieområdet.

I alt 31% av forekomstene av vedboende rødlistesopp er sikret innenfor verneområdet (**Tabell 4.1**), mens kun 4% av de jordboende rødlisteforekomster, fanges opp her. Dersom vi ser på rødlistet sopp under ett, fanges 16% av alle forekomster opp i verneområdet.

Verneområdet utgjør 16% av arealet i studieområdet (1,6 km² av 10 km²). Dette innebærer at for rødlistesopp sett under ett, er tettheten innenfor og utenfor verneområdet omtrent lik.

Tabell 4.1. Fordeling av rødlistearter av sopp på ulike arealkategorier i studieområde 1, Lunner.

RL = rødlisteart. ant. forekomster = lokalitetsvise forekomster (ett/flere funn av én art på én lokalitet = én forekomst). NR = naturreservat. NT = naturtypelokalitet.

	Tot. Ant arter	Tot Ant forek	NR arter	NR forek	NT Arter	NT forek	MiS Arter	MiS Fore k	Gml Skog arter	Gml Skog forek	Ung Skog arter	Ungs kog forek
Vedboende RLsopp	14	70	7	22	9	23	6	18	13	65	4	5
Jordboende RLsopp	39	95	4	4	30	61	16	21	22	33	33	62
Sum RL sopp	53	165	11	26	39	84	22	39	35	98	37	67

Naturtypelokaliteter

Studieområdet huser 18 naturtypelokaliteter med skog. Til sammen halvparten av de kjente rødlisteforekomstene av sopp i området er fanget opp her, og to tredjedeler er fanget opp innenfor naturreservat + naturtypelokaliteter (jfr. **Tabell 4.1**). Den sistnevnte fordelingen gjelder både for vedboende og jordboende arter. Mens de vedboende rødlisteartene er jevnt fordelt mellom naturreservat og 8 naturtype-lokaliteter med gammelskog, har de jordboende en sterk konsentrasjon i naturtype-lokaliteter (se **Tabell 4.1**, **Vedleggstabell 2, 3**).

De jordboende rødlisteartene er i hovedsak kalkarter, og disse er sterkt klumpet til små arealer med hotspot-habitatet kalkbarskog. Alle disse hotspot'ene er fanget opp i naturtypelokaliteter. I disse 11 små lokalitetene er det registrert 30 jordboende rødlistearter, fordelt på 61 lokalitetsvise forekomster (**Tabell 4.1, Vedleggstabell 2**). Til sammen 68% av forekomstene (utenfor reservat) er fanget opp i naturtypelokaliteter, på kun ca. 2,5% av arealet. Tettheten av de jordboende rødlisteartene er mao. >50 ganger så høy i nøkkelbiotopene som i landskapet ellers. Denne klumpingen til nøkkelbiotoper er betydelig større enn det som har vært funnet i studier av rødlisteartsfordelinger tidligere (jfr. Baumann et al. 2001, men her er ikke jordboende arter vurdert), og trolig nær det optimale man kan forvente å oppnå for denne artsgruppen.

MiS-lokaliteter

For vedboende sopp er ivaretagelsen av rødlistearter nokså lik innenfor MiS og naturtypekartlegging. I alt 6 av de 8 naturtypelokalitetene med gammelskog og rødlistete dødvedarter er inkludert eller delvis inkludert som MiS-biotoper (jfr. **Vedleggstabell 3**). Til sammen fanger MiS opp 37% av totalt registrerte rødlisteforekomster av vedboende arter (ekskl. naturreservat, **Tabell 4.1**).

MiS fanger derimot langt færre forekomster av jordboende rødlistesopp enn naturtypekartleggingen. Dette skyldes at de fleste av de 11 naturtypelokalitetene med kalkrik skog og konsentrasjon av jordboende rødlistearter er knyttet til yngre beiteskog som faller utenfor MiS. De 2 eneste gjenværende, eldre bestandene med elementer av kalkskog i studieområdet er inkludert i MiS. I disse to er det foreslått gjennomhogst. Til sammen er 23% av de jordboende rødlisteforekomstene (ekskl. reservat) innenfor MiS-arealer pr. i dag.

Dersom vi ser vedboende og jordboende sopp under ett, er til sammen 40% av rødlisteforekomstene fanget opp av naturreservat og MiS-biotoper (jfr. **Tabell 4.1**).

Ivaretagelse av rødlistearter i Lunner: Oppsummering

Gjennomgangen i foregående kapitler gir oss følgende fordeling av forekomster av rødlistete sopp mellom ulike forvaltningskategorier i studieområdet i Lunner:

- 1) **Verneområder** fanger opp **16%** av rødlisteforekomstene (31% av de vedboende, 4% av de jordboende)
- 2) **Nøkkelbiotoper** fanger opp **51%** av rødlisteforekomstene (33% av de vedboende, 65% av de jordboende).
- 3) **Arealer uten spesiell miljøforvaltning:** **33%** av forekomstene (36% av de vedboende, 31% av de jordboende)

Nøkkelbiotopene er med andre ord den forvaltningskategorien som favner flest rødlistearter. I den delen av landskapet som ikke er vernet, favner naturtype-lokalitetene nær 70% av forekomstene av de jordboende rødlisteartene, fordi disse artene er konsentrert til små arealer av hotspot-habitatet kalkbarskog.

Nøkkelbiotopene er skreddersydd for de små kalkskog-hotspotene og fanger opp disse konsentrasjonene av rødlistearter på en langt mer effektiv måte enn naturreservatet: De 18 naturtypelokalitetene huser halvparten av rødlisteforekomstene (to tredjedeler av de jordboende) på ca. 7% av arealet, mens reservatet huser 16% av rødlisteforekomstene på 16% av arealet. Samtidig dekker naturreservatet primært opp forekomster av dødvedarter som forekommer mer spredt i landskapet, og som kan tenkes å ha større arealbehov enn kalkartene. Dessuten fanger reservatet opp deler av naturvariasjonen med tilhørende mangfold som ikke nøkkelbiotopene dekker (jfr. behovet for vern av representativt utsnitt av naturtyper, se Aas & Qvenild 2011).

4.3.4 Er dagens forvaltning av rødlistearter i Lunner tilstrekkelig?

Hovedmålsettingen med en slik forvaltningsplan som her skisseres er å ivareta forekomstene av rødlistearter. Spørsmålet er om dagens forvaltning er tilstrekkelig for å nå dette målet?

I de fleste kommuner er ikke kunnskapsgrunnlaget tilstrekkelig til å gjøre en slik vurdering. I Lunner foreligger imidlertid data om utvikling av arter (sopp) og habitat-kvaliteter som gjør slike vurderinger mulig. Sopp er etter alt å dømme den klart viktigste rødlistegruppen i slike boreale barskogsområder som her er studert, og vil således være et hovedgrunnlag for en slik forvaltningsplan. Ettersom kunnskapen øker om andre artsgrupper, vil disse kunne legges til i en slik plan.

Vi har ovenfor vist at de rødlistede soppartene i studieområdet er nesten helt knyttet til (i) forekomster av dødvedrik gammelskog og (ii) kalkbarskog. For å hindre nedgang i rødlisteartene, bør de aller fleste av disse gammelskog- og kalkbarskogsbestandene sikres mot omdisponering og habitatforringelse. I dag er kun drøyt halvparten av disse forekomstene sikret som nøkkelbiotoper/verneområder. Vi antar at dagens forvaltning ikke er tilstrekkelig til å sikre seg mot en nedgang i mange rødlistebestander i løpet av en 30-50 års periode. Samtidig er det kun relativt små økninger i miljøarealet i de viktigste hotspot-arealene som skal til for å oppnå en sannsynlig utflating. Vi begrunner dette på følgende måte:

Vedboende rødlistearter. Gruppen av rødlistete, vedboende arter er i Lunner sterkt knyttet til gammelskog (granskog) som ikke har vært flatehogd. Det er nesten ikke registrert rødlistearter i flatehogd produksjonsskog. Utvikling av denne gruppen vil således være sterkt avhengig av utvikling i areal og habitat-kvaliteter i gammelskogen, som igjen vil være knyttet til utviklingen i skogbruket i området.

De vedboende rødlisteartene har trolig hatt en økning i antall forekomster siste 20 år pga. (i) liten avvirkning av gammelskog med nøkkelbiotopkvaliteter siste 20 år, og (ii) betydelig økning (trolig minst en dobling) av dødved i nøkkelbiotoper og naturreservat med gammelskog. En slik økning i dødved i gammelskog er i tråd med den generelle utviklingen i gammel granskog i Norge (Storaunet et al. 2011). Dagens skogbruksaktivitet i området indikerer at denne situasjonen med økning i vedarter vil kunne vare i hvert fall de neste 10 årene pga. fortsatt økning av dødved.

Kun 6 av 20 bestander med gammelskog har imidlertid status som MiS-områder. De øvrige, gjenværende gammelskogsbestandene fanges med andre ord ikke opp av skogbrukets lovverk eller skognæringens egne sertifiserings-standarder. Det er derfor nødvendig med en økning av MiS-biotoper i gammelskog for at rødlistebestandene skal opprettholdes.

Med dagens økning i dødvedmengde i de 20 gammelskogsbestandene innenfor studieområdet, kan en tåle en avvirkning av inntil 30% av disse neste 50 år uten at tilfanget av dødved i gammelskog totalt vil synke. Det er pr. 2005 registrert snaut 800 læger > 15 cm i diameter i gammelskogen i studieområdet. Fordelingen av nedbrytningsklasser tilsier at dette antallet vil øke til ca. 1200 læger i 2040/2050 (Brandrud rapport under utarbeiding). For å opprettholde dagens habitat-tilfang av død ved og habitat-kvalitet for rødlisteartene av vedboende sopp tilsier dette at minst 70% av gammelskogslokalitetene bør avsettes som nøkkelbiotoper eller verneområder. Sannsynligvis bør det avsettes noe mer enn "minimumstallet" 70%, og disse biotopene bør samles mest mulig i større, sammenhengende arealer for å motvikre de negative effektene av fragmentering som er vist for disse rødlisteartene (jfr. bl.a. Hottola 2009).

Disse anslagene for dødvedutvikling i gammelskogen i studieområdet i Lunner innebærer at det er behov for (minst) (i) dobling av dagens MiS-områder eller (ii) tilsvarende økning i verneareal for å opprettholde dagens bestandsnivå av de gammelskogsavhengige rødlisteartene. Dette forutsetter også at disse artene på lang sikt er i stand til å leve med en dødvedmengde som er langt mindre og mer fragmentert enn i et naturskogslandskap. I dag er det så vidt mye dødved i flere av gammelskogslokalitetene at de tilfredsstiller inngangsverdier som MiS-områder, og de bør således kunne avsettes som MiS-biotoper i neste MiS-omløp.

Jordboende rødlistearter. For de jordboende artene nærmer vi oss trolig en tilstrekkelig miljøforvaltning for opprettholdelse av bestandene, med hele 70% av forekomstene innenfor verneområder/nøkkelbiotoper. Men spørsmålet er hvor godt sikret disse bestandene er innenfor nøkkelbiotoper?

Flere rødlistete, jordboende arter har trolig også hatt en økning siste 20 år, etter at flere arter og en rekke forekomster forsvant i perioden 1970-80 pga. omfattende flatehogst. Denne økningen vil også sannsynligvis fortsette i neste tiårsperiode, da de fleste forekomstene nå er sikret som (i) MiS-biotoper av eldre kalkbarskog, samt (ii) naturtypelokaliteter av yngre kalkbarskog/beiteskog, som neppe vil bli hogd i perioden. Men dagens skogbruksforvaltning gir ingen føringer på at disse yngre beiteskogslokalitetene ikke vil bli hogd i seinere skogbruksplanomløp. Det er viktig å ta vare på disse ungskogslokalitetene som nøkkelbiotoper med skånsom hogst (lukket kalkskog-hogst) - ikke bare for å sikre utflating/økning av dagens rødlistearter, men også for å kunne bedre muligheter for re-etablering av de rødlisteartene som forsvant på 1970-80-tallet og som fortsatt finnes innenfor kalkområdet på Hadeland. For å opprettholde habitat-kvaliteter, er det også vesentlig at storfé- og sauebeite opprettholdes i området.

Også omdisponering av areal (veier, hyttebygging) kan true disse nøkkelbiotopene av hotspot-habitatet kalkbarskog.

Konklusjon

De aller fleste rødlisteartene av sopp, og trolig også andre organismegrupper, er i studieområdet sterkt knyttet til bestemte habitatkvaliteter av gammelskog og kalkskog. Disse kvalitetene finnes på små arealer, men til gjengjeld bør de aller fleste forekomstene av gammelskog og kalkskog sikres hvis rødlistebestandene her skal overleve. Med til sammen 68% av forekomstene av rødlistete sopp innenfor verneområder/nøkkelbiotoper er forvaltningen av rødlistearter pr. i dag sannsynligvis nær tilstrekkelig for å ivareta forekomstene.

I alt 64% av forekomstene av vedboende rødlistearter er ivaretatt innenfor verneområder/nøkkelbiotoper. For å sikre samme tilgang på egnet habitat/substrat som i dag, bør sannsynligvis minst 70% av gammelskogen, og dermed tilnærmet 70% av rødlisteforekomstene være på areal med miljøhensyn. For å være sikker på opprettholdte bestander, bør sannsynligvis minst 75% av rødlisteforekomstene være på arealer med miljøhensyn, og disse bør samles mest mulig i sammenhengende arealer. En økning på 1% av areal med nøkkelbiotoper, eller 4% av verneareal, vil sannsynligvis være tilstrekkelig for å opprettholde habitatkvaliteter og bestander av de vedboende rødlisteartene.

