

1319

NINA Rapport

## Evaluerer av metode for naturfaglige registreringer i skogvernarbeidet basert på Natur i Norge-systemet

Bård Pedersen, Heidi Elin Myklebost, Odd Stabbetorp og Erik Framstad



## 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 Kortrapport**

Dette er en enklere og ofte kortere rapportform til oppdragsgiver, gjerne for prosjekt med mindre arbeidsomfang enn det som ligger til grunn for NINA Rapport. Det er ikke krav om sammendrag på engelsk. Rapportserien kan også benyttes til framdriftsrapporter eller foreløpige meldinger til oppdragsgiver.

### **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.

# Evaluering av metode for naturfaglige registreringer i skogvernarbeidet basert på Natur i Norge-systemet

Bård Pedersen, Heidi Elin Myklebost, Odd Stabbetorp og Erik Framstad

Pedersen, B., Myklebost, H.E., Stabbetorp, O. & Framstad, E.  
2017. Evaluering av forslag til metode for naturfaglige registre-  
ringer i skogvernarbeidet basert på Natur i Norge-systemet. – NINA  
Rapport 1319. 77 s.

Trondheim, februar 2017

ISSN:1504-3312

ISBN: 978-82-426-3010-0

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Inga Elise Bruteig

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef Signe Nybø (sign.)

OPPDRAGSGIVER

Miljødirektoratet

OPPDRAGSGIVERS REFERANSE

M-698|2017

KONTAKTPERSON HOS OPPDRAGSGIVER

Gunnar Kjærstad

FORSIDEBILDE

Fra Lakshølhaugen–Skardbergfjellet

Foto: Bård Pedersen, NINA.

NØKKEWORD

Skogvern, verneverdi, naturverdi, Natur i Norge, metodeevaluering,  
økologiske tilstandsvariabler, Oksdøla, Lakshølhaugen–Skardberg-  
fjellet, Storgaulstadhøgda, kartleggingspolygon, NiN-app

KEY WORDS

Forest protection, Nature in Norway, assessment of methods, eco-  
logical state variables, Oksdøla, Lakshølhaugen–Skardbergfjellet,  
Storgaulstadhøgda, mapping polygons, NiN-app

#### KONTAKTOPPLYSINGAR

##### **NINA hovudkontor**

Postboks 5685 Sluppen  
7485 Trondheim  
Telefon: 73 80 14 00

##### **NINA Bergen**

Thormøhlensgate 55  
5006 Bergen  
Telefon: 73 80 14 00

##### **NINA Lillehammer**

Fakkeltgården  
2624 Lillehammer  
Telefon: 73 80 14 00

##### **NINA Oslo**

Gaustadalléen 21  
0349 Oslo  
Telefon: 73 80 14 00

##### **NINA Tromsø**

Framsenteret  
Postboks 6606 Langnes  
9296 Tromsø  
Telefon: 77 75 04 00

## Sammendrag

Pedersen, B., Myklebost, H.E., Stabbetorp, O. & Framstad, E. 2017. Evaluering av forslag til metode for naturfaglige registreringer i skogvernarbeidet basert på Natur i Norge-systemet. – NINA Rapport 1319. 77 s.

I en serie på tre notat foreslo Miljødirektoratet våren 2016 ny metodikk for naturfaglige registreringer i skogvernarbeidet og ny metode for fastsetting av verneverdi basert på registreringene. Forslaget hadde som mål at metode for fastsetting av verneverdi skulle være objektiv, repeterbar og gi grunnlag for å rangere skogområder etter deres egnethet til å oppfylle målsettingene for skogvernet på kort og lang sikt. Følgende variabler var foreslått som primære indikatorer for verneverdi: areal med naturskog, volum av død ved, dødved-kvalitet, tetthet av trær med spesielle livsmedier, forvaltningsareal, forekomst av rødlistete naturtyper, forekomst av rødlistete arter, områdets størrelse og områdets arrondering/kjerneareal. Basert på registreringene i felt skulle hver av disse gis en samlet verdi for hele det kartlagte området på en firegradig skala. Den samlede verdien skulle fastsettes som en vektet sammenstilling av indikatorverdiene på en femgradig skala. Forslaget tok utgangspunkt i metoder og tekniske hjelpemidler utviklet for kartlegging av grunntyper av natursystem i Natur i Norge-systemets versjon 2 (NiN 2.0). Evalueringen og anbefalingene som presenteres i denne rapporten er basert på uttesting av metodene i områdene Oksdøla og Lakshølhaugen–Skardbergfjellet, begge i Namdalseid kommune, og Storgaulstadhøgda i Steinkjer kommune.

Evaluering av den foreslåtte metodikken vanskeliggjøres av at målsettingene med skogvernet er vage. Det anbefales derfor at målsettingene presiseres slik at de danner et godt nok grunnlag til å utvikle og evaluere en metodikk for verdifastsetting. Målsettingene bør presiseres med hensyn til hvilke egenskaper variasjonsbredden av norske skoger skal sikres gjennom vern, og hvorvidt variasjonsbredden lokalt og regionalt også skal dekkes i utvalget av verneområder. Det anbefales at metode for fastsetting av den endelige verneverdien gjøres robust slik at unøyaktigheter og usikkerhet i feltregistreringene i liten grad har effekt på den endelige konklusjonen. For å oppnå repeterbar verdifastsetting bør robusthet i metodene vektlegges framfor fokus på økt presisjon i de innsamlede data.

Videre diskuterer rapporten hvorvidt kartlegging av grunntyper av natursystem er et godt utgangspunkt for registrering av biologiske verdier i skog og fastsetting av et områdes verneverdi. Vi viser gjennom eksempler fra to av de tre kartlagte områdene hvordan begrensninger i metodikken med kartlegging av grunntyper av natursystem som utgangspunkt, resulterer i feilaktig kartfesting og registrering av naturverdiene i områdene. Feilene oppstår fordi de verneverdirelevante indikatorene i disse områdene, slik som dødved-kvalitet og forekomst av naturskog ikke samvarierer med den romlige utbredelsen av natursystemene. Kartleggingsverktøyet bør derfor videreutvikles slik at de ulike verneverdirelevante tilstandsvariablene kan kartlegges uavhengig av hverandre og av natursystemenes utbredelse i de tilfeller dette er nødvendig for korrekt gjengivelse.

Det påpekes, sett fra en metodisk synsvinkel, at kartlegging av NiN-natursystemer og registrering av naturverdier neppe er compatible formål. Det virker vanskelig å harmonisere kartleggingen av natursystemer i skog med kartleggingen av skogens naturverdier i en felles metodikk som tilfredsstiller begge målsettingene. NiN er utviklet som er verdinøytralt, deskriptivt system der fokus er på avgrensning av typer som til sammen representerer variasjonen på det aktuelle



mangfoldsnivået. Fastsetting av verneverdi er derimot basert på normative vurderinger av hvilke aspekter ved natur og biologisk mangfold som regnes som verdifulle, og av hvilke av disse verdiene som kan ivaretas gjennom vern. Typeinndelingen av terrestriske natursystemer i NiN er basert på forekomsten av organismer knyttet til mark, først og fremst plantearter i vegetasjonens bunn- og feltsjikt. Forekomst av f.eks. vertebrater, stort sett alle invertebrater, saprofyttisk sopp og mange andre symbionter, arter knyttet til midlertidige substrat som levende og død ved osv. anses ikke som relevante i et slikt grunnlag. Samtidig er naturverdiene i skog som er relevante i en vernesammenheng i stor grad knyttet til forekomsten av disse organismene og sikring av deres habitater og leveområder. Prosessen med å utvikle metodikk og verktøy for fastsetting av et områdes verneverdi bør gjennomføres på nytt. De praktiske metodene for registrering, kvantifisering og kartlegging av verneverdirelevante indikatorer må i første omgang utvikles og evalueres i lys av formålet med undersøkelsene og ikke ut fra hensyn til andre kartleggingsformål.

Alle de ni foreslåtte indikatorene representerer viktige aspekter ved verneverdi, knyttet til naturskog, artsmangfold, naturtyper og områdets størrelse og arrondering. Det er imidlertid ingen av de ni indikatorene som dekker områdenes naturgitte verdi for biologisk mangfold, f.eks. i form av variasjon i terrengformer og naturtyper. Indikatorene for rødlistearter og rødlistete naturtyper bør utvides med skogrelevante arter og naturtyper av nasjonal forvaltningsinteresse.

De fleste av de foreslåtte indikatorene vil variere mye mellom ulike bioklimatiske regioner og skogtyper med ulik produktivitet og treslagsdominans. Slik variasjon må enten trekkes inn ved tilpassete grenseverdier for nivåer av verneverdi eller ved å foreta en regional avveining av samlet verneverdi når områdene skal sammenliknes og prioriteres. Det er praktiske utfordringer knyttet til kvantifisering av de fleste indikatorene i felt og dels også med anvendelsen av indikatorverdier i verdisettingen (f.eks. for dødved-kvalitet). Ellers vil det særlig være utfordrende å få konsistente verdier for indikatorer for arter, dels fordi mange arter vil være vanskelige å oppdage ved vanligvis et kort besøk og dels fordi artsbestemmelse krever stor artskunnskap. Prosedyren for sammenstilling av samlet verdi på basis av verdiene for de enkelte indikatorene er ikke tilstrekkelig forklart. Det må vurderes om nåværende vektning av indikatorene gir en riktig balanse mellom de ulike aspektene av verneverdi.

Rapporten vurderer også i hvilken grad ulike tilleggsvariabler kan brukes i verdisettingen av skogområder. Blant disse er det flere variabler for påvirkningsfaktorer som kan redusere områdets verdi. Det må tas en prinsipiell avgjørelse om slike negative faktorer eksplisitt skal brukes i verdisettingen. Hvis så, må det lages operative indikatorer og settes hensiktsmessige grenseverdier for disse. Flere av tilleggsvariablene vil kunne brukes til å beskrive spesielle naturgitte egenskaper av verdi for artsmangfold og naturtyper. Dette omfatter variabler for grunnforhold, substrat og ulik grad av vannpåvirkning. Tilsvarende vil treslagsdominans være viktig for å avgrense arealer med ulik verdi for artsmangfoldet. Ved bruk av slike variabler, som også inngår i NiNs beskrivelsessystem, kan naturgitt variasjon innen områdene angis mer presist. I rapportens siste deler gis det anbefalinger mht. de praktiske sidene av metodikken. Dette gjelder registrering av tilstandsvariabler i felt, utarbeidelse av områderapport, bruk av såkalte sammensatte polygon og minsteareal for utfigurering av polygon, samt forbedringer av NiN-appen.

Bård Pedersen, ([Bard.Pedersen@nina.no](mailto:Bard.Pedersen@nina.no)), NINA, Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim.

Heidi Elin Myklebost, ([Heidi.Myklebost@nina.no](mailto:Heidi.Myklebost@nina.no)), NINA, Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim.

Odd Stabbetorp, ([Odd.Stabbetorp@nina.no](mailto:Odd.Stabbetorp@nina.no)), NINA, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo.

Erik Framstad, ([Erik.Framstad@nina.no](mailto:Erik.Framstad@nina.no)), NINA, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo.

## Abstract

Pedersen, B., Myklebost, H.E., Stabbetorp, O. & Framstad, E. 2017. Assessment of a method for survey of components of conservation value in forests based on the system Nature in Norway. – NINA Report 1319. 77 pp.

In spring 2016, the Norwegian Environment Agency published three documents where they proposed new methodology for natural science inventories in forest conservation. The aim was that the proposed methodology should result in an objective and verifiable conservation value. This should provide a basis to rank forest areas according to their suitability to meet the objectives of forest conservation in the short and long term. The following variables were proposed as primary indicators of conservation value: area of natural forest, volume of dead wood, dead wood quality, density of trees with special habitat quality, area of special management interest, occurrence of red-listed habitats, occurrence of red-listed species, the area's size, its shape and core area. Based on inventories in the field, each of these indicators is given an overall value for the entire mapped area on a four-level scale. The aggregated value is determined as a weighted compilation of indicator values on a five-level scale. The proposal is based on methods and technical aids developed for mapping of basic types of nature systems according to the Nature in Norway system (NiN) version 2. The evaluation and recommendations presented in this report are based on testing of the methods in the protected areas Oksdøla and Lakshøhaugen–Skardbergfjellet, both in Namdalseid municipality, and Storgaulstadhøgda in Steinkjer municipality.

Evaluation of the proposed methodology is made more difficult due to the vague objectives of forest conservation. We therefore recommend clarification of the conservation objectives so that they form an adequate basis to develop and evaluate a methodology for conservation valuation. The aspects of natural variation of Norwegian forests to be conserved by protected areas should be specified better. Whether protected areas should also cover local and regional variability should also be specified. In development of the methodology, we recommend to place more emphasis on robustness in calculating the final conservation value rather than focusing on increased precision in the collected data.