I alt 70% av forekomstene av jordboende rødlistearter er ivaretatt i nøkkelbiotoper. Hvis omfang og habitat-kvalitet på disse arealene blir opprettholdt, er dette trolig tilnærmet tilstrekkelig for å opprettholde dagens bestander. Det er imidlertid stor usikkerhet rundt den langsiktige forvaltningen av en del nøkkelbiotoper/naturtype-lokaliteter av kalkskog som er avgjørende for overlevelse av de jordboende rødlisteartene.

4.4 Forslag til forvaltningsplan for studieområdet i Lunner

4.4.1 Forslag til mål

En overordnet målsetting for forvaltningen av rødlistearter bør være at hjemmehørende rødlistearter skal ha livskraftige bestander i kommunen, dvs. primært at man skal hindre tap og nedgang av rødlistearter i Lunner.

Nøkkelbiotopene (her dominert av naturtype-lokaliteter) bærer tyngden av rødlisteforvaltningen i studieområdet (huser drøyt 50% av forekomstene). En god rødlisteforvaltning vil således være helt avhengig av at disse nøkkelbiotopene blir forvaltet slik at ikke habitatkvalitetene blir forringet eller fjernet ved arealomdisponering. Dette vil gjelde selv om en får en viss økning i reservatareal.

En viktig, konkret målsetting i studieområdet i Lunner vil være å øke andelen nøkkelbiotoper/verneområder i gammelskog for å sikre tilstrekkelig med habitatkvaliteter for de vedboende rødlisteartene.

En tilhørende målsetting vil være at kjernearealene med hotspot-habitat i nøkkelbiotopene blir vektlagt i kommunal og annen planlegging. For å sikre miljøforvaltningen av disse nøkkelbiotopene, vil et mål kunne være at hotspot-habitatet kalkbarskog og tilhørende hotspot-artsgrupper blir gjenstand for det nye forvaltningsregimet med Utvalgte naturtyper og Prioriterte arter i Naturmangfoldloven.

4.4.2 Mulige tiltak

Nøkkelbiotoper: Naturtypelokaliteter

Tiltak: Naturtype-kartleggingen i gammel, dødvedrik barskog bør suppleres, og naturtype-arealet i gammel barskog bør økes fra 8 lokaliteter til ca. 13-15 dødvedrike lokaliteter (tilsvarende økning fra ca. 7% til ca. 8% nøkkelbiotopareal totalt i studieområdet)

Begrunnelse: Minst (70-)75% av gammelskogslokalitetene anslås nødvendig å sikre for å opprettholde (i) dagens tilfang av dødved i gammelskog, og derigjennom (ii) opprettholde dagens nivå av bestander av vedboende rødlistearter knyttet til gammelskog (se nærmere begrunnelse nedenfor under MiS-områder).

Artskartlegging etter naturtype-avslutning i 2004 har gitt funn av flere dødvedrike gammelskogslokaliteter med truede og nær truede arter som kvalifiserer til naturtype. Naturtypekartleggingen fra 2004 er innlagt i kommuneplanen, og er således førende for kommunens forvaltning av disse arealene. Ingen av lokalitetene er omregulert eller negativt påvirket av kommunal virksomhet etter 2004, men flere vil kunne bli berørt av et planlagt hyttefelt (plan lagt på is).

Nøkkelbiotoper: MiS-områder

Tiltak: MiS-arealet i gammel barskog bør økes fra 6 MiS-områder til ca. 13-15 ved neste omløp av MiS-registrering (en del av dette kan alternativt dekkes ved frivillig vern). Det bør foretas en bedre samordning av naturtype versus MiS-arealer i kalkbarskog, med konvertering av naturtypelokalitetene i kalkskog/beiteskog til MiS-biotoper.

Begrunnelse: Nødvendig for å opprettholde dagens nivå av bestander av hhv. vedboende og jordboende rødlistearter,

Vedboende sopper: I alt 6 av de 20 gammelskogsbestandene med nøkkelbiotop-kvaliteter (en del dødved og forekomster av rødlistearter) er sikret som MiS-biotoper. Dødvedmengden i gammelskog i pilotområdet vil opprettholdes de neste 40-50 årene hvis ikke mer enn 25-30% av de dødvedrike gammelskogsbestandene flatehogges i denne perioden (se kap. 4.3.4, jfr også Brandrud rapport in prep, samt Sverdrup-Thygeson m. fl. 2007). Dette peker seg ut som en terskelverdi og viktig målsetting for at ikke forekomstene av rødlisteartene (igjen) skal gå nedover. For at denne målsettingen skal nås, bør antallet MiS-biotoper i gammelskog minst dobles i studieområdet. Da vil ca. 70-75% av dagens forekomster av vedboende rødlistearter være sikret i forhold til skogbruk (ca. 50 av de 70 forekomstene).

Jordboende sopper: I forhold til skogbruk er kun 26% av forekomstene av de jordboende rødlistesoppene sikret i reservat og MiS-biotoper. Riktignok ligger en ytterligere betydelig andel av de jordboende forekomstene i yngre beiteskog (kalkskog; naturtypelokaliteter) som ikke vil bli hogd i inneværende skogbruksplanperiode. Disse forekomstene har imidlertid prinsipielt ingen beskyttelse mot framtidig skogbruksaktivitet. Det vil derfor være et sentralt element i en helhetlig forvaltningsplan å øke inndekningen av jordboende rødlistearter i neste MiS-omløp ved å få med flere av disse kalkskogslokalitetene. Det kan her fra biomangfoldsynspunkt være ønskelig med noe skjøtsel i form av lukket hogst for å opprettholde et relativt åpent beiteskogspreget. Beite bør opprettholdes.

Verneområder

Tiltak: Verneområder i gammel barskog bør vurderes øket gjennom frivillig vern (fra ca. 16% til ca. 20% av skogarealet).

Begrunnelse: Nødvendig med økt nøkkelbiotop/verneareal for å opprettholde dagens nivå av bestander av vedboende rødlistearter. Ordningen med Frivillig vern kan pga. strengere vern være en miljømessig gunstigere løsning enn en tidsbestemt avsetting som MiS-område.

Studieområdet ene verneområde, Rinilhaugen naturreservat, dekker ca 16% av skogarealet i studieområdet, dvs. betydelig over landsgjennomsnittet for vernedekning i skog. Hvis vi inkluderer hele Lunnens del av den nordre delen av Øståsen (ca. 45 km² produktiv skog, som ikke har andre verneområder), så utgjør verneområdet imidlertid kun ca. 3,5% av skogarealet.

Vedboende sopp: Drøyt 30% av de kjente rødlisteforekomstene av vedboende sopp i Oppdalen-Øståsen-området er innenfor Rinilhaugen naturreservat. De vedboende artene er avhengig av rikelig og variert tilfang av dødved, og helst også større, sammenhengende arealer med gammel-skog (Hottola 2009), mens de jordboende kalkskogsartene kan tåle en del hogst og kan være begunstiget av relativt åpen, beitet skog. Behovet for verneområder er derfor antagelig størst for gruppen av vedboende.

Hvis man skal ta vare på større, sammenhengende arealer av gammel, produktiv granskog med høy tømmerverdi, vil naturreservat sannsynligvis være et mer relevant virkemiddel enn nøkkelbiotop (MiS/naturtype). Dette gjelder trolig både miljømessig og for skogbruksinteressene, da større arealer med MiS-biotoper med forvaltning ikke-hogst vil utgjøre en betydelig belastning for den enkelte grunneier med ingen eller kun en liten kompensasjon.

I vårt studieområde er det (utenom reservatet) to større, mer eller mindre sammenhengende gammelskogsområder på ca. 400-500 daa hver. Disse ligger i den nordre delen av studieområdet og huser flere truede og nær truede vedboende sopp, samt også to truede arter av lav (mjuktjafs og huldrestry; jfr. Brandrud & Bendiksen 2005).

En sikring av ett av disse alternativene ved frivillig vern vil medføre (i) at over halvparten av området forekomster av rødlistete vedboende arter vil befinne seg innenfor verneområder (ca. 40 av 70 forekomster totalt), samt at (ii) over halvparten av forekomstene vil befinne seg innenfor større, sammenhengende gammelskogsarealer med liten grad av fragmentering. Dette vil også styrke nøkkelbiotopene/MiS-biotopene i landskapet omkring.

Jordboende arter: Kun 4% av jordboende rødlistearter er favnet i verneområder. Imidlertid er de fleste forekomstene av jordboende arter knyttet til svært små, konsentrerte hotspot-forekomster som trolig vil være lite egnet for vern. Dessuten er det langt større hotspot-habitat-ansamlinger av rødlistearter i kalkområder i andre deler av kommunen som bør ha høyere prioritet for vern.

Utvalgte naturtyper og prioriterte arter

Kalkbarskog, inkludert yngre, åpen beiteskog er den naturtypen/naturtype-komplekset som i området peker seg ut for forvaltningsregimet Utvalgte naturtyper. Denne typen er egnet fordi den (i) er en truet vegetasjonstype, og (ii) huser de fleste jordboende rødlisteartene i området. Tilsvarende på artsiden er det grupper av kalkbarskogsarter, særlig slekten storpigg (*Sarcodon*) og slørsopper (*Cortinarius*) i underslekt *Phlegmacium* som peker seg ut som prioriterte arter. Siden de rødlistete kalkbarskogsoppene (i) er mange, (ii) har tilnærmet samme økologi og er habitat-spesifikke, og (iii) opptrer ofte sammen på små arealer, vil man ved å velge ut enkeltarter av disse innenfor dette forvaltningsregimet kunne representere en hel gruppe med truede arter.

Hele 50 av de i alt 83 forekomstene av jordboende rødlistearter av sopp vil fanges opp av dette forvaltningsregimet og vil tilsvare kjerneområder av de 11 naturtypelokalitetene med kalkskog. Et forvaltningsregime med dagens naturreservat, supplert med kalkbarskog som utvalgt naturtype, vil dekke omtrent halvparten av alle rødlisteforekomster av sopp i pilotområdet.

Et forvaltningsregime med slekten storpig (Sarcodon; her 3 arter, se **Vedleggstabell 2**) og/eller slørsopper av underslekt *Phlegmacium* (her 7 arter) som prioriterte artsgrupper vil fange opp 8 av de samme kalkskogs-kjerneområdene, og vil dekke 45 av rødlisteforekomstene. Det vil si at en status som prioriterte arter for 7 arter her, vil gi beskyttelse for til sammen 19 forekomster av disse artene, og *samtidig* gi beskyttelse for 12 andre arter med 26 forekomster. To kalksopp-slekter i forvaltningsregimet prioriterte arter vil her altså ha omtrent samme effekten som kalkbarskog som utvalgt naturtype.

Det må understrekes at alle viktige områder med de aktuelle kandidatene for utvalgte naturtyper og prioriterte arter er fanget opp i dagens nøkkelbiotoper og de nøkkelbiotopene som bør tilkomme ved supplerende kartlegging. Det nye forvaltningsregimet vil imidlertid kunne føre til en endret/skjerpet bruk av virkemidler på disse arealene.

Andre tiltak

Det bør gjennom tilskuddsordninger stimuleres til at området (og særlig kalkskogsarealet) fortsetter å beites av storfé og sau.

Sammenfatning og konklusjoner

I **Tabell 4.2** er sammenfattet to ulike alternativ/varianter til en forvaltningsplan for rødlistearter i Oppdalen-Øståsen-området i Lunner; to alternativer til styrket forvaltning med bevaring av dagens nivå av rødlisteforekomster.

De to alternativene representerer litt forskjellige måter å oppnå sikring av dagens rødlisteforekomster. Alternativ A innebærer primært en økning av verneareal, mens alternativ B innebærer en økning i nøkkelbiotop-arealet. Disse alternativene representerer en økning på kun hhv. ca. 4% og 1% i areal med miljøhensyn, slik at denne forvaltningsplanen kan sees på som en ganske liten justering av dagens miljøareal. Samtidig kan det være aktuelt med en endret/skjerpet bruk av virkemidler på deler av dette miljøarealet.

Alternativ A vil antageligvis representere en tilnærmet optimal forvaltning av biomangfold/rødlistearter fordi:

- (i) Føre-var-prinsippet tilsier at det er behov for streng miljøforvaltning av en stor andel av de gammelskog/naturskogtilknyttede rødlistearter.
- (ii) Vern er antageligvis eneste måten å få sikret større, sammenhengende områder av produktiv granskog. MiS-regimet er ikke egnet for større, sammenhengende nøkkelbiotoparealer i produktiv granskog.

Tabell 4.2. Forslag til en forvaltningsplan for ivaretagelse av forekomstene av rødlistearter i studieområdet i Lunner kommune (Søndre Oppdalen-Øståsen). To alternativer med bruk av hhv. økt verneareal og økt areal med nøkkelbiotoper er skissert. Begge antas å være tilstrekkelig for å opprettholde dagens nivå av forekomster av rødlistearter

	Dekning RL-forek. i dag	Dekning RL-forek. Forv-plan	Arealandel i dag	Arealandel Forsl. Forv-plan
Alternativ A¹				
1.Vernet areal (økning fra 1 til 2 naturreservater)	18%	ca.30%	16%	ca.20%
2a. Nøkkelbiotoper, naturtypelokaliteter	50%	ca.45% ²	7%	ca.7% ²
2b.Nøkkelbiotoper, MiS	22%	ca.20%	2%	ca.3%
3.Arealer uten miljøforvaltning	32%	ca.25%	77%	ca.73%
Alternativ B				
1.Vernet areal (1 naturreservat som nå)	18%	18%	16%	16%
2a. Nøkkelbiotoper, naturtypelok. (økning 4-6 lok.)	50%	ca.57% ²	7%	ca.8%
2b.Nøkkelbiotoper, MiS (økning 4-6 lok.)	22%	ca.40%	2%	ca.4%
3.Arealer uten miljøforvaltning	32%	ca.25%	77%	76%

¹ I alternativ A er det antatt at summen av nøkkelbiotoper blir ca. konstant; 2-3 lokaliteter kommer til, mens 2-3 blir inkludert i nytt naturreservat og frafaller som nøkkelbiotoper. Arealandelene i tabellen summerer ikke til 100% da de ulike typer av nøkkelbiotoper (Naturtyper, MiS) overlapper.

² 35% av RL-forekomstene (ca. 2-3% av arealet) kan sikres som eventuelt Utvalgt naturtype kalkbarskog.

Imidlertid vil et like stort antall rødlisteforekomster og de arealene som har de viktigste miljøkvalitetene bli fanget opp i alternativ B med kun en liten økning i nøkkelbiotop-arealet. Valget står her mellom en liten, skreddersydd økning i små nøkkelbiotop-arealer, eller en noe større økning i vern av mer eller mindre sammenhengende areal med gammelskog.

4.5 Eksempel 2: Larvik kommune

4.5.1 Studieområdet

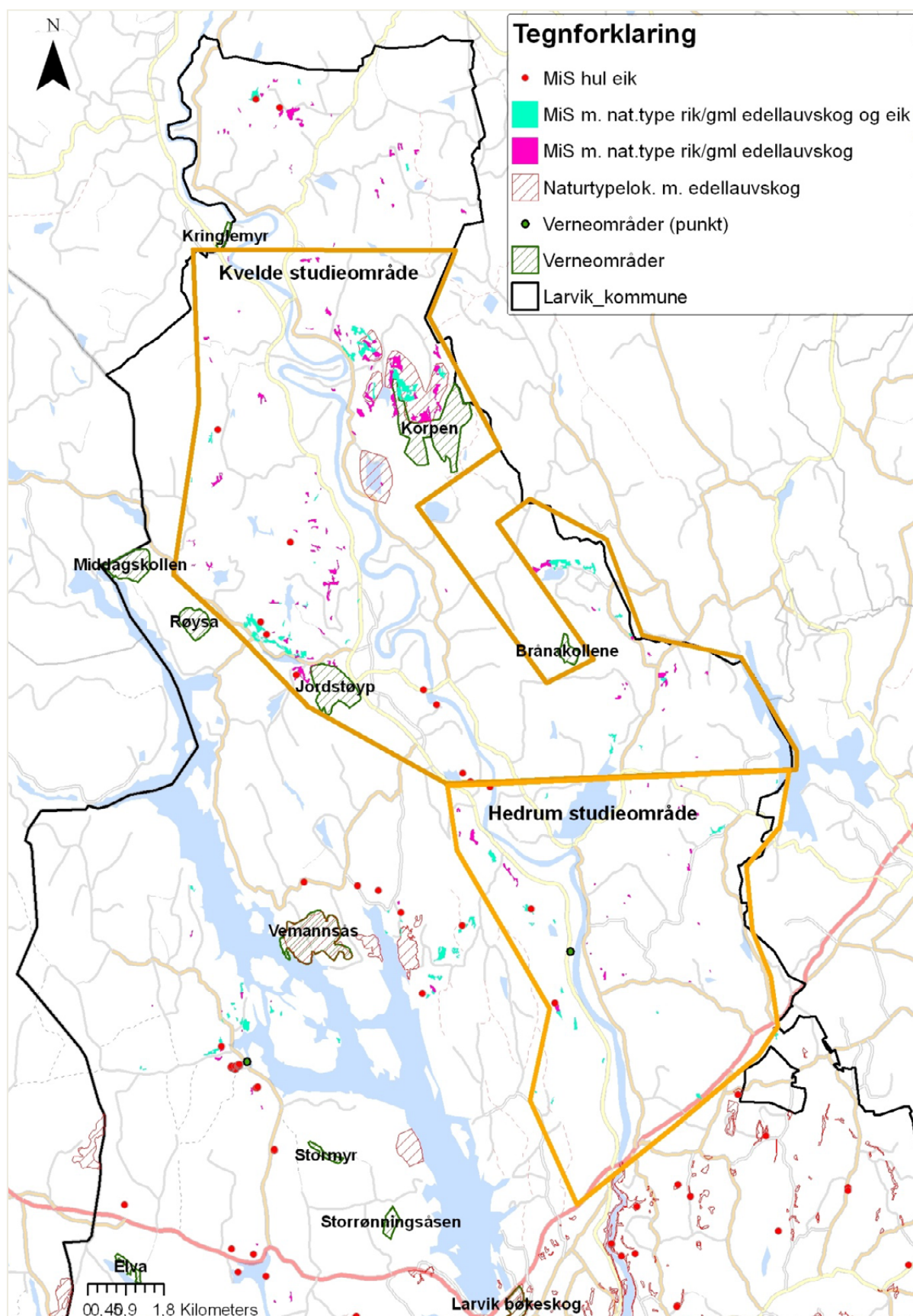
Det utvalgte studieområdet i skog omfatter Lågendalen med omkringliggende åspartier nord for E18 (**Figur 4.2**). Området er valgt fordi Larvik har vært et studieobjekt i hotspot-kartlegging av rødlistearter (ARKO, se Sverdrup-Thygeson m. fl. 2007), samt at området vurderes som representativt for de mest rødlisterike områder (hotspotregion) på Sørøstlandet (Ødegaard et al. 2006). Rødlistearter av sopp og insekter (her representert ved eiketilknyttede biller) er valgt som studieobjekter fordi disse gruppene (i) stedvis er relativt godt kartlagt i forbindelse med andre prosjekter, og (ii) er de to dominerende rødlistegruppene i skog i området. Vi konsentrerer oss om området nord for E18, der det er mest gammelskog, og der vi har mest artsdata. For sopp er det valgt ut to delområder; Hedrum i sør, og Kvelde lengre nord, på hhv. ca 40 og 80 km².

Nord for E18 i Larvik finnes 7 **naturreservater**, hvorav et par i liten grad inneholder skog. To av naturreservatene faller innenfor de to studieområdene for sopp. De største forekomstene av gammel eikeinnblandet skog finnes i naturreservatene Vemannsås, Middagskollen, Røysa, Jordstøyp og Korpen (**Figur 4.2**).

I tillegg finnes 7-8 **naturtypelokaliteter** med gammel edellauvskog i følge Naturbasen til DN, men en av disse overlapper med Vemannsås NR. To andre ligger nær Vemannsås, og de øvrige 4 ligger nær Korpen NR. Det bør bemerkes at de langt fleste naturtypelokalitetene i Larvik ligger i kulturlandskapet sør for E18. Naturtypekartlegging i Larvik har vært prioritert i områder sør for E18 og er derfor fortsatt mangelfull nord for E18 (R. Solvang, upubliserte data fra naturtypekartlegging 2009-2011).

På skogarealene, som dekker store deler av området nord for E18, er miljøverdier kartlagt på to ulike måter: nøkkelbiotop-kartlegging og MiS-kartlegging. De delene som tilligger Fritzøe Skoger, har en egen, **tilrettelagt nøkkelbiotop-kartlegging** gjennomført av Prevista. Denne kartleggingen fokuserer på områdene der det er vanskelig å drive et økonomisk skogbruk på grunn av terreng og andre forhold. Ofte sammenfaller dette med biomangfoldrike, tungt tilgjengelige skrenter og toppområder. Kartleggingsresultatet er ikke offentlig tilgjengelig, men ut fra informasjon som grunneier har gitt oss tilgang til, er det i størrelsesorden 100 slike nøkkelbiotoper nord for E18 i Larvik. Vi har ikke data som gjør oss i stand til å kvantifisere hvor mange av disse som inneholder dødvedrik, gammel eikeskog i vesentlig omfang. Et estimat basert på kjennskap til områdene kan være at noe mellom 20 og 40 nøkkelbiotoper har betydelig innslag av slik skog. Nøkkelbiotopene på Fritzøe er ganske store, i snitt kanskje noe rundt 80 daa.

På de øvrige skogområdene er det for det meste gjennomført **MiS-kartlegging** (Miljøregistrering i Skog). Det foreligger en høy tetthet av MiS-biotoper pga. den høye tettheten av gammelskog og rik skog med store miljøkvaliteter. Nord for E18 er det snaut 1000, delvis overlappende, MiS-figurer. De fleste av disse, ca 2/3, er figurer med livsmiljøet Rik bakkevegetasjon. Samtidig med MiS-registreringen er det også satt hvilken DN-Naturtype som MiS-figuren tilsvarer. Dersom vi ser på de MiS-figurene som har angitt Gammel edellauvskog eller Rik edellauvskog som naturtype, utgjør dette 444 figurer, hvorav mange henger sammen til større forvaltningsarealer/nøkkelbiotoper. 154 av disse 444 antatt relevante figurene er beskrevet å inneholde eik som et av flere treslag. I tillegg til disse polygondataene finnes også MiS-registreringer av enkeltstående, hule/grove lauvtrær, som nord for E18 omfatter 43 eiketrær (**Figur 4.2**).



Figur 4.2. Kart over Larvik nord for E18 som viser MiS-figurer med edellauvskogs-naturtype (de med treslag eik markert med blått), grove/hule eiker, relevante naturtypelokaliteter fra DNs Naturbase, verneområder samt vårt studieområde (to delområder) avgrenset med oransje linjer. Studieområdet er valgt på arealer der de fleste eiendommene har hatt MiS-registrering.

4.5.2 Rødlistearter av sopp og biller

Larvik, med sine rike og gamle edellauvskoger er en av de kommunene i Norge som har store konsentrasjoner både av vedboende og jordboende rødlistearter av sopp. Tilsammen er dette en av de rikeste hotspot-regionene for rødlistete sopper i Norge (jfr. Sverdrup-Thygeson et al. 2008), med tilhørende store forvaltningsutfordringer. Trolig finnes det over 200 rødlistete sopparter i Larvik. Det er pr. i dag registrert over 300 lokalitetsvise forekomster av rødlistete sopparter i kommunen (Norsk soppdatabase, NSD/NMD 2010), og det reelle tallet vurderes å være ca. 10 ganger høyere pga. middels til stedvis lav kartleggingsdekning.

Vedboende sopp

Det er pr. i dag registrert 64 vedboende rødlistete sopparter i Larvik kommune (Norsk soppdatabase, NSD/NMD 2010), hvorav 46 er registrert nord for E18. Kartlegging av vedboende sopp er stort sett utført i forbindelse med kartlegging av nøkkelbiotoper og rødlistearter på Treschow-Fritzøe-eiendommen (Heggland et al. 2005, Sverdrup-Thygeson et al. 2007), samt noe kartlegging i naturreservatene Jordstøyp, Vemannsås og Korpen. I Jordstøyp NR er det tidligere gjort en detaljert kartlegging av arter knyttet til osp (Andersen 1997). Her er det registrerte 14 rødlistete vedboende arter, mot hhv. 13 og 12 i de to andre reservatene.

Over halvparten av de vedboende rødlisteartene i Larvik er kun funnet på én lokalitet hver (38 arter), og ytterligere en del på to lokaliteter (9). Den store andelen av ettfunnsarter indikerer at kartleggingen er langt fra uttømmende. I Vestfold fylke som helhet er det funnet ytterligere 28 vedboende rødlistearter, de fleste kun med ett funn i fylket. Sannsynligvis har de aller fleste av disse artene også forekomster i Larvik. En totalvurdering av vårt studieområde innenfor E18 tilsier at dette huser ca. 100 rødlistete arter av vedboende sopp.

Det er lauvskogsarter som dominerer blant de vedboende rødlisteartene i Larvik, 49 av de 64 artene som er registrert her, er knyttet helt eller mest til lauvtresubstrat. Flest arter er funnet på osp (<15; bl.a. 10 arter på osp i Jordstøyp NR; Andersen 1997), og dernest eik. Larvik framtrer som en av de viktigste kommunene i Norge for eiketilknyttede arter. Hele 10 av de 13 rødlistete eikespesialistene vi har i Norge, er funnet i Larvik, flere enn i noen annen kommune (jfr. Sverdrup-Thygeson et al. 2007). Kommunen huser noen av de største og viktigste forekomstene i Norge for rødlistearter som eikegreinkjuke (*Pachykytospora tuberculosa* NT) og ruteskorpe (*Xylobolus frustulatus* NT). Dessuten er de aller mest sjeldne eikeartene, safrankjuke (*Hapalopilus croceus* CR) og eikeknivjuke (*Piptoporus quercinus* EN) funnet her.

Jordboende sopp

Det er pr. i dag registrert 60 jordboende rødlistete sopparter i Larvik, hvorav 30 er funnet nord for E18. Vi antar at det reelle antallet jordboende rødlistearter (som er dårligere undersøkt enn de vedboende) vil være ca. 60-80 arter nord for E18. Halvparten av de kjente rødlisteartene nord for E18 er registrert nye for dette området i forbindelse med prosjekter i Farris-Lågendal-området (dette prosjektet og ARKO; Sverdrup-Thygeson et al. 2009). En del resultater herfra er tidligere ikke publisert og vil derfor bli presentert her, som et faglig underlag for forvaltningsplanen (se **Tabell 4.3**).