It is debatable whether mapping of basic types of NiN nature systems is a good basis for conducting inventories of biological values of forests and establishing an area's conservation value. For two of the three surveyed areas limitations in the methodology results in erroneous mapping and registration of natural values in these areas. The errors occur because the relevant indicators do not correlate with the spatial distribution of the NiN nature systems. The mapping tool should therefore be further developed to allow independent mapping of the conservation-relevant variables in cases where it is necessary for proper rendering.

From a methodological point of view, it should be noted that the mapping of NiN nature systems and inventories of natural values do not have compatible purposes. It seems difficult to harmonize mapping of nature systems in forests with surveys of forest natural values in a common methodology that meets both objectives. The process of developing methods and tools for determining an area's conservation value should be carried out again. The practical methods for detection, quantification and mapping of relevant indicators must initially be developed and evaluated in light of the purpose of the investigations and not with regard to other mapping purposes.

All the proposed indicators represent important aspects of conservation value, related to the area of natural forest, species diversity, habitats and the area's size and shape. However, no indicators cover the areas site-specific potential for a high biodiversity value, for example in terms of the variety of terrain forms and habitats. The indicators for red-listed species and red-listed habitats should be expanded with forest-relevant species and habitats of national management interest. Most of the proposed indicators will vary widely between different bioclimatic regions and forest types with different productivity and species dominance. Such diversity must either be accommodated by customized thresholds for levels of conservation value or by balancing the overall conservation values at a regional level when areas are to be compared and prioritized. There are practical difficulties of quantifying most indicators in the field and partly also with using the indicator values in valuation (e.g. dead wood quality). It will be particularly challenging to get consistent values for indicators of species, partly because many species will be difficult to detect by usually a short visit and partly because species identification often requires advanced expertise. The procedure for assembling the total value based on values for the individual indicators is not adequately explained. Further, one should assess whether the current weighting of indicators provide a proper balance between the various aspects of conservation value.

The report also assesses the extent to which various additional variables can be used in the conservation valuation of forests. This includes partly forest-relevant variables from the NiN description system, so-called subordinate local complex environment variables (uLKMs), and partly variables proposed by the Environment Agency. Among these there are several variables influencing factors with a negative impact on an area's conservation value. Whether to use such negative factors explicitly in conservation valuation is a principal issue. If they are to be included, they must be developed as operational indicators with appropriate threshold values. Several of the uLKMs can be used to describe special natural characteristics of value for biodiversity and habitats. This includes uLKMs for soil conditions, substrate and varying degrees of water influence. Similarly, species dominance will be important to delineate areas with different values for biodiversity. By using such variables from the NiN description system, one may describe natural variation within the areas more precisely.

In the last part of the report, we give recommendations on practical aspects of the methodology. This applies to registration of condition variables in the field, preparing the area report, the handling of complex polygons, the minimum size for delineating of polygons, as well as improvements of the NiN-app.

Bård Pedersen, ([Bard.Pedersen@nina.no](mailto:Bard.Pedersen@nina.no)), NINA, P.O. Box 5685 Sluppen, NO-7485 Trondheim, Norway.

Heidi Elin Myklebost, ([Heidi.Myklebost@nina.no](mailto:Heidi.Myklebost@nina.no)), NINA, P.O. Box 5685 Sluppen, NO-7485 Trondheim, Norway.

Odd Stabbetorp, ([Odd.Stabbetorp@nina.no](mailto:Odd.Stabbetorp@nina.no)), NINA, Gaustadalléen 21, NO-0349 Oslo, Norway.

Erik Framstad, ([Erik.Framstad@nina.no](mailto:Erik.Framstad@nina.no)), NINA, Gaustadalléen 21, NO-0349 Oslo, Norway.



# Innhold

<b>Sammendrag</b>	<b>3</b>
<b>Abstract</b>	<b>5</b>
<b>Innhold</b>	<b>7</b>
<b>Forord</b>	<b>9</b>
<b>1 Innledning</b>	<b>10</b>
<b>2 Kartlagte områder</b>	<b>12</b>
2.1 Oksdøla	12
2.2 Lakshøhaugen–Skardbergfjellet	17
2.3 Storgaulstadhøgda	22
<b>3 Metode for verdifastsetting</b>	<b>27</b>
3.1 Metodens formål	27
3.2 Objektivitet, presisjon og etterprøvbarehet	28
3.3 Representativitet	30
3.4 NiN og verdisetting	32
<b>4 Indikatorer for verneverdi</b>	<b>39</b>
4.1 Naturskog	40
4.2 Død ved – mengde	41
4.3 Død ved – kvalitet	42
4.4 Tre med spesielt livsmedium	44
4.5 Naturtyper av nasjonal forvaltningsinteresse	45
4.6 Rødlistete naturtyper	45
4.7 Rødlistete arter	46
4.8 Størrelse av skogdekt areal	48
4.9 Arrondering	49
4.10 Sammenfatning	49
<b>5 Beskrivelsessystemet</b>	<b>53</b>
5.1 Hvilke tilleggsvariabler bør registreres ved verdisetting av skog?	54
5.2 Tekniske forhold	59
<b>6 Rapporteringsmal for kartlagte områder</b>	<b>62</b>
<b>7 Kartleggingsmetode og NiN-app</b>	<b>65</b>
7.1 Sammensatte polygon	65
7.2 Minsteareal	65
7.3 Forbedringer i NiN-app	65
<b>8 Referanser</b>	<b>67</b>
<b>9 Vedlegg - Områderapporter</b>	<b>69</b>
9.1 Oksdøla (**)	69
9.1.1 Områdebeskrivelse	69
9.1.2 Rødlistete arter	70
9.1.3 Rødlistete naturtyper	70
9.1.4 Særegne artssamfunn og naturskog	70
9.1.5 Arealtyper	71
9.1.6 Verdisetting	71

9.2	Lakshøhaugen–Skardbergfjellet (**)	72
9.2.1	Områdebeskrivelse	72
9.2.2	Rødlistete arter	73
9.2.3	Rødlistete naturtyper	73
9.2.4	Særegne artssamfunn og naturskog	73
9.2.5	Arealtyper	74
9.2.6	Verdisetting	74
9.3	Storgaulstadhøgda (*)	75
9.3.1	Områdebeskrivelse	75
9.3.2	Rødlistete arter	76
9.3.3	Rødlistete naturtyper	76
9.3.4	Særegne artssamfunn og naturskog	76
9.3.5	Arealtyper	76
9.3.6	Verdisetting	77

## Forord

Miljødirektoratet lyste ut i april 2016 en minikonkurranse på *Metodeutvikling – bruk av NiN ved naturfaglige registreringer i skog*. Oppdraget bestod av uttesting av foreslått metodikk i felt, inkludert NiN-kartlegging og evaluering av metodikk. Utlysningen inkluderte fire deloppdrag, fordelt på ni områder med et samlet areal på 10 230 daa i 1) Møre og Romsdal, 2) Nord-Trøndelag; 3) Hedmark og 4) Buskerud/Vestfold.

NINA fikk tilslag på deloppdraget i Nord-Trøndelag som bestod av områdene Oksdøla i Namdalseid kommune, Lakshøhaugen–Skardbergfjellet i Namdalseid kommune og Storgaulstadhøgda i Steinkjer kommune. Uttesting av metodikk og kartlegging etter NiN 2.0 ble gjennomført 29.-31.08.2016 av Odd Stabbetorp, Bård Pedersen og Heidi Myklebost.

Odd Stabbetorp har vært prosjektleder. Heidi Myklebost har koordinert arbeidet med utprøving og evaluering av metodikk, samt hatt ansvar for områderapporter, GIS-analyser og temakart. Bård Pedersen, Heidi Myklebost og Erik Framstad har evaluert metodikk og slutført rapporten.

En spesiell takk rettes til Monica Ruano (NINA) som har bidratt med GIS-analyser og utarbeiding av kart og Egil Bendiksen, Tor Erik Brandrud, Björn Nordén og Anne Sverdrup-Thygeson for nyttige innspill til kapittel 4 og 5.1.

Trondheim, februar 2017

Bård Pedersen,  
Heidi Elin Myklebost,  
Erik Framstad.

# 1 Innledning

De siste ca. 20 årene er det gjennomført et omfattende arbeid med kartlegging av naturverdier i ulike skogområder for vurdering av disse som mulige verneområder. Siden 2004 er denne kartleggingen gjennomført etter standardiserte prosedyrer med kriterier for vurdering av naturverdi fastlagt av Direktoratet for naturforvaltning (nå Miljødirektoratet) i en egen instruks til kartleggerne (Direktoratet for naturforvaltning 2004). Fram til og med 2016 er beskrivelser av naturvariasjonen i form av naturtyper basert på Direktoratet for naturforvaltnings Håndbok 13 for kartlegging av verdifull natur (Direktoratet for naturforvaltning 2007). De siste par årene er det imidlertid utviklet et helhetlig system for typeinndeling og beskrivelse av naturen, Natur i Norge versjon 2.0 (NiN 2.0) (Halvorsen mfl. 2016a, b). Miljømyndighetene ønsker å ta i bruk NiN-systemet som et overordnet system for naturkartlegging, og som et grunnlag for etablering av metoder og kriterier for verdisetting av naturtyper. Dette ønsket gjelder også kartlegging av naturverdier i skog.

For å kunne bruke NiN 2.0 som faglig grunnlag i registrering av naturverdier i skog, må beskrivelser av og kriterier for verneverdi tilpasses NiN. Samtidig er det ønskelig at disse kriteriene så langt som mulig er harmonisert med tidligere praksis slik at verdivurderingene som alt er gjort, kan sammenliknes med de som skal gjøres etter prosedyrer med utgangspunkt i NiN 2.0. Dessuten er det ønskelig at vurderingene av verneverdi blir mest mulig objektive, slik at registreringer og vurderinger gjort av ulike kartleggere gir samme verneverdi for området. Som et ledd i dette utviklingsarbeidet har Miljødirektoratet utlyst en utprøving av kartlegging av naturverdier i en rekke ulike skogområder som allerede har vært kartlagt etter gammelt opplegg.

NINA fikk tilslag på deloppdraget i Nord-Trøndelag, som bestod av områdene Oksdøla i Namdalseid kommune, Lakshøhaugen–Skardbergfjellet i Namdalseid kommune og Storgaulstadhøgda i Steinkjer kommune. Formålet med oppdraget var å teste ut foreslått, ny metodikk for naturfaglige registreringer i skog i de tre områdene (Anonym 2016b). Formålet var videre å evaluere denne metodikken samt rutinene for rapportering av resultater (Anonym 2016c) basert på erfaringene en fikk gjennom uttestingen. Det inngikk også i oppdraget å evaluere nytt forslag til hvordan et områdes verneverdi skulle fastsettes på grunnlag av de naturfaglige registreringene (Anonym 2016a).

Forslaget til ny metodikk var basert på NiN 2.0 og representerte en oppdragsspesifikk tilpasning og anvendelse av NiN-systemet for naturfaglige registreringer i skogvernarbeidet. De aktuelle områdene ble kartlagt via NiN-appen etter gjeldende kartleggingsmetodikk for NiN 2.0 (Halvorsen mfl. 2015). NiN-appen ble benyttet under hele kartleggingsarbeidet, og data ble levert til Miljødirektoratet via NiN-weben. Foreslått metodikk ble prøvd ut og evaluert på bakgrunn av erfaringer fra felt.

I denne rapporten evaluerer vi de foreslåtte metodene for naturfaglige registreringer, rapportering og fastsetting av verneverdi. Evalueringen har spesielt rettet seg mot vurdering av bruk av NiN og beskrivelsessystemet som egnet redskap for verdivurdering av et område og mot den foreslåtte metoden for verdisetting av skog. Kapittel 2 beskriver de tre kartlagte områdene der naturtyper, skogbestandsdynamikk, rødlistete naturtyper, og antall kategorier av liggende død ved er gjengitt på ulike temakart. Kapittel 3 tar for seg metoden for verdisetting og belyser tema som formål med metode, objektivitet, presisjon og etterprøvbarehet. Videre blir bruk av NiN som grunnlag for verdisetting av et området diskutert, og temakart blir brukt til å illustrere noen av

problemene som oppstår ved verdifastsettingen. I kapittel 4 diskuteres verneverdi-indikatorene som metoden baseres på, mens andre beskrivelsesvariabler og såkalte underordnete lokale komplekse miljøvariabler belyses i kapittel 5. Evaluering av og utfordringer knyttet til rapportmal som skulle brukes ved verdisetting av et område, behandles i kapittel 6. Deretter diskuteres i kapittel 7 problemer rundt regler for sammensatte polygon, minsteareal på polygon, samt forslag til forbedringer i NiN-appen. Våre anbefalinger til endringer i metodikk og prosedyrer sammenfattes i slutten av hvert kapittel. De tre områderapportene er gjengitt som vedlegg. Områderapportene er utarbeidet etter oppdragsgivers forslag til metoder og maler og de nødvendige presiseringer av disse som er beskrevet i kapittel 6. De tar ikke hensyn til de problemer og utfordringer som tas opp og diskuteres i kapitlene 3 til 5 i denne rapporten, og de er ikke justert i henhold til forslagene til endringer i metoder og prosedyrer som foreslås der.