De aller fleste rødlistete jordboende soppartene funnet i Larvik, er knyttet til rike eik-lindeskoger, og rik lågurteikeskog er det rikeste hotspot-habitatet i Norge for rødlistearter knyttet til lauvskog (Brandrud 2008). På denne bakgrunn er det foretatt en nærmere kartlegging av hvor sterkt dette rødliste-elementet virkelig er knyttet til rik lågurteik(linde)skog. Dette er gjort ved å sammenlikne rødlistefungaen i denne skogtypen med økologisk nær beslektede naturtyper; (i) fattigere eikeskoger (blåbæreikeskog) og (ii) edafisk rike skogtyper i området med dominans av gran (Sverdrup-Thygeson et al. 2009). I en studie av fem bestand av hver av disse typene i Farris-Lågendal-området i 2008 ble det ikke registrert rødlistearter verken i blåbæreikeskog eller rik lågurtgranskog, mens det ble registrert 18 ulike jordboende rødlistearter i 8 bestand av rik lågurteik-lindeskog (**Tabell 4.3**).

Tabell 4.3. Rødlistearter av jordboende sopp registrert i 8 rike lågurteik-lindeskogsbestand i Larvik i 2008 (lok. i kolonne 1-5 Kjøse, Farris SV, lok. 6-8 Kvelde-område).

Rik lågurteiklindeskog Larvik	Snipe kollen S	Snipe Kollen N	Kjøse, Nes V	Kjøse, Nes Ø	Kjøse, Strand	Sag kollen	Tåsås S	Skjær Sjøen N
<i>Cantharellus friesii</i> EN		x						
<i>Cortinarius argenteolilacinus</i> VU		x	x			x		
<i>Cortinarius psammocephalus</i> EN			x					
<i>Cortinarius safranopes</i> VU	x							x
<i>Gyroporus castaneus</i> NT		x					x	
<i>Hygrocybe fornicata</i> NT						x		
<i>Hygrocybe lacmus</i> NT		x	x	x				
<i>Hygrophorus persoonii</i> NT								
<i>Hygrophorus russula</i> NT			x	x				
<i>Hygrophorus nemoreus</i> NT		x						
<i>Phellodon niger</i> NT	x							
<i>Lycoperdon echinatum</i> VU							x	
<i>Russula maculata</i> NT						x		
<i>Russula olivacea</i> NT	x	x						
<i>Russula violeipes</i> NT							x	x
<i>Ramaria botrytis</i> NT				x				
<i>Ramariopsis kunzei</i> NT	x	x				x		
<i>Ramariopsis subtilis</i> NT	x		x					
Sum	5	7	6	3	0	4	3	2
Sum for 2 tilleggende lok.:	10		9					

Også i de rike bestandene varierte forekomsten av rødlistearter imidlertid betydelig, fra 0 til 7 arter pr. lokalitet. Ansamling av rødlistearter i små forekomster av hotspot-habitater er her påtagelig og vurderes å være på samme nivå som i eksempelområdet fra Lunner. Det antas at de rike lågurteikeskogsforekomstene i Farris-Lågendalen-området i snitt huser ca. 10(-15) jordboende rødlistearter.

Hvor mange rødlistearter og -forekomster av rødlistete sopp finnes i Larvik nord for E18?

I motsetning til eksempelområdet i Lunner, er det i Larvik nord for E18 et stort sammenfall mellom gammelskog med mange dødvedarter og rikskog med hotspots av jordboende sopparter. De fleste av forekomstene av rik eik-lindeskog med ansamling av jordboende rødlistearter opptrer i bratt, steinete og til dels ganske utilgjengelig terreng. Disse faller sammen med forekomster med gammel skog med en del dødved, inkludert ospelæger og gammel, grov og delvis hul eik, som er viktige substrat for vedboende rødlistearter i Larvik. Disse hotspot-lokalitetene på 100-200 daa i bratte, ulendte koller antas å huse minst 15 rødlistete sopparter hver (10 jordboende, 5 vedboende). I Kvelde- og Hedrum-områdene er det til sammen ca. 40 slike hotspot-lokaliteter med klumping av MiS-figurer, og det anslås til sammen å være nær 1000 lokalitetsvise forekomster av rødlistearter av sopp (jfr. **Vedleggstabell 1**).

De to delområdene som er studert, skiller seg betydelig når det gjelder forekomst av hotspot-områder og rødlistearter. Hedrum-området har i Larvik-sammenheng lav tetthet av rødlistearter. Ifølge anslag i **Vedleggstabell 1** er det her ca. 150 forekomster av rødlistearter av sopp, dvs. kun en femtedel av anslaget for den øvre delen av Lågendalen (Kvelde-Hvarnes). Berggrunnen er omtrent den samme i de to studerte områdene, men topografien er roligere omkring Hedrum, dvs. åsene er mer avrundet med mindre bratte sørberg, rasmarker og sprekkedaler og dermed også mindre rikt jordsmonn. Dermed er arealene også mer tilgjengelige for skogbruk, og det er lite gammelskog.

Biller

Det er ikke mulig å gjøre tilsvarende vurderinger for insekter som det er gjort for sopp. Dette skyldes at innsamlingsinnsatsen i Larvik har vært begrenset til noen svært få lokaliteter, der det pri-

mært har vært fanget insekter vha. såkalte vindusfeller. Noen mer overordnede betraktninger er likevel mulig.

Totalt finnes det ca 1500 poster med biller i Artskart for Larvik kommune (data hentet ut juli 2010). Av disse er om lag 250 poster rødlistete biller – i alt 76 forskjellige rødlistete arter. Størstedelen av disse funnene (ca 90%) har sitt opphav i NINAs ARKO-prosjekt, der 2 lokaliteter i naturskogspreget skog med gamle, hule eiker har vært undersøkt med feller; Vemannsås (Naturreservat) og Budalsås (nøkkelbiotop i Fritzøe Skog).

I Vemannsås er det funnet 40 rødlistete billearter (310 individer) og i Budalsås 36 rødlistete arter (270 individer; Ødegaard et al. 2009). Noen arter finnes begge steder; til sammen er 54 rødlistete billearter funnet i de to lokalitetene.

Dette er resultater av 3 års søk med 10 vindusfeller, plassert parvis i 5 hule eiker på hvert sted, samt noen meget få fallfeller – altså en ganske beskjeden felleinnsats. Det høye antallet rødlistete og truede billearter, og det faktum at mange nye rødlistete arter kommer til per år innsamlingen gjentas, understreker at dette er områder med et særlig rikt mangfold av sjeldne og truede biller. Videre kartlegging, og søk i nye, lignende skogområder i kommunen, vil ganske sikkert gi ytterligere rødlistebillefunn.

De fleste av disse billene er knyttet til skog med mye og variert død ved, og med gamle trær. Spesielt hotspot-habitatet hule eiker er viktig for mange av artene. Et nøkkelspørsmål blir derfor hvordan slik skog er ivarettatt med dagens forvaltningsredskap.

4.5.3 Dagens ivaretagelse av rødlistearter

De følgende betraktningene gjelder sopp, siden biomangfold-registreringer for insekter er så spredt og ufullstendig, men vi antar at ivaretagelsen vil være omtrent tilsvarende for rødlistede insekter, siden de ser ut til å være knyttet til samme type områder med rik, gammel edellauvskog med mye død ved.

Verneområder

Kvelde: Studieområdet har to verneområder i skog; Korpen NR og Jordstøyp NR som til sammen utgjør 2,5 km² (**Vedleggstabell 1**). Disse utgjør 29% av det anslåtte arealet med nøkkelbiotopkvaliteter i Kveldeområdet. Av anslaget på 475 forekomster av rødlistete sopparter i området, er antatt ca. 125 forekomster innenfor disse to reservatene. Verneområdene fanger mao. opp drøyt en fjerdedel (27%) av de antatte rødlisteforekomstene av sopp her - på 3% av arealet. Med dette ligger Kvelde-området betydelig over studieområdet i Lunner (18% vernedekning), og over landsgjennomsnittet når det gjelder dekning for disse rødliste-elementene (Framstad et al. 2010). Tar vi med Hedrum, er vernedekningen omtrent som i Lunner (20%).

Hedrum: Her er det ikke avsatt verneområder i skog.

Naturtypelokaliteter

Det er foretatt relativt lite naturtypekartlegging i Larvik innenfor E18 (jfr. Solvang 2009), og naturtypedekningen av rødlisteforekomster i Kvelde-Hedrum-området sett under ett er meget lav. Kun 13% av de anslåtte rødlisteforekomstene av sopp er innenfor naturtype-lokaliteter (**Vedleggstabell 1**).

Kvelde: I studieområdet er det utfigurert 6 naturtype-lokaliteter i skog i nord (Hvannes-Korpen; **Vedlegg Tabell 1**), hvorav ett større inntil Korpen NR (se DN's naturbase). I denne nordre delen er det fanget opp ca. 45% av arealet av det vi vurderer som naturtypelokaliteter/nøkkelbiotoper med verdi A eller B (basert på data i MiS og eget feltarbeid, sammenhold med data om topografi, hogstklasse m.v. på øvrige arealer). Men for hele Kveldeområdet blir naturtype-dekningen lavere (23%), dvs. en arealdekning som tilsvarer omtrent landsgjennomsnittet for skog når det gjelder naturtypekartlegging fase I (Brandrud & Sverdrup-Thygeson 2008, Gaarder et al. 2007). Disse 6

naturtypelokalitetene anslås å fange opp ca. 17% av det totale antallet rødlisteforekomster av sopp i Kvelde-området (jfr. **Vedleggstabell 1**). Til sammen vil naturreservat + naturtypelokaliteter fange ca. 45% av rødlisteforekomstene i Kvelde-området.

Hedrum: Dette har kun ett naturtypeområde innenfor gjennomgått areal (Lunde søndre; Solvang 2009). Denne naturtype-lokaliteten er imidlertid stor, og i forhold til det vurderte totalomfanget av nøkkelbiotoper er kartleggingsdekningen av naturtyper 24% (**Vedleggstabell 1**), noe som tilsvarer naturtypedekningen i Kvelde-området. Naturtypearealet i Hedrum fanger imidlertid opp kun en meget liten del av anslått totalt antall rødlistearter i dette landskapet (6%).

MiS-lokaliteter

Kvelde: Miljøregistrering i skog (MiS) er utført på en stor del av skogarealet (produktiv, eldre skog i hkl. IV og V på de fleste eiendommer). Omtrent 31% av det totale nøkkelbiotoparealet som vi har vurdert som viktige for rødlistearter, er avsatt til MiS-områder. Tar vi bort de to store naturreservatene, er MiS-andelen 44% av arealet med nøkkelbiotopkvaliteter. Ifølge **Vedleggstabell 1** er anslagsvis 187 av totalt 475 rødlisteforekomster av sopp i Kvelde området fanget opp i MiS-områder, dvs. ca. 40% av forekomstene, eller drøyt halvparten (ca. 54%) av forekomstene utenfor naturreservat.

MiS har fokus på å fange opp livsmiljøer med ansamlinger av rødlistearter i skog, og det ser altså ut til at MiS-arealene, som her er omtrent 44% av nøkkelbiotoparealet og ca. 5-10% av produktivt skogareal, har fanget opp over 50% av de rødlistete soppartene i dette hotspot-landskapet. I andre landskap der rødlisteartene er mer jevnt fordelt utover, må en regne med at "treffprosenten" er noe lavere. Til sammen fanger naturreservat samt MiS-områder to tredjedeler (67%) av rødlisteforekomstene i Kvelde-området.

Hedrum: Omtrent 54% av det totale arealet med nøkkelbiotop-kvaliteter (dvs. det som vi har vurdert som viktige for rødlistearter), er her avsatt til MiS-biotoper. Dette tilsvarer at ca. 35% av de totale forekomstene av rødlistete sopparter er fanget opp i MiS-områder. (**Vedleggstabell 1**). Her fanger MiS-biotopene mao. opp mindre andel av rødlisteforekomstene enn i hotspot-landskapet ved Kvelde, noe som primært skyldes at rødlisteartene i Hedrum iflg. **Vedleggstabell 1** er spredt mer "tynt utover", med et anslag på at ca. halvparten av forekomstene befinner seg utenfor hotspots/arealer med nøkkelbiotop-kvaliteter.

For Kvelde- og Hedrum-området under ett fanger naturreservat samt MiS-områder opp ca. 58% av rødlisteforekomstene.

Dagens ivaretagelse av rødlistearter: Oppsummering

Gjennomgangen i foregående kapitler gir oss følgende anslåtte fordeling av forekomster av rødlistete sopp mellom ulike forvaltningskategorier i studieområdet i Larvik:

1. **Verneområder** fanger opp **20%** av de anslåtte rødlisteforekomstene
2. **Nøkkelbiotoper** fanger opp **38%** av rødlisteforekomstene. (gjelder MiS-lokaliteter, naturtype-lokaliteter er overlappende, men langt færre; fanger opp kun 13% av rødlisteforekomstene)
3. Arealer uten spesiell miljøforvaltning: **42%** av forekomstene

Nøkkelbiotoper som er avsatt som MiS-områder i grunneierenes skogbruksplaner, er den forvaltningskategorien som favner flest rødlistearter. Her er "rollene byttet" i forhold til studieområdet i Lunner, der et større antall nøkkelbiotoper var avsatt som naturtype-lokaliteter enn som MiS-områder. Til sammen favner avsatte nøkkelbiotoper flere rødlisteforekomster i Lunner, slik at studieområdet i Larvik står igjen med en større andel av rødlisteforekomstene uten spesiell miljøforvaltning (42%). Her er det for øvrig store forskjeller mellom de to studerte del-områdene i Larvik; kun en tredjedel av rødlisteforekomstene i hotspot-landskapet i Kvelde-området ligger utenfor miljøområder (tilsvarende som i Lunner), mens nær to tredjedeler ligger utenfor i Hedrum.

4.5.4 Er dagens forvaltning av rødlistearter i Larvik tilstrekkelig?

Hovedmålsettingen med en slik forvaltningsplan som her skisseres, er å ivareta forekomstene av rødlistearter. Spørsmålet er om dagens forvaltning er tilstrekkelig for å nå dette målet?

I motsetning til studieområdet i Lunner, er ikke kunnskapsgrunnlaget for sopp tilstrekkelig til å gjøre nærmere vurderinger av hvor stor andel av rødlisteforekomstene som trenger spesielle tiltak/miljøområder for at bestandene skal ivaretas. For eksempel er det ikke datagrunnlag for å kunne vurdere hvor store arealer med gammelskog som bør bevares for å sikre langsiktig stabilt/økende tilfang på substrat for rødlistete vedboende sopparter. Kun anslagsvis 58% av rødlisteforekomstene av sopp er innenfor verneområder/nøkkelbiotoper. Ut i fra vurderingene som er gjort for Lunner, kan man anta at dette ikke er tilstrekkelig for å kunne ivareta dagens bestander av rødlistearter. Når det gjelder rødlistete biller i gammel skog med innslag av eik, så tyder de felteffaringene vi har på at de har omtrent samme dekningsgrad i verneområder/nøkkelbiotoper som vedboende sopp. For hule eller grove eiketrær er det vedtatt en forskrift til naturmangfoldloven som gir disse status som Utvalgt Naturtype, men denne gjelder ikke i skog (<http://www.lovdata.no/for/sf/md/td-20110513-0512-0.html>). Slike enkeltstående eiker i skog vil likevel oftest bli ivaretatt som livsløpstrær eller som MiS-objekter.

Kommunale naturtyper er ment å skulle ivaretas gjennom arealplanleggingen, men har ikke noe formelt vern, og verdiene her kan fort bli nedprioritert i konkurranse med andre formål. MiS-biotoper har en viss beskyttelse gjennom skogsertifiseringen, men også her kan det gjøres endringer eller omprioriteringer på sikt. Det vil derfor være ønskelig at en større andel av den biologisk verdifulle skogen, slik som hotspot-habitatet gammel eikeskog, får en bedre beskyttelse.

4.6 Forslag til forvaltningsplan for studieområdet i Larvik

4.6.1 Forslag til mål

Med dagens forvaltning er anslagsvis kun en femtedel av forekomstene av rødlistearter av sopp i Kvelde og Hedrum-området sikret mot ulike typer inngrep gjennom (strengt) vern som naturreservat (**Tabell Vedlegg 1**). Ytterligere 13% av forekomstene er ivaretatt som naturtyper, og en del (snaut 40%) bli tatt hensyn til i skogbruket gjennom MiS (over halvparten av forekomstene utenfor naturreservatene). Ivaretagelsen av rødlisteforekomstene utover de ca. 20% i naturreservat er imidlertid usikker, hvis vi ser alle samfunnsaktiviteter under ett.

Videre viser vår pilotstudie av Kvelde og Hedrum-området at kartleggingsdekningen av rødlistearter i området er svært lav; det er i praksis bare i de to naturreservatene samt enkelte hotspot-habitat-lokaliteter utvalgt i tilknytning til foreliggende prosjekt det er foretatt artskartlegging her. Videre er også kartleggingen av viktige habitater (hotspot-habitater) for rødlisteartene lav, idet naturtypekartleggingen kun har en dekningsgrad på drøyt 20%.

Vår pilotstudie viser også at det er stor forskjell på fordeling av rødlistearter langs Lågendalen. Kvelde er et hotspot-område med spesielle, rike naturtyper, gammelskog og mange ansamlinger av rødlistearter, og "rødliste-forvaltningen" her bør prioriteres.

Ut i fra ovenstående kan en sette opp følgende tiltaksorienterte mål for forvaltningen av rødlistearter i vårt studieområde:

- *Kunnskapsbasert forvaltning*: Uttømmende (arealdekkende) naturtype-kartlegging gis 1. prioritet, særlig i Kvelde-området som har høy tetthet av nøkkelbiotop-kvaliteter/hotspots for rødlistete arter. Økt artskartlegging må prioriteres.
- *Avsatte naturtype-arealer* bør økes kraftig (bør nær 5-dobles), harmoniseres med MiS-arealer og bør prioriteres i kommunal forvaltning
- Noe av naturtypene kan styrkes i forvaltning ved at de får status som *kommunalt utvalgte naturtyper* (som hotspot-habitatet lågurteik(linde)skog og gammel eikeskog).
- *Areal av verneområder* bør vurderes økt gjennom frivillig vern (alternativ til økning i MiS-areal).

4.6.2 Mulige tiltak

Nøkkelbiotoper: Naturtypelokaliteter

Tiltak: Naturtype-kartleggingen bør suppleres, og naturtype-arealet økes fra 7 lokaliteter til ca. 40 ved konvertering av MiS-områder.

Begrunnelse: Økt nøkkelbiotop/verneareal er nødvendig for å opprettholde dagens nivå av bestander av rødlistearter av sopp (og andre rødlistearter i skog), og konvertering av MiS-områder er hensiktsmessig for å dekke alle hotspot-områder med nøkkelbiotopkvaliteter. Å få lagt inn disse hotspot-områdene som naturtype-lokaliteter vil være en forutsetning for å kunne ta biomangfold-hensyn i arealplanleggingen.

På oppdrag fra Fylkesmannen i Vestfold er det nylig gjennomført en supplerende (fase II) naturtypekartlegging i Larvik, men denne har konsentrert seg om kvalitetssikring og supplerende kartlegging i kystsonen utenfor E18 (Solvang 2009). Således er naturtypedekningen fortsatt svært lav i studieområdet, til tross for at Kvelde er et hotspot-område for biomangfold.

I områdene i Larvik innenfor E18 der det er foretatt MiS, kan en supplerende naturtypekartlegging med forholdsvis høy presisjon gjennomføres som et skrivebordsarbeid, basert på MiS-figurer, samt hogstklasser/skogsalder, markslag og topografi (jfr. konverteringsmetodikk for MiS-naturtyper, Brandrud & Sverdrup-Thygeson 2008, NIJOS 2004). En slik skrivebordsgjennomgang (med noe feltsjekk) er i foreliggende studie foretatt for Kvelde og Hedrum-området, og gav hhv. 29 og 10 lokaliteter som her er betegnet som nøkkelbiotoper, men som vil tilsvare naturtype-lokaliteter med A og B-verdi (**Vedlegg Tabell 1**).

Ut i fra vurderingene som er gjort av arealer med nøkkelbiotopkvaliteter i (**Vedlegg Tabell 1**), ser det ut til at størrelsesorden 59% av rødlisteforekomstene av sopp fanges opp av arealer som kvalifiserer til naturtypelokaliteter. Det vil si at naturtype-arealer pluss verneområder skulle kunne fange opp ca. 79% av rødlisteforekomstene. Forutsatt full inkludering av disse arealer til naturtyper og en god miljøforvaltning av naturtype-lokalitetene bør dette være tilstrekkelig til å sikre dagens nivå av rødlisteforekomster, samt trolig på sikt føre til en økning.

Når naturtypekartleggingen er slutført, er det viktig at den implementeres i kommune(del)planer (jfr. DN 2007). Hvis vi tenker oss at alle A-områdene, men bare halvparten av B-områdene (slik disse er foreslått i **Vedlegg Tabell 1**) blir unndratt fra kommunal utbygging og andre inngrep i framtiden, vil 24 av 39 naturtypeområder og ca. 60% av rødlisteforekomstene være sikret gjennom kommunal planlegging og verneområder i studieområdet. Trolig vil dette være for lite til å opprettholde rødlistebestandene.

Nøkkelbiotoper: MiS-områder

Tiltak: Ingen de nærmeste 10 år

I de områdene der det drives skogbruk, er det relativt nylig gjennomført MiS i Larvik, dvs. at hver skogeier har fått en MiS-plan/miljøplan med avsatte MiS-områder som skal gjelde for 10 år (slutført 2008). Det vil derfor være vanskelig å tenke seg en nærmere integrering av denne MiS-planen med en regional forvaltningsplan for rødlistearter før ved neste MiS-omløp. Det er videre neppe grunnlag i skogbrukets sertifiseringsordning og MiS-instruks for å øke MiS-arealet nevneverdig.

De aller fleste områder med nøkkelbiotop-kvaliteter har utfigurerte MiS-arealer (jfr. **Vedleggstabell 1**), men i mange tilfeller dekker ikke disse hele hotspot-lokaliteten. Noen av disse "restarealene" uten MiS er imidlertid ikke-produktiv skog, som således neppe kommer til å bli påvirket av skogbruk. Vernet areal og MiS-områder anslås å fange opp i underkant av 60% av forekomstene av rødlistearter av sopp i Kvelde og Hedrum. Hvis vi tar med disse restarealene med ikke-produktiv skog i nøkkelbiotopene, er trolig dekningen noe høyere. Til slutt vil en del forekomster og deres habitater bli spart i ordinært skogbruk gjennom miljøhensyn etter Levende Skog-standard. Til sammen må vi anta at størrelsesorden 70-75% av forekomstene og tilhørende habi-

tater således vil bli ivaretatt i forhold til skogforvaltning. Dermed ser det ut til at skogforvaltning slik den drives i Lågendalen nå, trolig kan være tilstrekkelig til å opprettholde dagens nivåer av rødlistebestander i skog.

Hvis en skal øke dekningen av miljøhensynsområder i forhold til skogbruk, bør dette trolig skje gjennom en økning i arealer med frivillig vern (se under).

Verneområder

Tiltak:

- *Minst halvparten av rødlisteart-forekomstene sikres innenfor naturreservat, dvs. andelen naturreservat bør ca. dobles i Kvelde-området.*
- *Større, sammenhengende rødlisteartrike arealer prioriteres, med vekt på hotspot-habitater med rik/gammel eikeskog (for eksempel lokaliteter >500 da).*
- *Korridorer/kjeder med nærliggende verneområder i rikområdene langs Lågen er ønskelig (hvis de ikke strider mot andre delmål).*

Begrunnelse: Økt areal med verneområder eller nøkkelbiotoper/naturtyper er nødvendig for å opprettholde dagens nivå av bestander av rødlistearter av sopp (og andre rødlistearter i skog).

Per i dag er ca. 26% av de anslåtte forekomstene av rødlistesopparter vernet i Kvelde innenfor de to naturreservatene i -området, basert på anslag i **Vedleggstabell 1**. Tar vi med Hedrum (som ikke har reservater) er vernedekningen 20%. Dette er omtrent på høyde med den nasjonale vernedekningen for rødlistesopp-elementer knyttet til edellauvskog (Framstad et al. 2010). Den nasjonale vernedekningen på 15-20% for disse naturtyper/artsgrupper vurderes imidlertid som lite tilfredstillende i en evaluering av dagens vern av biomangfold (Framstad et al. 2010).

Vern som naturreservat er den strengeste beskyttelse vi kan gi forekomstene av rødlistearter, og ut fra målsettingen om at det ikke skal være nedgang og tap av rødlistepopulasjonene (jfr. 2010-målet), virker det rimelig å anta at en optimalisert rødlisteartforvaltning inneholder en større andel verneområder. Men siden vi vet lite om hvor god beskyttelse de andre typene av miljøforvaltning vil gi artene på lengre sikt i forhold til ulike samfunnssektorer, er det vanskelig å anslå hvor stor andel av rødlistepopulasjonene som bør være innenfor verneområder.

Etter føre-var-prinsippet virker det rimelig å anslå en målsetting om at minst halvparten av rødlisteartene i et særlig verdifullt hotspot-landskap som Kvelde-området bør vernes som naturreservat. Her forekommer nasjonalt viktige ansamlinger av rødlistearter som bør gis 1. prioritet. En videre målsetting vil være at større, sammenhengende arealer med betydelig ansamling av rødlistearter prioriteres, inkludert mulige utvidelser av eksisterende reservat. Dette må avstemmes mot målsettingen om å fange opp de rikeste hotspotarealene i verneområdene (se bl.a. Framstad et al. 2002, kapittel om edellauvskog).

For sopp i Kvelde-området er det gammel og særlig rik eikeblandingskog som er det "hotteste", og dette hotspot-habitatet opptre særlig i de sørvestvendte, bratte kollesidene langs Lågendalen. På landskapsnivå vil det være ønskelig å få til et nettverk/linjedrag med mer eller mindre sammenhengende verneområder. I Kvelde-området vil det sannsynligvis landskapsøkologisk være riktig å prioritere verneområder langs "korridorene" med hotspots for rødlistearter i de opprevne kollepartiende langs Lågen (se **Tabell 4.4**). En målsetting kan være at rikområder/hotspotområder > 500 daa prioriteres, da utstrakte miljøhensyn på så store arealer er vanskelig å få til uten betydelig kompensasjon.

Hvis man prioriterer (i) de tre rikeste områdene (A-områder) med lågurteike(-linde)skog og gammel, hul eik, samt (ii) et stort tilleggsareal til eksisterende reservat, vil man øke vernearealet fra 2,5 km² til 5 km², og favne ca. 250 rødlisteforekomster i stedet for 125 (**Tabell 4.4**). Hvis man i stedet for det store tilleggsarealet til eksisterende verneområde inkluderer de 8 rødlisterikeste, mindre lokalitetene med samme areal til sammen, vil antallet rødlisteforekomster i reservat øke fra 125 til 320, dvs. 70 flere forekomster enn i det første alternativet.