## 2 Kartlagte områder

NINA har kartlagt tre områder i Nord-Trøndelag etter NiN 2.0 og gjeldende kartleggingsregler for oppdraget. All NiN-kartlegging er utført ved hjelp av kartleggingsapplikasjonene NiN-app (nett-brett) og NiN-app/web (desktop). Kartleggingen ble gjennomført 29.-31.08.2016 av Odd Stabbe-torp, Bård Pedersen og Heidi Myklebost. Oversendelse av godkjente data til Miljødirektoratet er utført gjennom NiN-web.

Kartlagte områder:

- Oksdøla, Namdalseid kommune
- Lakshøhaugen–Skardbergfjellet, Namdalseid kommune
- Storgaulstadhøgda, Steinkjer kommune

Se for øvrig områderapportene i **kapittel 9**.

### 2.1 Oksdøla

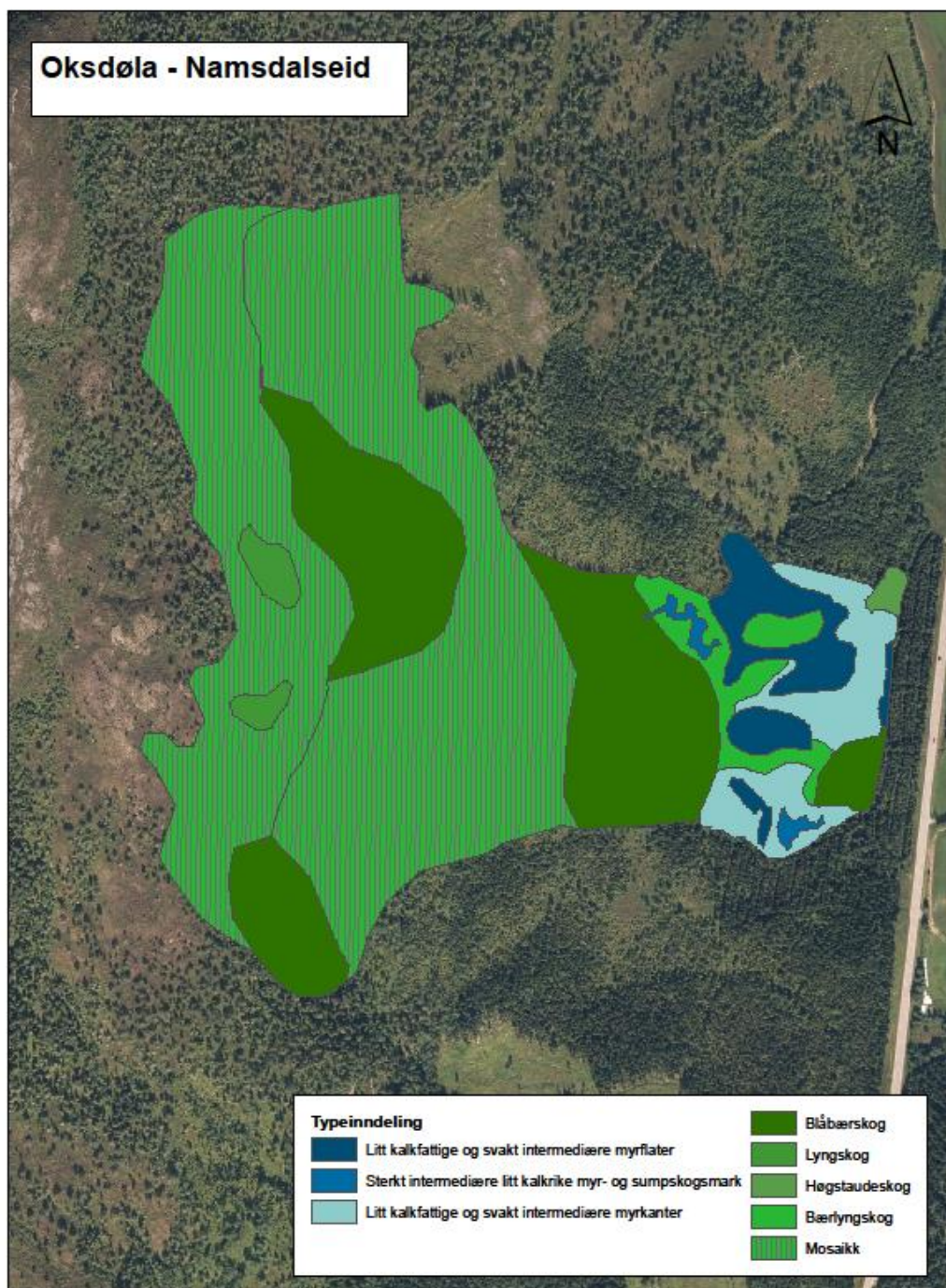
Oksdøla ligger i den østvendte skråningen av Stortuva i Namdalseid kommune. Berggrunnen består av migmatittgneis med linser av amfibolitt og gabbro (Norges geologiske undersøkelser 2017).

Nedre del av området er slakt skrånende og består hovedsakelig av kalkfattige og svakt inter-mediere myrflater og myrkanter. Terrenget blir gradvis brattere oppover mot Stortuva. Vegeta-sjonen er relativt fattig og veksler mellom blåbærskog og bærlyngskog, og med lyngskog i de øvre områdene. I blåbærskogen finnes små partier med intermediær, litt kalkrik myr- og sump-skogsmark (**figur 2.1**).

Kartlagt område har to kjerneområder med spesielle naturkvaliteter. Øvre kjerneområde kan klassifiseres som kystgranskog (NT), med velutviklet lobarionsamfunn (lungenever) på gammel rogn, og funn av gubbeskjegg (NT), skorpefiltlav (NT), kystfiltlav og vanlig blåfiltlav (**figur 2.3**). Nedre kjerneområde, kartlagt som blåbærskog, oppfyller ikke helt kriteriene som kystgranskog, men har store bestander av gubbeskjegg (NT), og der det potensielt kan finnes rødlistearter.

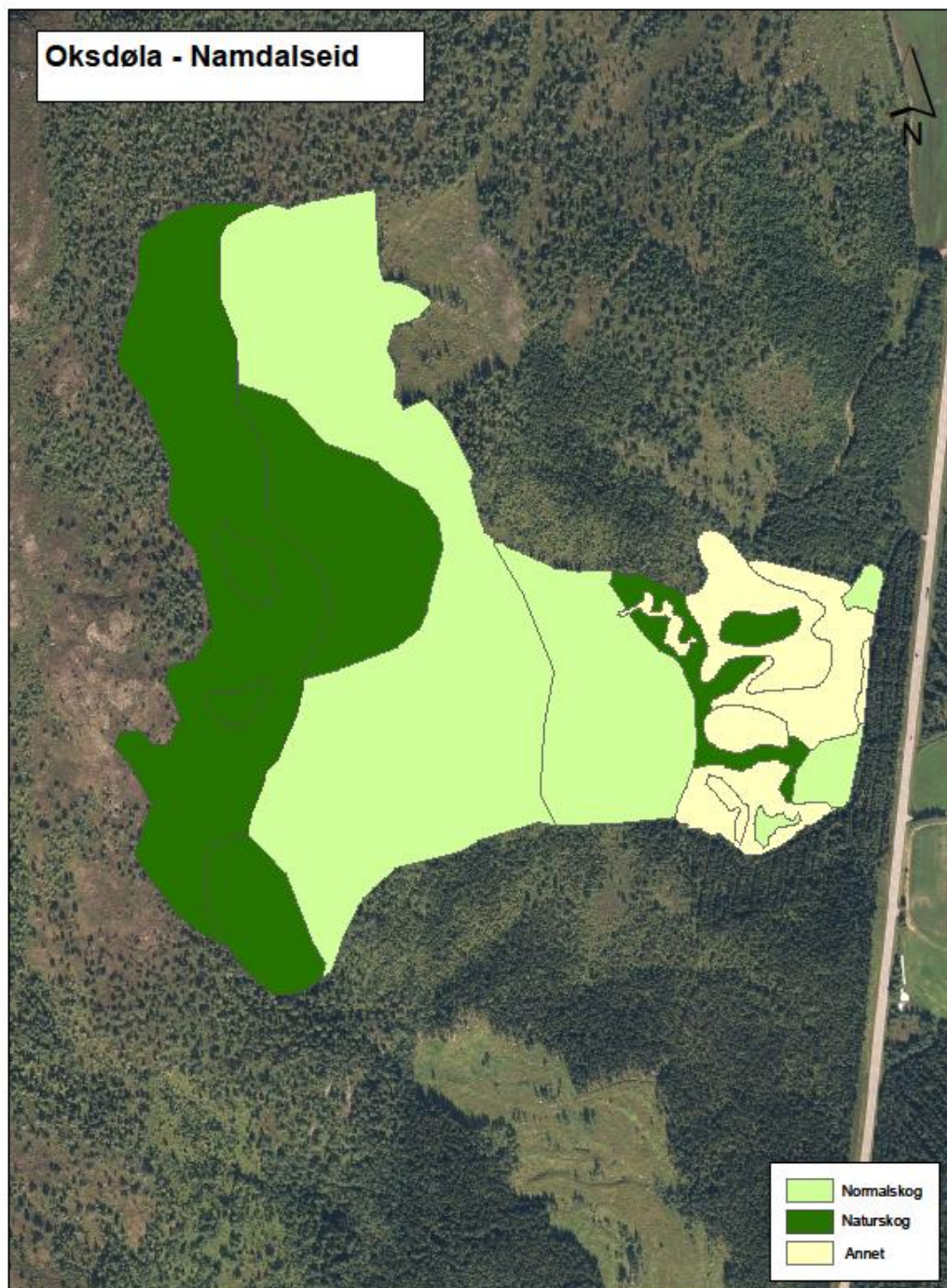
Granskogen er storvokst, med relativt god spredning i alder og dimensjon, mens lyng- og bær-lyngskogen i øvre deler preges av mer smådimensjonert furu. Konsentrasjonen av liggende død ved er høyest i de to kjerneområdene, og spesielt høyt i det øvre området (kystgranskog), der man finner bartrær og lauvtrær i ulike nedbrytningsstadier og dimensjoner. Resterende del av området har svakere dødvedkontinuitet (**figur 2.4**). Skogen har naturskogpreg i øvre deler og langs kanten av myrene nederst i området (**figur 2.2**).

Området er kartlagt for naturverdier etter tidligere metodikk i forbindelse med frivillig skogvern 2015 (Klepsland 2016). Det ble her konkludert med at områdets verneverdi er sterkt knyttet til to kjerneområder, der særlig deler av det høyereliggende har karakter av boreal regnskog. Deler av kjerneområdene har partier med storvokst og gammel gran, mens forekomsten av død ved er sparsom, med svak kontinuitet. Lavfloraen er ganske rik og variert. Samlet er området vurdert som lokalt verneverdig (\*), der særlig urørthet, forekomst av gamle bartrær og arts mangfold trek-kes fram.