Tabell 4.4. Oversikt over ulike alternativer for økte arealer til frivillig vern innenfor studieområdet Kvelde (studieområdet Hedrum her holdt utenfor i beregning av dekningsgrad)

	Nøkkelbiotoper inkl. i nye verneomr.	Vernet areal	RL fanget	RL %
Alt. 1: optimalisert reservatutvidelse	7 stk	5 km	250	54%
Alt. 2: optimalisert rødlisterikeste lok.	13 stk	5 km	320	66%
Alt 3: Kombinasjon alt. 1+2	14 stk	6,2 km	350	74%
Alt 4: største, sammenhengende omr. prioriteres	7 stk	5,5 km	245	52%
Alt. 5: alle nøkkelbiotoper vernes	29 stk	8,7 km	415	88%

Nytt forvaltningsregime; utvalgte naturtyper og prioriterte arter

Med hjemmel i den nye naturmangfoldloven kan det plukkes ut Utvalgte Naturtyper og Prioriterte Arter. Disse vil bli gjenstand for et forvaltningsregime der samfunnsaktører og grunneiere må ta hensyn til forekomster av arten/naturtypen. Hule eiker er allerede vedtatt som en Utvalgt Naturtype som har viktige forekomster innenfor vårt pilot-område ved Kvelde. Ut fra rødlisteforekomster av sopp vil det i pilotområdet være sterkt ønskelig med rik lågurteik(linde)skog som Utvalgt Naturtype og enkelte lågurteiklindeskoarter som Prioriterte Arter.

Med rik lågurteikeskog og hule eiker som Utvalgte Naturtyper, vil de rødlisterikeste kjerneområdene fra ca. 15 av lokalitetene i Kvelde-området (**Vedleggstabell 1**) bli fanget opp i dette forvaltningsregimet. Det anslås at størrelsesorden 150-200 av rødlisteforekomstene av sopp innenfor Kvelde-området vil bli fanget opp her, dvs. sannsynligvis mer enn en tredjedel av de totale, anslåtte forekomstene i dette hotspot-området.

4.7 Konklusjon

Det er et stort nasjonalt og regionalt ansvar å kartlegge og ta vare på rødlistearter i viktige biomangfold-kommuner. I slike viktige områder bør bevaringsambisjonen ligge høyere enn i landet generelt. I viktige biomangfold-kommuner kan det være hensiktsmessig med utarbeidelse av kommunale eller regionale forvaltnings- eller handlingsplaner for ivaretagelse av rødlistearter, slik vi har gitt eksempler på i det foregående. Som del av dette bør det også vurderes om biomangfold-kommunene kan få egne, øremerkede midler til slike planer.

Lunner og Larvik er mulige eksempler på slike kommuner, og vi ser i vår studie at det er et potensial for å forbedre forvaltningen av rødlistearter her. Vår studie viser at 30-40% av de kjente forekomstene av rødlistete sopparter ligger i områder uten noen slags forvaltning rettet mot å ivareta biologisk mangfold (med unntak av generelle hensyn), og at det kan være behov for ulike lokalt tilpassede tiltak, avhengig av artenes fordeling, arealkrav (f eks kalkarter versus vedboende arter av sopp i Lunner) og dynamikk.

Med målrettet planlegging vil det være mulig å fange opp flere av de kjente forekomstene av rødlistearter med relativt liten arealinnsats, dersom tiltakene sees i sammenheng over større områder i en enhetlig forvaltningsplan. Utarbeiding av slike regionale planer vil kunne bli et viktig og kostnadseffektivt redskap i en strategi for langsiktig ivaretagelse av rødlistearter i biomangfold-kommuner.

Et viktig første skritt mot en forvaltningsplan for rødlistearter vil være å slutføre nøkkelbiotop-kartleggingen (naturtyper + MiS). For arter med lav oppdagbarhet (f.eks. sopp som ikke fruktifiserer hvert år) vil det være behov for gjentatt kartlegging. Prediksjonsmodeller (se kap. 3) kan trolig bidra til å gi et mer heldekkende bilde av potensiell utbredelse og mengde av arter og habitater. Videre er det behov for forskning som kan gi bedre oversikt over artenes dynamikk og terskelverdier for tap og fragmentering av habitat. Dette vil gi det nødvendige kunnskapsgrunnlaget til å (i) vurdere mengde, fordeling og endring i forekomster av rødlistearter og (ii) prioritere ulike arealer og virkemidler/verktøy for å sikre forekomstene. Dette vil være direkte grunnlag for en god nøk-

kelbiotop-forvaltning, men vil også være et nødvendig grunnlag for faglig god prioritering av verneobjekter i forbindelse med ordningen med frivillig vern.

I hotspot-kommuner med (i) godt kartlagt naturtyper og MiS og (ii) reell håndheving av disse miljøområdene, vil dette kombinert med en vernedekning på 10-15% antagelig være tilstrekkelig til at forekomstene av rødlistearter vil flate ut eller øke. Dette medfører at dagens målsetting om ca. 5% verneareal bør økes, og trolig minst dobles i hotspot-regioner, hvis målsettingen om ivaretagelse av rødlistearter i skog skal oppnås. For de store gruppene av rødlistearter i skog, sopp og insekter, er det grunn til å være føre var og legge til rette for at mest mulig av habitatet til rødlisteartene ivaretas så lenge terskelverdier for tap og fragmentering av habitat er dårlig kjent. I evaluering av skogvernet i Norge (Framstad m. fl. 2002) er det antydnet at det er behov for vern av 10-30% av skogarealet av sjeldne/rike skogtyper for å ivareta sårbare/rødlistede artselementer

Utvalgte naturtyper og Prioriterte arter vil kunne gi en "spisset" forvaltning av mindre arealer med hotspot-kvaliteter med ansamlinger av rødlistearter. Disse arealene er i svært vekslende grad fanget opp i Naturtype-kartleggingen (som gjerne omfatter større, mer heterogene polygoner), men er i noen tilfeller godt fanget opp i MiS, i prioriterte utforminger av livsmiljø 9 (rik bakke vegetasjon).

5 Forskning og forvaltning med utgangspunkt i rødlista

I de siste utgavene av rødlista presiseres det at rødlista er en prognose for utdøing, og ikke et verneforslag eller en oppskrift på forvaltning. Likevel har rødlista helt klart praktiske implikasjoner. Fordi den summerer opp det vi vet om hvilke arter som er mest utsatt i norsk natur, har den betydelig gjennomslagskraft som argument i debatter om bevaring av biologisk mangfold (Jørstad & Skogen 2008). Videre angir den for hver art hvorfor arten er truet (f.eks. liten populasjon/utbredelse, nedgang eller begge deler) og knytter dette til menneskelig aktivitet, der slike sammenhenger er kjent. På den måten gir den oss et utgangspunkt for å iverksette forvaltning som kan bedre situasjonen for hver enkelt art.

En tidligere studie av rødlister som redskap i forvaltning av biologisk mangfold i skog konkluderte at det er store behov for økt kunnskap når det gjelder rødlistearters forekomster, særlig for invertebrater, kryptogamer og sopp, samt årsaker til sjeldenhet, habitatutvikling og forvaltningsstrategier (Blom et al. 2004).

I dette prosjektet har vi jobbet videre med noen av disse problemstillingene. Vi har tatt utgangspunkt i at forvaltningen av sjeldne og truede arter kan betraktes som en trinnvis prosess (**Figur 1.1**) fra fundamentet av natur- og samfunnsvitenskap, via etablering av rødlister (trinn 1) og lokalisering av rødlistearter (trinn 2), til den praktiske forvaltningen av rødlistete arter (trinn 3). I dette kapitlet oppsummerer vi hva vår studie har bidratt med på hvert av disse trinnene.

5.1 Fundament: samfunn og naturviten

Det heter seg at forvaltningen skal være kunnskapsbasert. Arbeidet med rødlista lærer oss en del om hva vi har og ikke har av natur- og samfunnsvitenskapelig kunnskap om utviklingen og håndteringen av biologisk mangfold. For eksempel ser vi et stort behov for stedfestet informasjon om arter, kunnskap om utvikling over tid og økologisk kunnskap om enkelte artsgrupper som insekter, sopp og kryptogamer.

Et problem med rødlista som utgangspunkt for forvaltning er at den er lang: i 2006 sto 3799 arter på lista (Kålås et al. 2006), i 2010 er det 4599 arter (Kålås et al. 2010). Et lite utvalg av rødlistearter har etter hvert fått egne handlingsplaner, men det er verken hensiktsmessig eller mulig å iverksette skreddersydde tiltak for alle disse artene enkeltvis. Praktisk anvendelse av rødlista krever ytterligere forenklinger, som å fokusere på antall rødlistearter, store grupper på rødlista (insekter, sopp) og områder med konsentrasjoner av rødlistearter, dvs. hotspots.

Studien av rødlista i samfunnsdebatten viser at forvaltningsvitenskap er utfordrende, og at begrepsapparatet gir muligheter for misforståelser og misbruk. Begrepet "rødlistearter" er flertydig (f.eks. med eller uten nær truede arter), men vanskelig å unngå. For at rødlista skal ha gjennomslagskraft, må rødlistevurderingene ha troverdighet. Rødlistingsprosessen kan forbedres på flere vis, bla. ved kalibrering av arbeidet i de ulike faggruppene (Jørstad & Skogen 2008). I tillegg er det viktig å gjøre best mulig bruk av eksisterende naturvitenskapelig kunnskap, og å fylle kunnskapshullene.

5.2 Trinn 1: etablering av rødlister

Rødlistene blir til med en stadig økende grad av standardisering. Siden de første rødlistene er det blant annet gjort mye for å standardisere rødlistingskriterier som skal sikre sammenlignbarhet på tvers av taksa og nasjonale og regionale lister. Med IUCN-kriteriene, som de siste revisjonene av den norske rødlista baseres på, vektlegges kvantitative levedyktighetsanalyser i større grad enn tidligere. Det er imidlertid et betydelig gap mellom eksisterende metoder og data: de fleste etablerte metoder for levedyktighetsanalyser (**Boks 1.1**) krever data om demografi og utvikling av populasjoner over tid (f.eks. Morris & Doak 2002), men for mange arter finnes bare informasjon om

sted- og tidfestede forekomster (vitenskapelige samlinger, herbarier, krysslister, osv.), og i noen tilfeller knapt nok det.

I dette prosjektet har vi utviklet en metode for levedyktighetsanalyse basert på forekomstdata, som muliggjør levedyktighetsanalyse for langt flere arter (kapittel 2, Skarpaas & Stabbetorp 2011). Vår studie viser at det er mulig å gi realistiske estimater av utdøingsrisiko fra forekomstdata, hvis man tar hensyn til observasjonsusikkerhet i analysen. Dette kan være nyttig for svært mange arter, hvor data om populasjonsstørrelser og demografisk struktur mangler, men hvor forekomstdata er tilgjengelig. Metoden bør imidlertid bare brukes der datagrunnlaget er tilstrekkelig. Med foreliggende data for Norge, er det mulig å beregne tilstand og trender for en del karplanter, og noen sopp, insekter og lav. Artsobservasjoner kan på sikt bli en verdifull kilde til informasjon om utvikling over tid, men det vil ta flere tiår, og data derfra må gjøres enklere tilgjengelig.

5.3 Trinn 2: lokalisering av rødlistearter

Forvaltning av rødlistearter krever stedfesting. Stedfestet kunnskap om rødlistearter kan oppnås på to måter: ved kartlegging eller modellering. Modellering er en raskere og billigere vei til målet, men et minimum av kartlegging er alltid nødvendig som grunnlag for tilpasning og validering av modeller. I tillegg vil gode modeller ofte kreve stedfestet informasjon om miljøvariabler, som i mange tilfeller ennå ikke er på plass. Selv om enkelte artsgrupper er godt kartlagt, er det fortsatt et stort behov for kartlegging av miljøvariabler og store artsgrupper som sopp, lav og insekter. I dette prosjektet har vi fokusert på hotspots for enkelte store grupper av rødlistearter: hul eik og kalklindeskog.

For hule eiker har vi sett på betydning av miljøvariabler knyttet til enkelttrær og omgivelser, og utviklet prediksjonsmodeller for rødlistete billearter basert på disse. I dette arbeidet har vi møtt to store utfordringer: samvariasjon (korrelasjon) mellom miljøvariabler, og geografisk modellering, dvs. kartfesting av miljøvariabler og prediksjoner av hotspots. Den første utfordringen (korrelasjoner) har vi løst ved anvendelse av en metode som ikke tidligere har vært brukt i modellering av artsforekomster (Skarpaas et al. 2011). Den andre utfordringen (kartfesting) gjenstår å løse.

Når det gjelder kalklindeskog, antyder våre analyser at forekomsten av denne naturtypen er om lag halvert i forhold til "urnaturen" i indre Oslofjord. Det er imidlertid stor geografisk variasjon i potensialet for kalklindeskog, både knyttet til topografi og arealdekke. I kalklindeskog er sannsynligheten for å treffe på rødlistearter av sopp størst i partier med mineraljord og dominans av lind og hassel, og til dels eik. Likevel finner vi flest forekomster av rødlistearter på flattere partier med moldjord og innslag av andre treslag, fordi disse miljøbetingelsene er vanligst i landskapet. Vi har mye av informasjonen som trengs for å predikere og lokalisere forekomster av kalklindeskoger, men for å kunne lokalisere rødlistearter av sopp i disse lokalitetene, trengs bl.a. mer detaljert informasjon om geografisk fordeling av treslag.