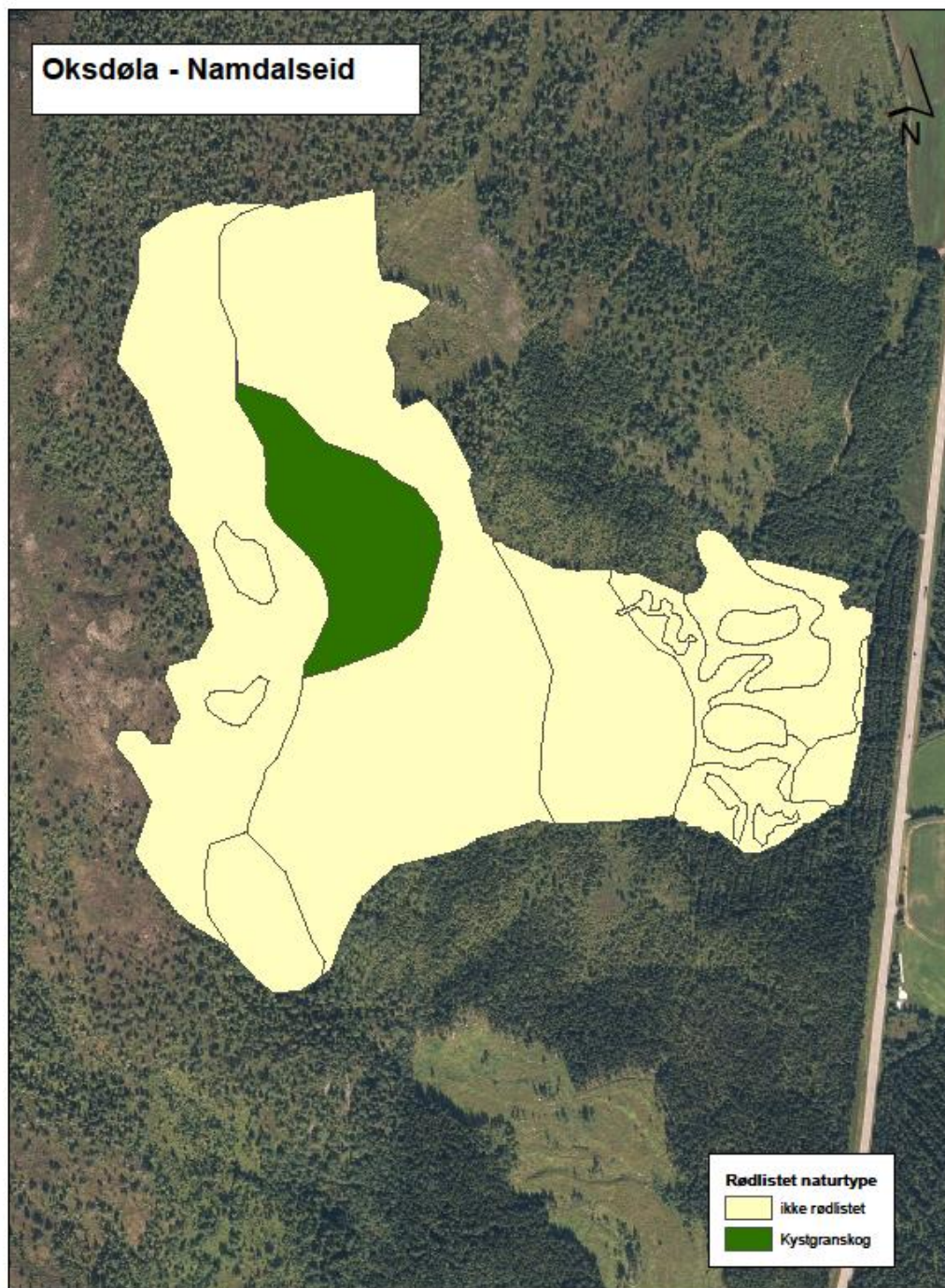


**Figur 2.1.** Kartlagte natursystem-typer i Oksdøla, Namsdalseid kommune. Skravering av polygon indikerer registrering av mosaikk. Polygon til venstre (øvre del) i området inkludere lyngskog og bærlyngskog. Polygon i midtre deler av området inkluderer bærlyngskog og blåbærskog.



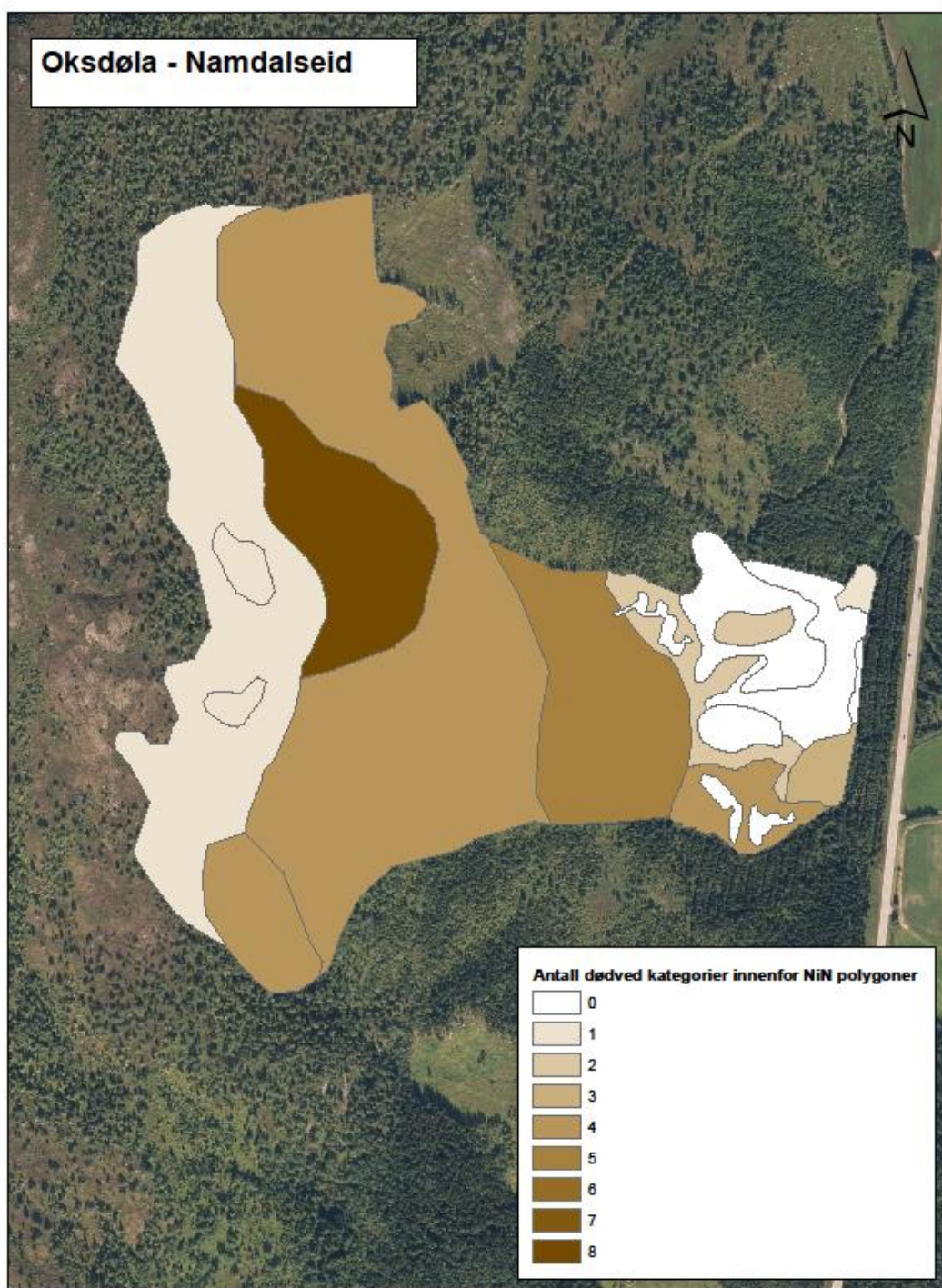


**Figur 2.2.** Skogbestandsdynamikk - fordeling av naturskog og normalskog i Oksdøla, Namdalseid kommune. Skogbestandsdynamikk er kartlagt etter foreslått metode for kartlegging av naturverdier i skog.



**Figur 2.3.** Kartlegging av rødlistet naturtype i Oksdøla, Namdalseid kommune. Rødlistet naturtype er kartlagt etter foreslått metode for kartlegging av naturverdier i skog.





**Figur 2.4.** Fordeling av antall kategorier med liggende død ved innenfor kartlagte NiN-polygoner i Oksdøla, Namdalseid kommune. Død ved er kartlagt etter foreslått metode for kartlegging av naturverdier i skog.



## 2.2 Lakshølhaugen–Skardbergfjellet

Lakshølhaugen–Skardbergfjellet ligger på østsiden av Oksdøla i Namdalseid kommune. Området består av ei nordvendt lside på nordsiden av Lakshølhaugen, og ei nordvestvendt bratt lside under Skardbergfjellet. Berggrunnen består av migmatittgneis med linser av amfibolitt og gabbro (Norges geologiske undersøkelser 2017).

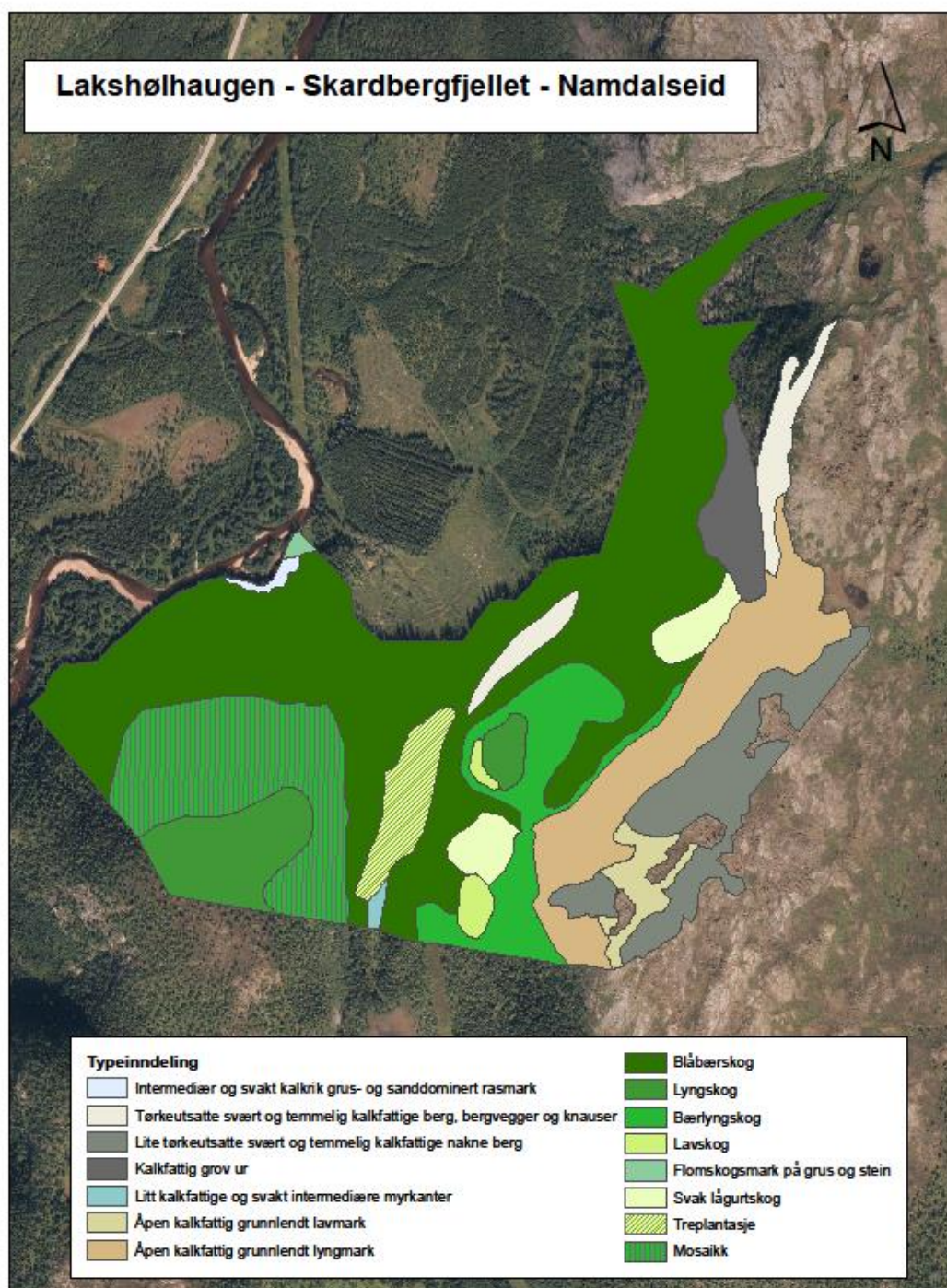
Lakshølhaugen domineres av blåbærskog i nedre deler, med gradvis overgang til bærlyngskog og med lyngskog på toppen. Dominerende treslag er gran, med innslag av furu, bjørk og osp. Øvre deler av Lakshølhaugen domineres av furu og er karakterisert som naturskog, men har sparsomme mengde naturskogelementer som gadd, høgstubber og læger (**figur 2.5**).

Lisiden under Skardbergfjellet består av fattig til intermediaær skog kartlagt som blåbærskog, lågurtskog, bærlyngskog, lyngskog, lavskog (**figur 2.5**). Skogen domineres av gran med innslag av bjørk, selje og rogn. Store areal under Skardbergfjellet kan karakteriseres som naturskog, med gammel skog som ikke er påvirket i nyere tid. Her er mengden død ved stor, med naturskogelementer som gadd, høgstubber og læger av bartrær og lauvtrær i ulike nedbrytningsstadier og størrelser (**figur 2.6, figur 2.8**). To områder under Skardbergfjellet har velutviklet lobarionsamfunn på gammel rogn (lungenever og skrubbenever), samt funn av gubbeskjegg (NT) og skorpefiltlav (NT), og kan klassifiseres som kystgranskog (NT), (**figur 2.7**).

I kartlagt rasmark under fjellveggen på Skardbergfjellet finnes en liten almeforekomst (NT).

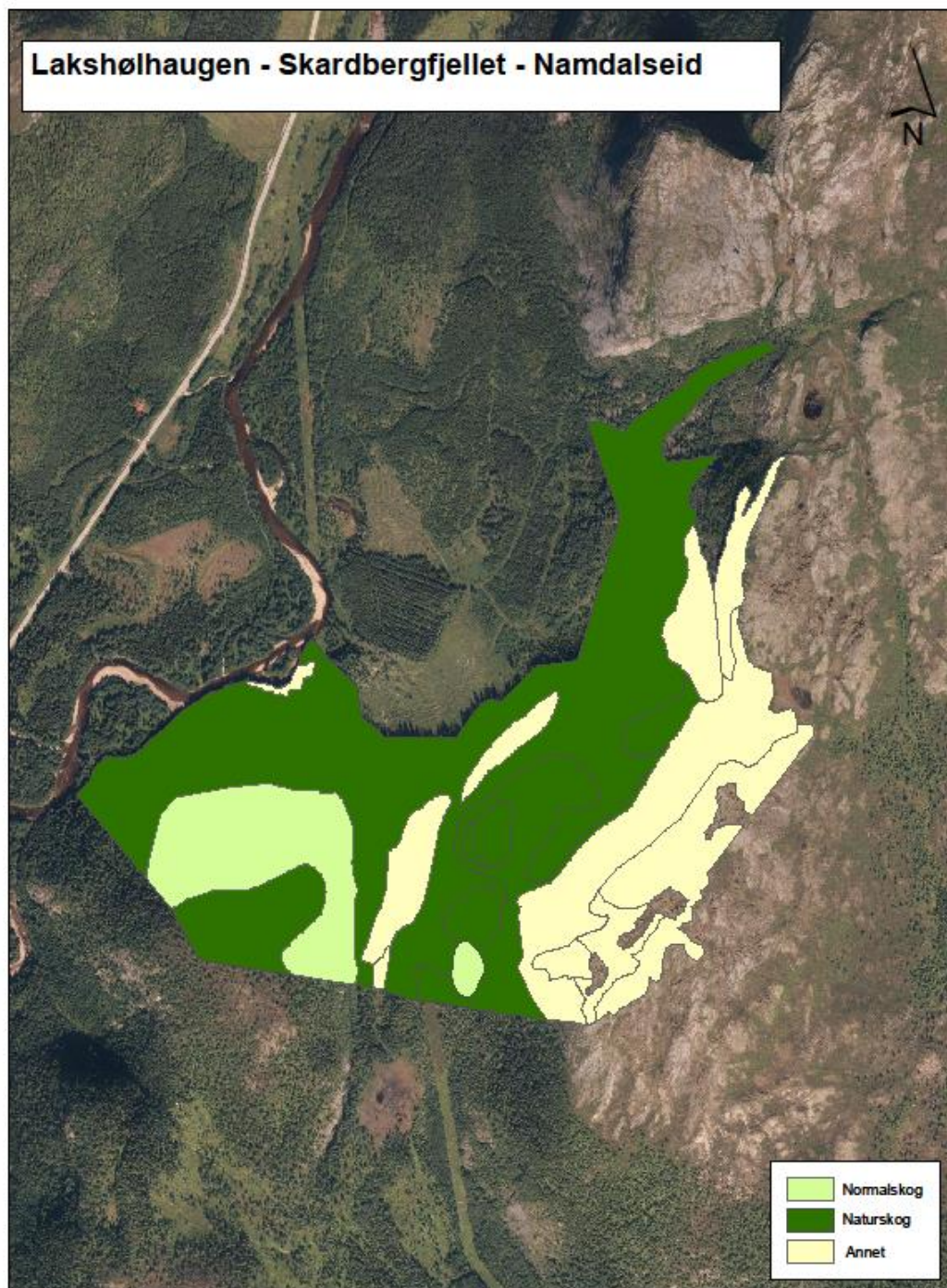
Mellom Lakshølhaugen og Skardbergfjellet i nordenden av granplantefelt finnes et lite ospeholt med noen store osper og en stor ospehøgstube. Her er det tidligere funnet lobarionsamfunn og andre interessante arter. Dette samfunnet ser ut til å være i tilbakegang i 2016.

Deler av det aktuelle området er kartlagt for naturverdier etter tidligere metodikk i forbindelse med frivillig skogvern 2013 (Hofton 2014). Det ble her konkludert med at områdets verneverdi i hovedsak er knyttet til forekomster av gamle lauvtrær (osp, rogn) med tilhørende lavflora. Ellers har området innslag av naturskog, men sparsomt med naturskogelementer i form av død ved og gamle trær. Samlet er området vurdert som lokalt verneverdig (\*), der særlig urørthet, forekomst av gamle lauvtrær og variasjon i topografi og vegetasjonstyper trekkes fram.



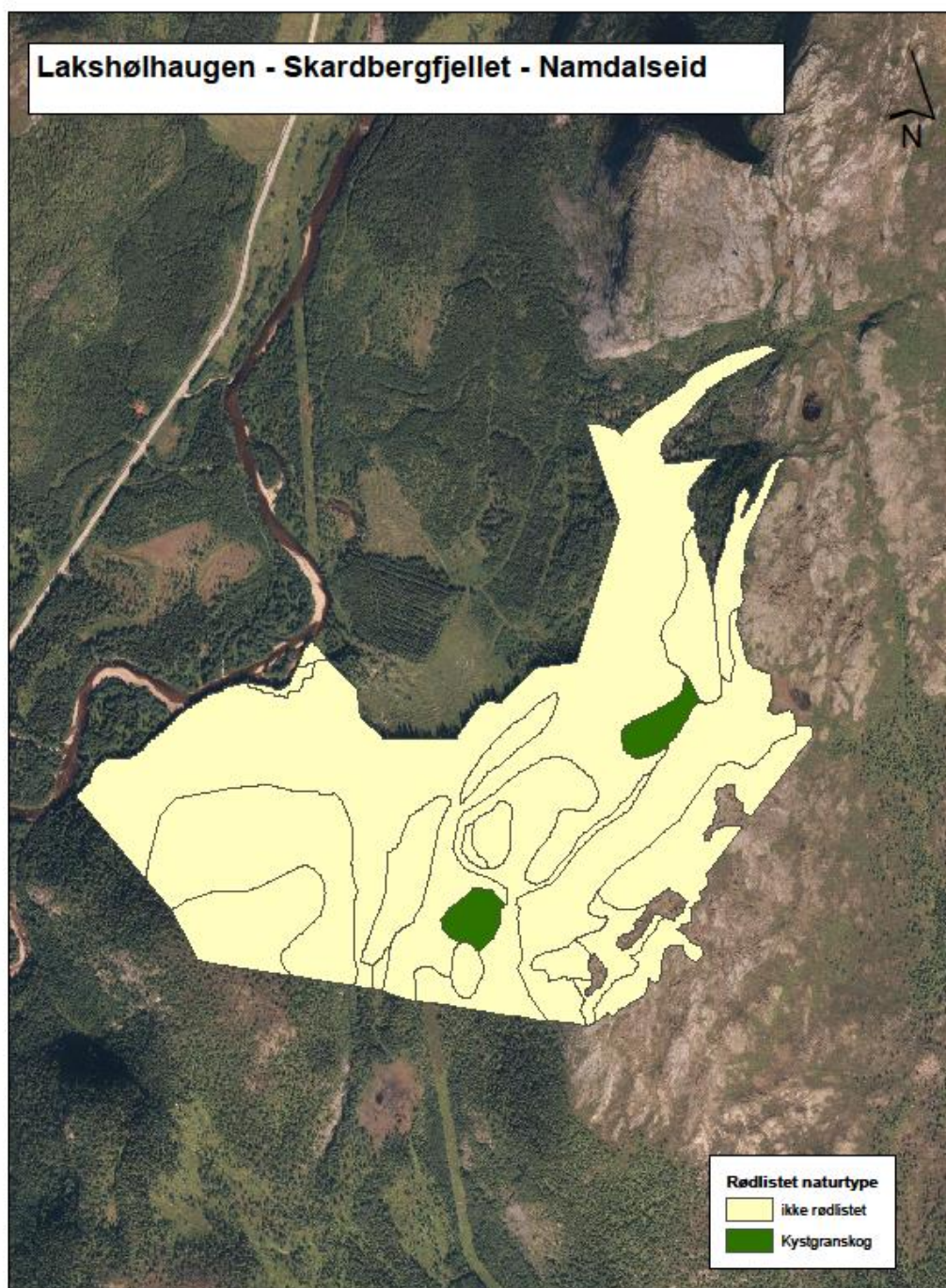
**Figur 2.5.** Kartlagte natursystem-typer i Lakshølhaugen–Skardbergfjellet, Namdalseid. Skravering av polygon indikerer registrering av mosaikk, og inkluderer blåbærskog og bærlyngskog.





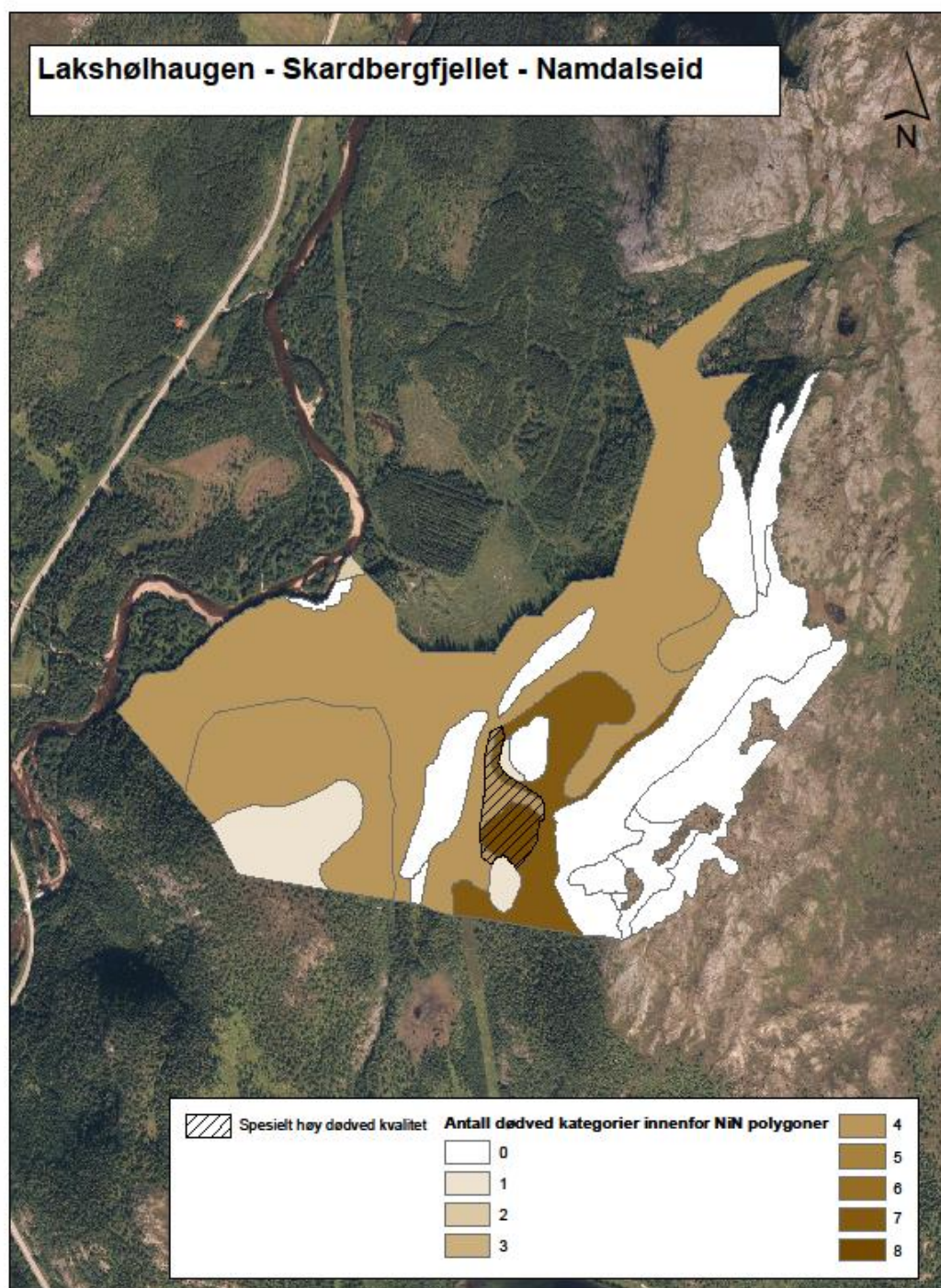
**Figur 2.6.** Skogbestandsdynamikk – fordeling av naturskog og normalskog i Lakshølhaugen–Skardbergfjellet, Namdalseid kommune. Skogbestandsdynamikken er kartlagt etter foreslått metode for kartlegging av naturverdier i skog.