5.4 Trinn 3: forvaltningsplaner

Ivaretagelse av rødlistearter forutsetter kunnskap om lokalisering av arter i konkrete landskaper. For denne delen av prosjektet var det naturlig å velge studieområder der det er innhentet mye data om forekomst av viktige grupper av rødlistearter de seineste årene. Dette er tilfelle for deler av kommunene Lunner og Larvik, som også er interessante fordi de ligger i regioner med sterke konsentrasjoner av rødlistearter og er utsatt for et betydelig påvirkningspress. På grunnlag av data som allerede er samlet inn gjennom ARKO og supplerende feltstudier av de store rødlistegruppene sopp og insekter, har vi forsøkt å oppskalere rødlisteartenes frekvens og fordeling på arealet som en forvaltningsplan for rødlistearter skal kunne dekke.

Forvaltningsplanstudien viser at stedfestet kunnskap om rødlistearter kan brukes til å skreddersy forvaltningstiltak for å fange opp rødlistearter. Fordi vi mangler betydelig basiskunnskap om populasjonsdynamikk og spredning hos mange rødlistearter, særlig for de store artsgruppene på

rødlista (sopp og insekter), er det hensiktsmessig å rette forvaltningstiltak mot områder med relevante habitatkvaliteter. Her har vi diskutert forvaltning av områder med slike kvaliteter i forhold til ivaretagelse av kjente forekomster av rødlistearter i studieområdene i Lunner og Larvik. Med en mer geografisk heldekkende og lettere tilgjengelig kartlegging av habitatkvaliteter (MiS, naturtyper), samt bedre kjennskap til populasjonsdynamikk og spredning, vil det være mulig med ytterligere spesifisering av arealkrav og mulige tiltak for å ivareta rødlistearter. Slike overordnede forvaltningsplaner kan muligens brukes sammen med andre planleggingsverktøy (Aas & Qvenild 2011) for å velge ut mer konkrete arealer for vern og andre tiltak. I slike analyser kan man også legge andre kriterier til grunn enn rødlista.

5.5 Konklusjon

Rødlista for arter er ikke det eneste "barometeret" som sier noe om status for biologisk mangfold (jfr. f.eks. naturindeks (Nybø 2010) og rødliste for naturtyper (Lindgaard & Henriksen 2011)), og det er derfor ikke riktig å legge opp all forvaltning etter denne. Men rødlista – også den nye for naturtyper – gir et viktig innspill til hvilke arter og naturtyper som bør defineres som "prioriterte arter" og "utvalgte naturtyper" etter Naturmangfoldloven, på samme måte som rødlista brukes til å velge ut biologisk viktige områder, som er en del av grunnlaget for reguleringer etter Plan og -byggningsloven. Det vil med andre ord være en tett kobling mellom rødlista og lovverk som regulerer forvaltning av biologisk mangfold.

Hovedmålet med dette prosjektet har vært å styrke og utvikle verktøy for forvaltning av biologisk mangfold knyttet til rødlista. Våre resultater peker på flere muligheter til å styrke grunnlaget for rødlista og forvaltningen av truet natur, for eksempel ved en nøyere vurdering av den samfunnsmessige konteksten og etableringsprosessen for rødlista (Jørstad & Skogen 2008), bruk av kvantitative metoder for rødlisting, kontinuerlig videreføring og videreutvikling av kartleggings- og overvåkingsarbeid for biologisk mangfold og relevante påvirkningsfaktorer, samt systematisk planarbeid.

Referanser

- Andersen, H. 1997. Vedboende sopp på *Populus tremula*: artssammensetning og artsrikdom i relasjon til nedbrytingsgrad og andre miljøvariabler. - Biologisk institutt, Universitetet i Oslo, Oslo.
- Baumann, C., Gjerde, I., Blom, H. H., Sætersdal, M., Nilsen, J. E., Løken, B. & Ekanger, I. 2001. Miljøregistrering i skog - biologisk mangfold. Håndbok i registrering av livsmiljøer i skog. Hefte 2. Livsmiljøer i skog. - Skogforsk, NIJOS og Landbruksdepartementet, Ås.
- Bendiksen, E. 1980. *Cortinarius*, underslekter *Leprocyebe*, *Sericeocybe*, *Myxadium* og *Telamonia* i forskjellige suksesjonsstadier av granskogssamfunn i Lunner, Oppland. - Biologisk institutt, Universitetet i Oslo, Oslo.
- Bendiksen, E. 1986. Botaniske undersøkelser i Rinilhaugen - N. Korsvatnhøgda (Lunner, Oppland). 57 s. Fylkesmannen i Oppland.
- Blom, H. H., Bendiksen, E., Brandrud, T. E., Kvamme, T., Ødegaard, F. & Framstad, E. 2004. Rødlister som redskap i forvaltningen av biologisk mangfold i skog - utfordringer og forbedringsmuligheter. Aktuelt fra skogforskningen 1-04. 117 s. Norsk institutt for skogforskning, Bergen.
- Brandrud, T. E. 2008. Rødlisterarter av sopp knyttet til edellauvskog; habitatkrav, hotspothabitater og utbredelsesmønstre. - *Agarica* 27: 91-109.
- Brandrud, T. E. & Bendiksen, E. 2005. Naturtypekartlegging i Lunner kommune, med vekt på kulturlandskap, ferskvann og myr. 23 s. Lunner kommune.
- Brandrud, T. E., Hanssen, O., Sverdrup-Thygeson, A. & Ødegaard, F. 2011. Kalklindeskog - et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode II. - NINA Rapport 711. 41 s.
- Brandrud, T. E. & Sverdrup-Thygeson, A. 2008. Samsvar mellom MiS og naturtypedata. - NINA Rapport 359. 60 s.
- de Valpine, P. & Hastings, A. 2002. Fitting population models incorporating process noise and observation error. - *Ecological Monographs* 72: 57-76.
- Dennis, B., Munholland, P. L. & Scott, J. M. 1991. Estimation of growth and extinction parameters for endangered species. - *Ecological Monographs* 61: 115-144.
- Dennis, B., Ponciano, J. M., Lele, S. R., Taper, M. L. & Staples, D. F. 2006. Estimating density dependence, process noise, and observation error. - *Ecological Monographs* 76: 323-341.
- DN. 2007. Kartlegging av naturtyper - Verdisetting av biologisk mangfold. DN-håndbok 13 2. utgave 2006 (oppdatert 2007). - Direktoratet for Naturforvaltning, Trondheim.
- DN. 2009. Handlingsplan for kalklindeskog DN rapport 2009 - Y. 65 s. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. - *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34: 487-515.
- Fossestøl, K. O. & Sverdrup-Thygeson, A. 2009. Saproxyllic beetles in high stumps and residual downed wood on clear-cuts and in forest edges. - *Scandinavian Journal of Forest Research* 24: 403-416.
- Framstad, E., Blindheim, T., Erikstad, L., Thingstad, P. G. & Storeid, S. E. 2010. Naturfaglig evaluering av norske verneområder. - NINA Rapport 535. 214 s.
- Framstad, E., Økland, B., Bendiksen, E., Bakkestuen, V., Blom, H. & Brandrud, T. E. 2002. Evaluering av skogvernet i Norge. - NINA fagrapport 54. s.
- Gotelli, N. J. & Colwell, R. K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. - *Ecology Letters* 4: 379-391.
- Gaarder, G., Larsen, B. H. & Melby, M. W. 2007. Ressursbehov ved kvalitetssikring og nykartlegging av naturtyper. 83 s. Miljøfaglig Utredning.
- Halvorsen, R., red. in press. Faglig grunnlag for naturtypeovervåking i Norge - grunnlagsundersøkelser. - Artsdatabanken, Trondheim.
- Hegglund, A., Blindheim, T., Gaarder, G., Framstad, E., Abel, K., Bendiksen, E., Brandrud, T. E., Hofton, T. H., Reiso, S., Svalastog, D. & Sverdrup-Thygeson, A. 2005. Naturfaglige registreringer i forbindelse med vern av skog på Statskog SFs eiendommer, del 1 (2004). - NINA Rapport 44. 210 s.
- Holmes, E. E., Sabo, J. L., Viscido, S. V. & Fagan, W. F. 2007. A statistical approach to quasi-extinction forecasting. - *Ecology Letters* 10: 1182-1198.
- Hottola, J. 2009. Communities of wood-inhabiting fungi: ecological requirements and responses to forest management and fragmentation. PhD dissertation, University of Helsinki.
- IUCN. 2001. IUCN red list categories. Version 3.1. - IUCN Species Survival Commission. World Conservation Union, Gland, Switzerland.
- IUCN. 2008. Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 7.0.

- Jolliffe, I. T. 2002. Principal component analysis. 2. utg. - Springer, New York.
- Jordal, J. B., Brandrud, T. E. & Larsen, B. H. 2006. Kartlegging av rødlistearter av sopp i kalkrike kulturlandskap i Gudbrandsdalen, Oppdal og på Hadeland. - Rapport J.B. Jordal nr. 1-2006. 44 s.
- Jørstad, E. & Skogen, K. 2008. Rødlista mellom vitenskap og politikk: En sosiologisk studie av Norsk Rødliste 2006 NINA Rapport 395. 53 s.
- Kéry, M. 2004. Extinction rate estimates for plant populations in revisitation studies: Importance of detectability. - *Conservation Biology* 18: 570-574.
- Kéry, M. & Schmid, H. 2004. Monitoring programs need to take into account imperfect species detectability. - *Basic and Applied Ecology* 5: 65-73.
- Kouki, J., Lofman, S., Martikainen, P., Rouvinen, S. & Uotila, A. 2001. Forest fragmentation in Fennoscandia: Linking habitat requirements of wood-associated threatened species to landscape and habitat changes. - *Scandinavian Journal of Forest Research* 16: 27-37.
- Kålås, J. A., Viken, Å. & Bakken, T., red. 2006. Norsk Rødliste 2006. - Artsdatabanken, Trondheim.
- Kålås, J. A., Viken, Å., Henriksen, S. & Skjelseth, S., red. 2010. Norsk rødliste for arter 2010. - Artsdatabanken, Trondheim.
- Lindgaard, A. & Henriksen, S., red. 2011. Norsk rødliste for naturtyper 2011. - Artsdatabanken, Trondheim.
- Mace, G. M. & Lande, R. 1991. Assessing extinction threats: Toward a reevaluation of IUCN threatened species categories. - *Conservation Biology* 5: 148-157.
- Menges, E. S. 2000. Population viability analysis in plants: challenges and opportunities. - *Trends in Ecology and Evolution* 15: 51-56.
- Morris, W. F. & Doak, D. F. 2002. Quantitative conservation biology: theory and practice of population viability analysis. - Sinauer Associates, Sunderland, MA.
- NIJOS. 2004. Bruk av data innsamlet ved MiS-kartleggingen som grunnlag for identifisering, avgrensing og dokumentasjon av områder som kan inngå i Naturtypekartleggingen. s.
- NSD/NMD. 2010. Norsk soppdatabase. Naturhistorisk museum, Universitetet i Oslo.
- Nybø, S., red. 2010. Naturindeks for Norge 2010. DN-utredning 3-2010. - Direktoratet for Naturforvaltning, Trondheim.
- Næss, C. & Sverdrup-Thygeson, A., red. 2010. Hotspot truede arter. ARKO-prosjektet. Arealer for Rødlistearter - kartlegging og overvåking. - Norsk institutt for naturforskning, Skog og landskap, Universitetet i Oslo, Naturhistorisk Museum, Trondheim, Ås, Oslo.
- Pedersen, O. 2002. What has accumulated in the public vascular plant herbaria? - *Blyttia* 60: 103-116.
- Penttilä, R., Lindgren, M., Miettinen, O., Rita, H. & Hanski, I. 2006. Consequences of forest fragmentation for polyporous fungi at two spatial scales. - *Oikos* 114: 225-240.
- Possingham, H. P., Lindenmayer, D. B. & Norton, T. W. 1993. A framework for the improved management of threatened species based on population viability analysis (PVA). - *Pacific Conservation Biology* 1: 39-45.
- R Development Core Team. 2009. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Skarpaas, O. 2012. Levedyktighetsanalyse som grunnlag for risikovurdering av fremmede karplanter NINA Minirapport 361. 58 s.
- Skarpaas, O., Diserud, O. H., Sverdrup-Thygeson, A. & Ødegaard, F. 2011. Predicting hotspots for red-listed speceis: multivariate regression models for oak-associated species. - *Insect Conservation and Diversity* 4: 53-59.
- Skarpaas, O. & Stabbeorp, O. 2011. Population viability analysis with species occurrence data from museum collections. - *Conservation Biology* 25: 577-586.
- Skarpaas, O., Stabbeorp, O. E. & Bakkestuen, V. 2012. Tilstand og trender i artsforekomster. - NINA Rapport 608.
- Storaunet, K. O., Eriksen, K. O. & Rolstad, J. 2011. Mengde og utvikling av død ved i produktiv skog i Norge. Med basis i landsskogtakseringens 7., 8. og 9. takst. 44 s. Norsk institutt for skog og landskap, Ås.
- Sverdrup-Thygeson, A. 2009. Oaks in Norway: Hotspots for red-listed beetles (Coleoptera). - I Buse, J., Alexander, K. N. A., Ranius, T. & Assmann, T., red. *Saproxylic Beetles - their role and diversity in European woodland and tree habitats. Proceedings of the 5th Symposium and Workshop on the Conservation of Saproxylic Beetles*. Pensoft Publishers, Sofia-Moscow. S. 13-26.
- Sverdrup-Thygeson, A., Bakkestuen, V., Bjureke, K., Blom, H., Brandrud, T. E., Bratli, H., Endrestøl, A., Framstad, E., Jordal, J. B., Skarpaas, O., Stabbeorp, O. E., Wollan, A. K. & Ødegaard, F.