**Figur 2.7.** Kartlegging av rødlistet naturtype i Lakshølhaugen–Skardbergfjellet, Namdalseid kommune. Rødlistet naturtype er kartlagt etter foreslått metode for kartlegging av naturverdier i skog.





**Figur 2.8.** Fordeling av antall kategorier med liggende død ved innenfor kartlagte NiN-polygoner i Lakshølhaugen–Skardbergfjellet, Namdalseid kommune. Død ved er kartlagt etter foreslått metode for kartlegging av naturverdier i skog.



## 2.3 Storgaulstadhøgda

Storgaulstadhøgda ligger i en nordvestvendt lise sørøst for Lustadvatnet. Berggrunnen består av kalkstein og fyllitt (Norges geologiske undersøkelser 2017).

Vegetasjonen danner mosaikk mellom lågurtskog, svak lågurtskog, blåbærskog, svak bærlyng lågurtskog og bærlyngskog avhengig av næringstilgang og fuktighet. Et lite område med høgstaudekog er funnet i øvre del av området (**figur 2.9**). Nordre del av området preges av rikere kildeframsprang med funn av blant annet gulsildre. Av andre noe krevende karplanter ble fjellfrøstjerne, teiebær og taggbregne registrert i området. Høgstaudekogen og kildeframsprang inngår i de rødlistete naturtypene høgstaudegranskog og sterk kaldkilde (**figur 2.11**).

Området domineres av gran med innslag av bjørk. Skogen danner tre tydelige parseller, med plantet yngre produksjonsskog i midtre parsell, og gammel normalskog på hver side med spor etter plukkhogst. Den gamle normalskogen går over til å ha mer preg av naturskog i øvre deler av området. På grunn av NiN sine kartleggingsregler, kommer ikke dette fram i **figur 2.10**, se **kapittel 3,4** for videre diskusjon. Kontinuiteten av død ved er relativt lavt i hele det kartlagte området (**figur 2.12**).

De er tidligere funnet svartonekjuke (NT) på ett læger i Storgaulstadhøgda, og kalkkrevende, jordboende sopp som vrangstorpigg (VU).

Deler av det aktuelle området er kartlagt for naturverdier etter tidligere metodikk i forbindelse med frivillig skogvern 2010 (Midteng 2011). Det ble her konkludert med at områdets verneverdi i hovedsak er knyttet til rikere vegetasjon på kalkgrunn, der deler av området også har kontinuitet i tresjiktet og stor verdi for kalkkrevende arter og markboende sopp. Ellers har området større innslag av homogen, plukkhogd skog, men sparsomt med død ved og gamle trær. Samlet er området vurdert som regionalt verneverdig (\*\*), der særlig rike vegetasjonstyper, urørthet, arts-mangfold og variasjon i vegetasjonstyper trekkes fram.



**Figur 2.9.** Kartlagte natursystem-typer i Storgaulstadhøgda, Steinkjer kommune. Skravering av polygon indikerer registrering av mosaikk, og inkluderer lågurtskog, svak lågurtskog, svak bærlyng lågurtskog bærlyngskog og blåbærskog.





**Figur 2.10.** Skogbestandsdynamikk – fordeling av naturskog og normalskog i Storgaulstadhøgda, Steinkjer kommune. Skogbestandsdynamikk er kartlagt etter foreslått metode for kartlegging av naturverdier i skog.





**Figur 2.11.** Kartlegging av rødlistet naturtype i Storgaulstadhøgda, Steinkjer kommune. Rødlistet naturtype er kartlagt etter foreslått metode for kartlegging av naturverdier i skog.



**Figur 2.12.** Fordeling av antall kategorier med liggende død ved innenfor kartlagte NiN-polygoner i Storgaulstadhøgda, Steinkjer kommune. Død ved er kartlagt etter foreslått metode for kartlegging av naturverdier i skog.



### 3 Metode for verdifastsetting

I notat fra Miljødirektoratet (Anonym 2016a) anses følgende egenskaper hos en metode for verdifastsetting å være prinsipielt viktige

- «Verdifastsettingen bør i størst mulig grad være objektiv og etterprøvbar. Når et område er registrert av to ulike personer til samme tid så bør de komme ut med lik verdivurdering. Det bør også være mulig ut fra innsamlete data/vurderinger å forstå og etterprøve grunnlaget for verdivurderingen som er gjort.
- En verdifastsetting bør gjenspeile de målsettingene som er for skogvernet og områdets egnethet for langsiktig bevaring av disse målene. Det vil i første rekke si områdets egnethet til å ivareta biologisk mangfold i form av arter og naturtyper.
- Verdifastsettingen bør være så presis som mulig slik at de rette områdene blir ivaretatt.»

Her diskuterer vi de foreslåtte prinsippene for vurdering av metoden og andre grunnleggende forhold.

#### 3.1 Metodens formål

En evaluering av metodikk forutsetter at formålet med metoden er tilstrekkelig presist beskrevet til at metodens relevans kan vurderes. Hensikten med den foreslåtte metoden for naturfaglige registreringer i skog er å gi et grunnlag til å sette en (verne)verdi på et område ut fra i hvilken grad området bidrar til å oppfylle målsettingen med skogvernet (Anonym 2016a). De naturfaglige registreringene skal gi grunnlag til å sammenlikne og rangere områder med hensyn til deres verneverdi, og til å vurdere de biologiske verdiene som blir ivaretatt gjennom et vern, opp mot verdier som kan realiseres ved annen bruk av området, der skogsdrift er et av de mest aktuelle alternativene.

I følge notat fra Miljødirektoratet (Anonym 2016a, 2016b) er målsettingen med skogvernet todelt; å verne et representativt utvalg av norske skoger og å bidra til å bevare det biologiske mangfoldet i skog. I denne sammenheng skal biologisk mangfold tolkes som både artsmangfoldet og mangfoldet av naturtyper (Anonym 2016a, 2016b). Formuleringene «et representativt utvalg av norske skoger» og «bevare arts- og naturtype mangfold» er imidlertid for vage til å gi et godt grunnlag til å vurdere den foreslåtte metodens relevans. «Å bevare artsmangfold i skog» kan i første omgang presiseres slik, jf. § 5 i Lov om forvaltning av naturens mangfold (Miljøverndepartementet 2009): «å sikre tilstrekkelig med habitater og leveområder til at en opprettholder levedyktige bestander av alle naturlig forekommende arter med tilknytning til skog innenfor og ut gjennom deres utbredelsesområder i Norge.» Tilsvarende for bevaring av mangfoldet av naturtyper: «å sikre tilstrekkelig areal av alle naturlige og seminaturlige typer av skogsnatur som forekommer lokalt.» Representativitet diskuteres i **kapittel 3.3**.

Vern kan bidra til å nå målet med å bevare artsmangfoldet i skog ved å sikre habitater og livsvilkår for sårbare arter som påvirkes negativt og/eller kan gå tapt ved annen bruk av et skogområde. Ut fra den kunnskap vi har om dette i dag, så gjelder dette arter knyttet til sjeldne og truede skogtyper, epifytter og arter knyttet til død ved, arter knyttet til gamle trær, arter som på annen

måte er knyttet til skog med lang kontinuitet, eller til andre skogfaser formet av naturlig skogdynamikk (som brannflater). Tilsvarende kan et vern sikre områder med sjeldne og truede skogtyper.

En metode for verdifastsetting forutsetter at det finnes et faglig grunnlag til å identifisere relevante, målbare variabler eller egenskaper ved økosystemene og deres komponenter som kan representere de biologiske verdiene og dermed gi grunnlag til å verdiset et område. I følge den foreslåtte metoden skal et områdes verneverdi fastsettes ut fra en veid sammenfatning av 9 egenskaper hvor egenskapen forvaltningsareal foreløpig ikke er ferdig utredet (**tabell 3.1**). Av de gjenværende 8 kan variablene rødlistete naturtyper og rødlistete arter sies å være mer direkte relatert til skogvernets formål, mens de resterende 6 er indirekte relatert til formålet ved at de potensielt representerer habitater og leveområder for sårbare arter. Relevansen til disse avhenger av i hvilken grad de kan fungere som prediktorer for dagens og framtidig forekomst av sårbare arter. Variabelsettet inkluderer ikke eksplisitt forhold som kan ha negativ effekt på et områdes verneverdi, så som forekomst av fremmede arter eller tekniske inngrep, men indirekte fanges effekten av menneskelig inngrep opp gjennom variabelen areal av naturskog. Metoden vektlegger de indirekte verddivariablene sterkt. Disse skal til sammen gis en vektandel på 70% ved fastsettelse av et områdes samlede verneverdi. Den skisserte metoden er derfor i stor grad basert på at et skogområdes nåværende og framtidige innhold av biologiske verdier lar seg predikere fra disse 6 variablene. Dette diskuteres videre i **kapittel 4**.

**Tabell 3.1.** Foreslått metode for fastsetting av verneverdi til et område (jf. Anonym 2006a). Verdien fastsettes som en vektet sammenfatning av 8 (9) verddivariabler der hver variabel er målt på en firegradig skala.

Verdivariabel	Forklaring	Vekt
Areal med naturskog		15%
Volum av død ved	Skjønnsmessig estimert fra antallet av læger og gadder	10%
Dødved-kvalitet	Sammensatt variabel som kombinerer kontinuitet i tilførselen av død ved (vurdert ut fra variasjon i nedbrytningsstadier), antall ulike treslag, og forekomst av både læger og gadder.	10%
Tetthet av trær med spesielle livsmedier	Omfatter trær med brannspor, hengelavstrær, hule lauvtrær, rikbarkstrær, samt store trær og kjemper.	10%
Forvaltningsareal	Foreløpig ikke nærmere beskrevet.	
Rødlistete naturtyper	Sammensatt variabel som kombinerer naturtypenes grad av truethet (rødlistekategori) med størrelsen på eller andelen av arealet som de rødlistete naturtypene dekker.	20%
Rødlistete arter	Sammensatt variabel som kombinerer antall rødlistearter funnet i området med en generell vurdering av artsmangfoldet.	10%
Størrelse	Størrelse på skogdekt areal.	15%
Arrondering	Størrelse på effektivt kjerneareal.	10%

### 3.2 Objektivitet, presisjon og etterprøvbarehet.

En metode for fastsetting av et områdes verdi er i sin natur ikke objektiv. Verdifastsettingen er i utgangspunktet ikke en ren faglig aktivitet, men i stedet en evaluering av et område ut fra et sett av subjektivt valgte verdier. Det er en forvaltningsoppgave å sørge for at intensjonene med skogvernet blir oppfylt, og det er derfor forvaltningens ansvar å påse at verdivurderingene er i tråd

med disse intensjonene. Metoden for verdifastsetting bør imidlertid være transparent slik at det framgår hvilke verdier vernet er ment å ivareta, hvordan disse verdiene er dokumentert i de aktuelle områdene, og hvordan verneverdien framkommer fra denne dokumentasjonen. I denne sammenhengen bør kartleggerens oppgave ideelt sett begrenses til den faglige aktiviteten – dvs. å innhente og kartfeste de data som er nødvendige som grunnlag for å fastsette verneverdien.

I følge den foreslåtte prosedyren for verdifastsetting skal samlet verneverdi fastsettes av kartleggeren (jf. Anonym 2016a). Imidlertid legges det opp til at metoden for innsamling av grunnlagsdata skal være godt beskrevet, og at prosedyren for å utlede verneverdien fra de innsamlede data skal være transparent. Målet har vært at det skal være oversiktlig og etterprøvbart hva som ligger til grunn for verdifastsettingen, og at ulike kartleggere uavhengig av hverandre skal få samme konklusjon (Anonym 2016a). Sammenliknet med tidligere metodikk (se f.eks. Direktoratet for naturforvaltning 2007) er denne prosedyren mer presist beskrevet og rommet for bruk av subjektivt skjønn redusert. Beskrivelsen av hvilke variabler som inngår i grunnlaget for verneverdien, fastsatte grenser for variablenes verneverdier, og beskrivelse av hvordan variablene skal veies innbyrdes ved sammenfatningen, bidrar til dette. Imidlertid er ikke prosedyren for sammenfatning til endelig sumverdi fullstendig beskrevet. Det er uklart om sammenfatningen skal skje etter en matematisk formel, videre er grensene mellom de 5 verneklassene ikke forklart, og det er fortsatt uklart i hvor stor grad en kan bruke subjektivt skjønn i denne prosedyren. Det antydes at sumverdien skal være et vektet gjennomsnitt av variablenes verdier (Anonym 2016a, **tabell 3.1**). Imidlertid måles disse på en firegradig verdiskala og ikke en femgradig skala, noe som gjør at prosedyren for sammenfatning likevel ikke blir entydig. Det bør derfor vurderes om den endelige fastsettingen av et områdes verneverdi i stedet skal gjøres av den relevante forvaltningsmyndighet. Dette kan gjøres basert på data som samles inn under kartleggingen og eventuelt fra andre kilder, en metode for sammenfatning av biologiske verdier slik som foreslått i Miljødirektoratets notat (Anonym 2016a), samt beskrivelser av andre forhold som kartlegger eller eventuelt andre mener kan påvirke den samla verneverdien, og som ikke er ivaretatt i metoden for sammenfatning.

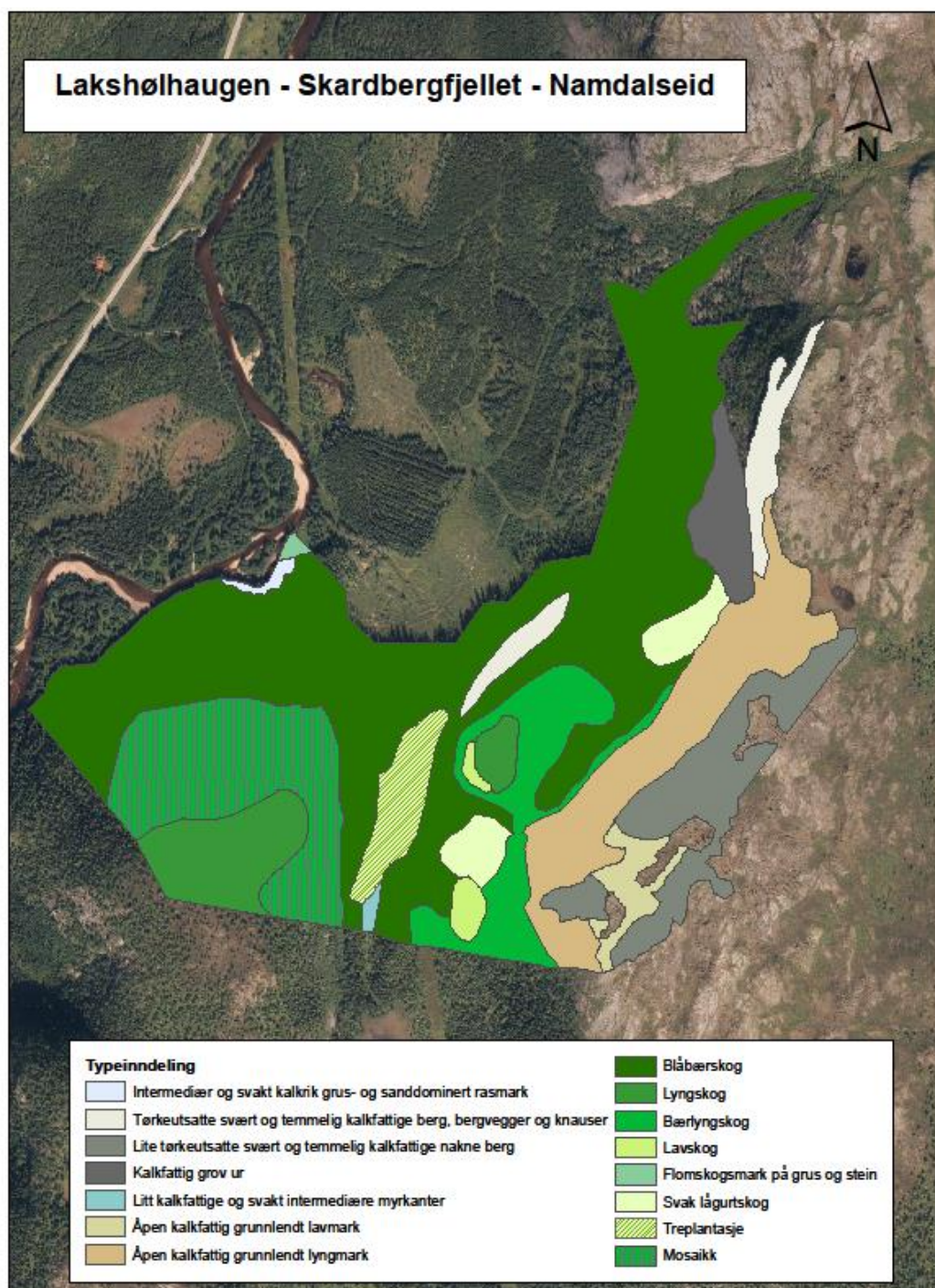
Etterprøvbarhet forutsetter egentlig bare at metodikken er tilstrekkelig beskrevet til at en ny kartlegging kan gjentas etter samme metodikk, og at resonnementene bak metodikken er godt nok forklart til at de kan kritiseres og alternative metoder foreslås. Ut over dette ønsker imidlertid Miljødirektoratet at to ulike inventeringer av samme område skal resultere i samme verneverdi og at verdifastsettingen skal være så presis som mulig slik at de rette områdene blir ivaretatt (Anonym 2016a), dvs. at de naturfaglige undersøkelsene og verdifastsettingen skal være repeterbare. Metodens presisjon bør imidlertid ses i sammenheng med andre aspekter ved metodikken, f.eks. at innhenting av data i felt i stor grad er basert på skønnsmessige vurderinger og ikke presise målinger, at målet med skogvernet ikke er presist formulert, at verneverdi i stor grad fastsettes ut fra variabler som kun indirekte er relatert til dette målet, og at verneverdi måles på en skala med svært lav oppløsning. Presisjon må også avveies mot kostnader og de økonomiske rammer en kan forvente for kartlegging av naturverdier. En økning i presisjon medfører nødvendigvis økte kostnader knyttet til innhenting av informasjon. Forutsetningene for å oppnå en presis metodikk ser derfor ikke ut til å være tilstede. Vi anbefaler at en i stedet heller vektlegger robusthet i fastsettingen av den endelige verneverdien. Dvs. at unøyaktigheter og usikkerhet i de innsamlede data i liten grad har effekt på den endelige konklusjonen. I den foreslåtte metodikken oppnås slik robusthet først og fremst gjennom bruk av en skala for verneverdi med få trinn.

### 3.3 Representativitet

Representativitet skal vurderes ut fra hvilke andre arealer som er vernet i en gitt region og potensialet for videre vern (Anonym 2006a). I følge oppdraget skulle en i utgangspunktet ikke evaluere metodikken med hensyn på representativitet, kun med tanke på bevaring av det biologiske mangfoldet. Imidlertid må en vurdering av representativitet nødvendigvis baseres på informasjon om de biologiske og andre verdiene som er samlet inn i det aktuelle området, sammenholdt med tilsvarende opplysninger fra andre områder. Metoden for å evaluere representativitet påvirker derfor direkte hvilke egenskaper ved et aktuelt område som skal registreres og kartlegges.

Formuleringen «et representativt utvalg» kan tolkes på mange måter og må presiseres før metodikken kan evalueres mot denne målsettingen. I statistisk terminologi er imidlertid begrepet entydig definert som et utvalg med samme frekvensfordeling som populasjonen utvalget tas fra. Konsekvensen av den statistiske tolkningen er at en legger vekt på å verne arealmessig vanlige skogtyper slik at de blir representert med tilsvarende stort areal innenfor vernede områder. Dette er imidlertid ikke i tråd med § 33 punkt a) i Lov om forvaltning av naturens mangfold (Miljøverndepartementet 2009) og enkelte stortingsmeldinger (Miljøverndepartementet 1981, Klima- og miljødepartementet 2015, men se f.eks. Miljøverndepartementet 1999) hvor målsettingen er å verne et utvalg som fanger variasjonsbredden av norsk natur, noe som gjerne innebærer en overrepresentasjon av sjeldne naturtyper innenfor de vernede områdene, og tilsvarende underrepresentasjon av de vanlige.

I begge tolkninger forutsettes det at den såkalte populasjonen er definert og avgrenset, noe som blant annet innebærer at de egenskaper det skal tas hensyn til ved vurdering av utvalgets representativitet er definert. Variasjonsbredden i norsk natur kan beskrives i forhold til overordnet variasjon som egenskaper ved terreng, klima, geologi, løsmasser, hovedtrekk ved arealdekket og vegetasjonen. Den kan også beskrives i forhold til variasjon på mer detaljert nivå, ved ulik forekomst av natursystemer og livsmedier, økosystemer og arter, samt miljøvariasjon for øvrig (terreng, klima etc.) på detaljert nivå (se diskusjon i Framstad mfl. 2010). I tillegg bør det presiseres hvorvidt variasjonsbredden kun skal ses i et nasjonalt perspektiv, eller om variasjonsbredden lokalt og regionalt også skal dekkles i utvalget av verneområder.



**Figur 3.1** Utbredelse av natursystem-typer i Lakshøhaugen–Skardbergfjellet, Namdalseid. Mosaikk består av grunntypene blåbærskog og bærlyngskog.

### 3.4 NiN og verdisetting

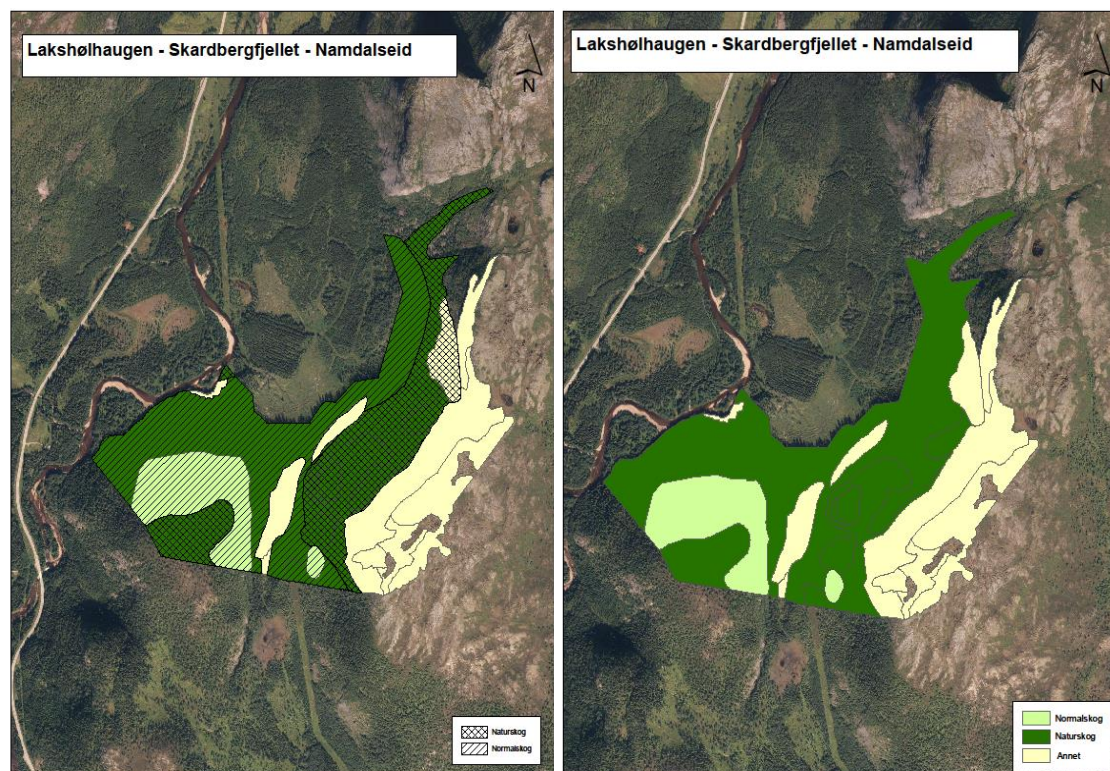
Den foreslåtte metodikken for kartlegging av naturverdier i skog baseres på versjon 2.0 av NiN-systemet (Anonym 2016b). NiN-systemet gjenkjenner fem naturmangfoldnivå, hvorav landskap, natursystem og livsmedium utgjør tre primære nivå som hver dekker og potensielt kan typifisere all natur i Norge. I tillegg kommer naturkompleks og naturkomponenter som sekundære nivå som bidrar til å beskrive spesielle økosystemer. For hvert av disse nivåene kan det potensielt utvikles en hierarkisk typeinndeling av naturen i hovedtypegrupper, hovedtyper og grunntyper basert på trinndelinger av kompleks-gradienter og faktorer. Gradientene og faktorene velges slik at de tilsammen representerer/forklarer mest mulig av naturvariasjonen på det aktuelle mangfoldnivået (Halvorsen mfl. 2016a). Variasjon som ikke fanges opp av systemet av naturtyper, kan eventuelt framstilles ved hjelp av det såkalte «beskrivelsessystemet» og av «underordnete lokale komplekse miljøgradienter» (uLKM).