2009. Kartlegging og overvåking av rødlistearter. Arealer for Rødlistearter - Kartlegging og Overvåking (ARKO). Faglig framdriftsrapport for 2009. - NINA Rapport 538. 78 s.
- Sverdrup-Thygeson, A., Blom, H. H., Brandrud, T. E., Bratli, H., Skarpaas, O. & Ødegaard, F. 2007. Kartlegging og overvåking av rødlistearter. Delprosjekt II: Arealer for Rødlistearter - Kartlegging og Overvåking (AR-KO). Faglig framdriftsrapport for 2006 NINA Rapport 238. 86 s.
- Sverdrup-Thygeson, A. & Brandrud, T. E., red. 2011. Hotspots - naturtyper med mange truede arter. En gjennomgang av Rødlista for arter 2010 i forbindelse med ARKO-prosjektet. NINA Rapport 683: 64 s.
- Sverdrup-Thygeson, A., Brandrud, T. E., Bratli, H., Framstad, E., Gjershaug, J. O., Halvorsen, G., Pedersen, O., Stabbetorp, O. E. & Ødegaard, F. 2008. Truede arter og ansvarsarter: kriterier for prioritering i kartlegging og overvåking NINA Rapport 317. 96 s.
- Sverdrup-Thygeson, A., Brandrud, T. E., Bratli, H. & Ødegaard, F. 2010. Eikeskog og gamle eiketrær: Viktige hotspot-habitater for rødlistearter i Norge. - *Naturen* 134: 74-89.
- Sverdrup-Thygeson, A., Brandrud, T. E. & Ødegaard, F. 2007. Fordeling av trua arter i Norge: Betydningen av "hotspot-habitater". - *Naturen* 131: 244-250.
- Sverdrup-Thygeson, A., Bratli, H., Brandrud, T. E. & Ødegaard, F. 2010. Faglig grunnlag for handlingsplan for hule eiker. NINA Rapport 631. 78 s.
- Sverdrup-Thygeson, A. & Ims, R. A. 2002. The effect of forest clearcutting in Norway on the community of saproxylic beetles on aspen. - *Biological Conservation* 106: 347-357.
- Sverdrup-Thygeson, A., Skarpaas, O. & Ødegaard, F. 2010. Hollow oaks and beetle conservation: The significance of the surroundings. - *Biodiversity and Conservation* 19: 837-852.
- Thompson, W. L., red. 2004. Sampling rare or elusive species: concepts, designs and techniques for estimating population parameters. - Island Press, Washington, DC.
- Tikkanen, O.-P., Punttila, P. & Heikkilä, R. 2009. Species-area relationships of red-listed species in old boreal forests: a large-scale data analysis. - *Diversity and Distributions* 15: 852-862.
- Wollan, A. K., Bakkestuen, V., Bjureke, K., Bratli, H., Endrestøl, A., Stabbetorp, O. E., Sverdrup-Thygeson, A. & Halvorsen, R. 2011. Åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjordområdet - et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode II. - NINA Rapport 713. 89 s.
- Ødegaard, F., Blom, H. H., Brandrud, T. E., Jordal, J. B., Nilsen, J. E., Stokland, J., Sverdrup-Thygeson, A. & Aarrestad, P. A. 2006. Kartlegging og overvåking av rødlistearter. Delporsjekt II: Kartlegging og overvåking av prioriterte lokaliteter for rødlistearter NINA Rapport 174. s.
- Ødegaard, F., Sverdrup-Thygeson, A., Hansen, L. O., Hanssen, O. & Øberg, S. 2009. Kartlegging av invertebrater i fem hotspot-habitattyper. Nye norske arter og rødlistearter 2004-2008 NINA Rapport 500. 102 s.
- Ødegaard, F., Sverdrup-Thygeson, A., Hansen, L. O., Hanssen, O. & Öberg, S. 2009. Kartlegging av invertebrater i fem hotspot-habitattyper. Nye norske arter og rødlistearter 2004-2008. - NINA Rapport 500. 102 s.
- Aas, Ø. & Qvenild, M., red. 2011. Verktøy for bedre forvaltning av biologisk mangfold. Sluttrapport strategisk instituttprogram "Research tools for the management of biodiversity to meet the 2010 objectives" for 2006-2010. - NINA Temahefte 44.

Vedlegg: hotspot-områder og registreringer av sopp

Vedleggstabell 1. Oversikt over hotspot-områder i studieområdene Kvelde (tab. 1a) og Hedrum (1b). Omfatter lokaliteter avsatt som nøkkelbiotoper og andre lokaliteter med nøkkelbiotop-kvaliteter, i hovedsak rik, gammel edellauvskog/eikeblandingskog. Lokalitetene er fordelt på naturreservat (NR), MiS-områder (Miljøregistrering i skog) og naturtype-lokaliteter (NTK). Basert på vurdering av (i) eksisterende nøkkelbiotoper (MiS og naturtype) og verneområder, samt (ii) andre områder ved hjelp av stikkprøver i felt, samt vurdering av markslag, topografi og geologi. Alle arealtall og tall for antall lokalitetsvise rødlisteforekomster representerer anslag.

1a: Kvelde	da	MiS areal	NTK areal	NR areal	A verdi	anslag RL-art	RL-art i MiS	RL-art i NR	RL-art i NTK
Hvarnes-Korpen:									
Korpen NR	1700	-	-	1700	1	75	-	75	
Sum 9 "nøkkelbiotoper"	2750	1300	1950	-	3	105	70	-	73
Sum 10 hotspot-områder:	4450	1300	1950	1700	4	180	70	75	73
Andre hkl.V arealer	1600					17			
Andre arealer						8			
Sum anslag RL-forekomster						205			
Kvelde Ø:									
Sum 9 "nøkkelbiotoper":	1600	480			3	80	43		
Andre hkl.V arealer	800					8			
Andre arealer						5			
Sum anslag RL-forekomster						93			
Kvelde V:									
Jordstøyp NR	800	-	-	800	1	50	-	50	-
Sum 11 "nøkkelbiotoper"	1850	910	-	-	3	105	74	-	-
Sum 12 hotspot-områder	2650	910		800	4	155	74	50	
Andre hkl.V arealer	1400					14			
Andre arealer						8			
Sum anslag RL-forekomster						177			
Tot. sum 31 hotspot-områder	8700	2690	1950	2500		415	187	125	73
Tot. RL-arter						475			

1b: Hedrum:	da	MiS areal	NTK areal	NR areal	A verdi	anslag RL-art	RL-art i MiS	RL-art i NR	RL-art i NTK
Hedrum:									
Sum 3 "nøkkelbiotoper"	220	135	-	-	1	25	17	-	-
Lunde:									
Sum 2 "nøkkelbiotoper"	450	240	300	-	1	30	17	-	10
Lauve-Bjerke:									
Sum 5 "nøkkelbiotoper"	570	300	-	-	0	25	20	-	-
Sum	1240	675	300	-		80	54	-	10
Andre hkl.V arealer	5000					45			
Andre arealer						25			
Sum anslag RL-forekomster						150			

Vedleggstabell 2. Rødlistede jordboende sopparter registrert i studieområdet Oppdalen-Øståsen i Lunner kommune. De fleste er knyttet til 7 naturtypelokaliteter med kalkskog i framløene i Søndre Oppdalen:

Helv SV = Helvetesputten SV; Helv V = Helvetesputten V (inkl. gammelskog); Godbak = Godbakken; Østbyh = Østbyhytta NV; Rønning = Rønningsåsen NV; Nygård = Nygård/Inngjerdingen NØ; Mørkom = Mørkomdalen (gammelskog). Andre NT = andre naturtype-lokaliteter (inkl. fragmenter av kalkskog); Dalasjøbekken Ø (bekkekløft; Cortinarius caesiocinctus); Jørstadløkka (skogsbeite; Sarcodon versipellis); Myra NØ (skogsbeite; Entoloma turci); Hellerud Ø (skogsbeite; Entoloma turci, Hygrocybe turunda). Rin NR = Rinilhaugen naturreservat. Ikke-NT = forekomster utenfor naturtype-lokaliteter (og utenfor reservat). Bestand med helt eller delvis gammelskog markert med grått raster. 1980-2010 = fram/tilbakegang i perioden.

	Hel v SV	Hel v V	God bak	Øst byh	Røn ning	Ny går d	Mør kom	And- re NT	Rin NR	Ikke -NT	SU M	1980 - 2010
Alpova diplophloeus NT	x									1	2	
Bankera violascens NT				x							1	
Boletopsis leucomelaena NT		x	x			x			x		4	
Caloscypha fulgens NT	x										1	
Chamonixia caespitosa NT									x	1	2	
Cortinarius aureofulvus NT							x			2	3	+
C.caesiocinctus (=spectabilis)EN								1			1	
Cortinarius cumatilis NT		x		x			x				3	÷
Cortinarius corrosus NT						x					1	÷
Cortinarius cupreorufus NT		x								1	2	÷
Cortinarius ionophyllus NT									x	3	4	
Cortinarius meinhardii VU		x					x			1	3	÷
C. piceae (=C. coniferarum) NT		x	x	x	x	x				1	6	+
C. pseudoglauopus EN							x				1	÷
Cortinarius salor VU										1	1	
Cortinarius transiens NT		x	x								2	
Entoloma amides NT										1	1	
Entoloma mougeotii NT					x			1			2	
Entoloma turci NT	x				x			2			4	
Gautieria morchelliformis VU										1	1	
Geastrum pectinatum NT				x			x			2	4	
Gomphus clavatus NT						x					1	÷
Hygrocybe turunda VU	x							1			2	
Hygrophoropsis olida VU			x				x				2	
Hygrophorus inocybiformis VU								1		1	2	
Hygrophorus secretanii NT										1	1	
Mycena pelianthina VU										1	1	
Mycena picta NT										1	1	
Peziza vacinii NT										1	1	
Phellodon niger NT		x	x	x			x				4	
Ramaria brunneicincta NT		x					x	1		1	4	÷
Ramaria ignicolor NT		x					x	1		3	6	
Ramaria karstenii VU						x					1	
Ramaria mairei (=R. pallida) NT			x				x				2	
Sarcodon lundellii VU							x				1	
Sarcodon martioflavus VU			x	x			x				3	÷
Sarcodon versipellis NT				x		x	x	1	x	2	7	
Squamanita odorata VU		x									1	
Tricholoma atosquamosum NT		x	x			x	x			1	5	
SUM (38 arter)	4	11	8	6	3	6	14	9	4	27	95	

Vedleggstabell 3. Rødlistede, vedboende sopper registrert i studieområdet Oppdalen-Øståsen i Lunner kommune. Sum lokf. = sum lokalitetsforekomster; 65 i gammelskogslokaliteter + 5 i ungskog (lokaliteter ikke oppgitt).

Lokaliteter med gammelskog: 1: Koperud-Skjerwa. 2: Larshus Ø. 3: Tvelessingmyra. 4: Larshuskollen. 5: Furumyra Ø-NØ. 6: Slåttland Ø. 7: Furumyra S. 8: Wengen N. 9: Liuberget. 10: Svarttjern S. 11: Svarttjern-Aklangen. 12: Skjerveoset. 13: Bredehg N-Bekkemyra. 14: Bredehg NV. 15: Storhaugen Ø. 16: Mørkomdalen. 17: Håkenstadsetra S. 18: Hesthagaberga-Paradishg. 19: Østbyhytta N. 20: Aklangsoet. 21: Rinilhaugen NR. På sistnevnte er angitt tot. antall forekomster på 5 del-lokaliteter. Naturtype-lokaliteter (8 lok.) angitt med grågrønn raster, naturreservat med rød.

Arter		Lokaliteter																					Sum lokf.	
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21		
Hvitgul kjuke	<i>Anomoloma albolutescens</i>	VU																						2
Gul snyltekjuke	<i>Antrodiella citrinella</i>	VU						x					x	□			x							4
	<i>Athelopsis lacerata</i>	DD																				1	1	
Duftskinn	<i>Cystostereum murrayi</i>	NT		x	x		x		x	x	x		x		x		x		x			6	18	
Rosenkjuke	<i>Fomitopsis rosea</i>	NT										x											1	
Skorpepiggsopp	<i>Gloiodon strigosus</i>	NT																				1	1	
	<i>Hyphodontia curvispora</i>	VU																				1	1	
Sjokoladekjuke	<i>Junghuhnia collabens</i>	EN																			x		2	
	<i>Rhodonina placenta</i>	EN	x									x											2	
Svartsonekjuke	<i>Phellinus nigrolimitatus</i>	NT	x			x		x	x	x		x		x	x		x		x	x	x	6	20	
Rynkeskinn	<i>Phlebia centrifuga</i>	NT			x		x		x			x					x	x				6	12	
Flammekjuke	<i>Pycnoporellus fulgens</i>	EN																				1	1	
Vedknollsliresopp	<i>Skeletocutis brevispora</i>	VU						x		x				x									4	
	<i>Squamanita fimbriata</i>	CR														x							1	
Sum arter			2	1	2	1	2	0	5	2	3	1	5	1	4	2	5	1	1	2	1	2	22	65(70)

NINA Rapport 609

ISSN:1504-3312

ISBN: 978-82-426-2186-3



Norsk institutt for naturforskning

NINA hovedkontor

Postadresse: 7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Tungasletta 2, 7047 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 73 80 14 01

Organisasjonsnummer: NO 950 037 687 MVA

www.nina.no