Kartleggingsenhetene som er foreslått benyttet ved registrering av naturverdier i skog, er basert på grunntyper av natursystem (jf. Anonym 2016b, Halvorsen mfl. 2015, Halvorsen mfl. 2016b). I følge den foreslåtte metodikken registreres og kartlegges naturverdiene innenfor polygoner definert av grunntypenes utstrekning i terrenget ved hjelp av uLKM-er og en tilpasset versjon av NiNs beskrivelsessystem (Anonym 2016b, **figur 3.1** og **figur 3.4**) – dvs. at dødvedmengde og -kvalitet, tetthet av trær med spesielle livsmedier og de andre variablene som skal danne grunnlaget for å fastsette områdets verneverdi (se **kapittel 4** og **5**), måles med en verdi for hvert slikt polygon.

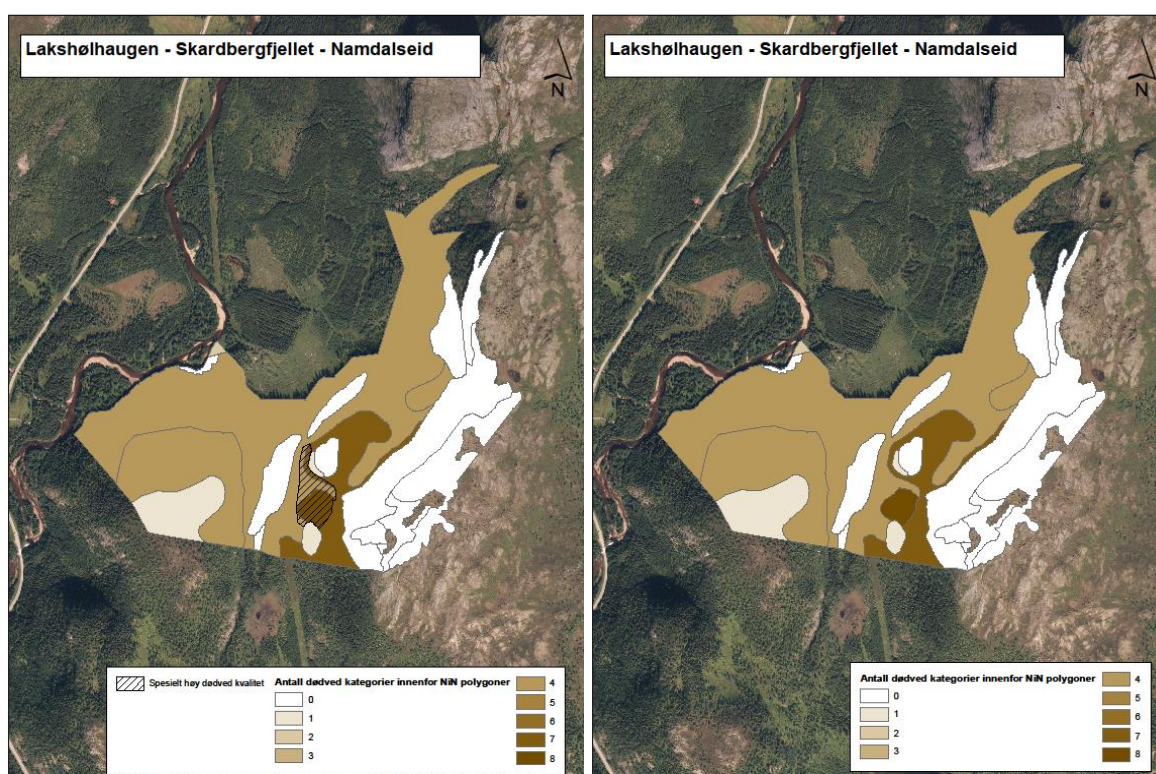
Avgrensning av polygon skjer etter ulike regler som skal sikre en god kartframstilling av grunntypenes arealmessige utbredelse. Det er bl.a. regler for bruk av sammensatte polygon og regel om at tilgrensende polygon ikke kan være av samme grunntype. Polygonene benyttes i neste omgang til ulike arealbaserte beregninger som bl.a. ligger til grunn for fastsettelsen av den endelige verneverdien til et område. Kartlegging av grunntyper av natursystem framstår dermed som den primære prosessen i denne metodikken ved at kartleggingen setter rammer, premisser og begrensninger for beskrivelsen av områdets innhold av andre biologiske verdier.

Ut fra vår erfaring med å anvende denne metoden i tre skogområder, har denne framgangsmåten flere problematiske sider. De biologiske verdiene som er relevante for fastsetting av områdenes verneverdi, er ikke knyttet til forekomsten og utbredelsen av grunntyper av skogsmark i noen av områdene, med unntak for forekomst av høgstaudeskog i Storgaulstadhøgda og Oksdøla.





**Figur 3.2** Til venstre: utbredelsen av tilstandsklasser av skogbestandsdynamikk i Lakshølhaugen–Skardbergfjellet, Namdalseid. Til høyre: den kartlagte utbredelsen av tilstandsklassene når disse angis pr. polygon av natursystem-typer i tråd med foreslått metodikk.



**Figur 3.3** Arealmessig variasjon i dødved-kvalitet i Lakshølhaugen–Skardbergfjellet, Namdalseid. Stiplet areal angir område med spesiell høy tetthet av læger av ulike treslag og nedbrytningstilstander i tillegg til gadder. Fargeskalaen angir antall dødvedkategorier funnet innenfor de enkelte polygon av natursystem-grunntyper innenfor hovedtypen fastmarksskogsmark.

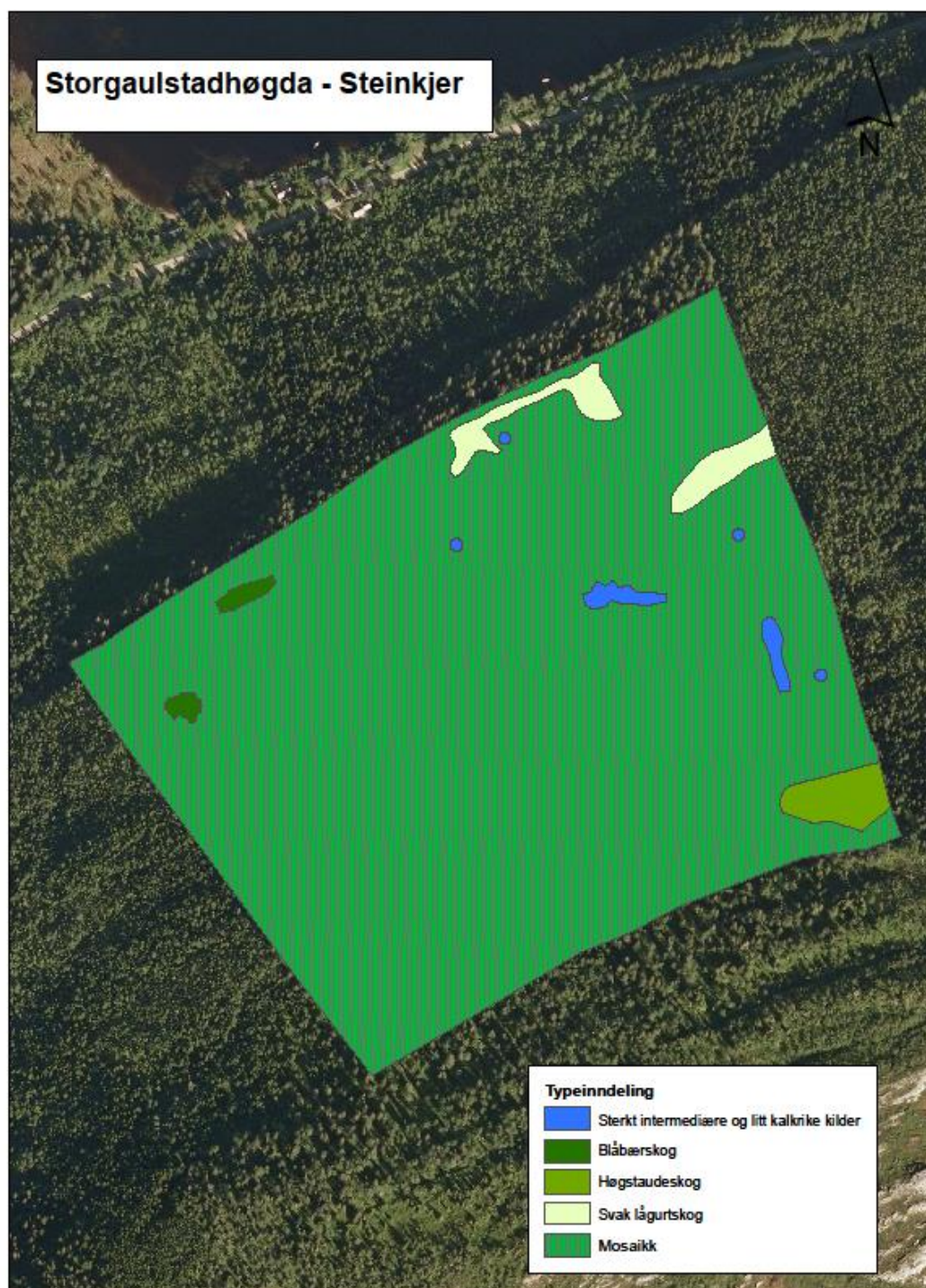
Avgrensning av grunntypene i felt var tidkrevende, spesielt i bratt terreng slik som i de tre undersøkte skogområdene. Med de økonomiske rammene som denne kartleggingen hadde, gikk dette nødvendigvis ut over tiden tilgjengelig for å kartlegge og registrere eventuelle naturverdier i området. Fokus under feltarbeidet ble i for stor grad lagt på avgrensning av kartleggingsenheter med liten og ingen relevans for fastsetting av verneverdi, og i for liten grad på registrering av egenskaper med relevans for slik fastsetting.

Framgangsmåten med å tilordne målinger av de verneverdirelevante egenskaper til polygon definert av NiN-grunntyper resulterte i mange tilfeller i feilaktig kartfesting og registrering av naturverdiene i områdene. Årsaken til dette er at de verneverdi-relevante egenskapene i liten grad samvarierte med den romlige utbredelsen av natursystemene. Tre eksempler kan illustrere dette alvorlige problemet med metoden.

To eksempler er hentet fra Lakshølhaugen–Skardbergfjellet i Namdalseid kommune og omhandler de verneverdirelevante egenskapene tilstandsvariasjon–skogbestandsdynamikk og dødved-kvalitet (**figur 3.2** og **figur 3.3**). Grunntyper av fastmarksskogsmark i området omfatter vanlig forekommende typer fra lavskog til blåbærskog og svak lågurtskog. I tillegg er det et mindre område med flomskogsmark langs elva Oksdøla. Området er preget av bratt terreng og stup slik at store deler av området er vanskelig tilgjengelig og dermed lite eller ikke benyttet til hogst. De tilgrensende områdene mot nord består imidlertid av hogstflater og yngre produksjonsskog. Ei hogstflate finnes dessuten i den lett tilgjengelige, sentrale delen av det kartlagte området. Naturskog forekommer i de bratteste, skogkledte partiene og på ei vanskelig tilgjengelig «hylle» øst i området (**figur 3.2**). Flere polygon av natursystem-grunntyper krysser grensen mellom naturskog og normalskog og inneholder derfor begge tilstandene. Framstillingen av tilstandsvariasjonen mht. skogbestandsdynamikk, når denne kartlegges etter foreslått metodikk, blir dermed nødvendigvis misvisende sammenliknet med den reelle utbredelsen av naturskog i området (**figur 3.2**). I dette eksempelet blir arealet av naturskog beregnet til 374 daa etter foreslått metodikk. Til sammenlikning tilsvarer utbredelsen av naturskogen i området, slik den er framstilt i venstre kart i **figur 3.2**, 181 daa. Slike store feil og avvik gjør at en ikke kan ha tillit til at metodikken oppfyller målet om å gi en pålitelig rangering av skogområder etter deres verneverdi.

I en bratt skrent sentralt i området forekommer en opphopning av læger som delvis stammer fra overliggende områder (**figur 3.3**). Opphopningen inneholder læger av relativt mange ulike kombinasjoner av treslag og nedbrytningstilstander. Den har en begrenset arealmessig utbredelse men inngår likevel som en liten del av flere polygon av natursystem-grunntyper. Likevel medfører dette at dødved-kvalitet blir registrert som høy for områder som strekker seg langt utover det aktuelle området, men som i realiteten ikke inneholder død ved av slik høy kvalitet.





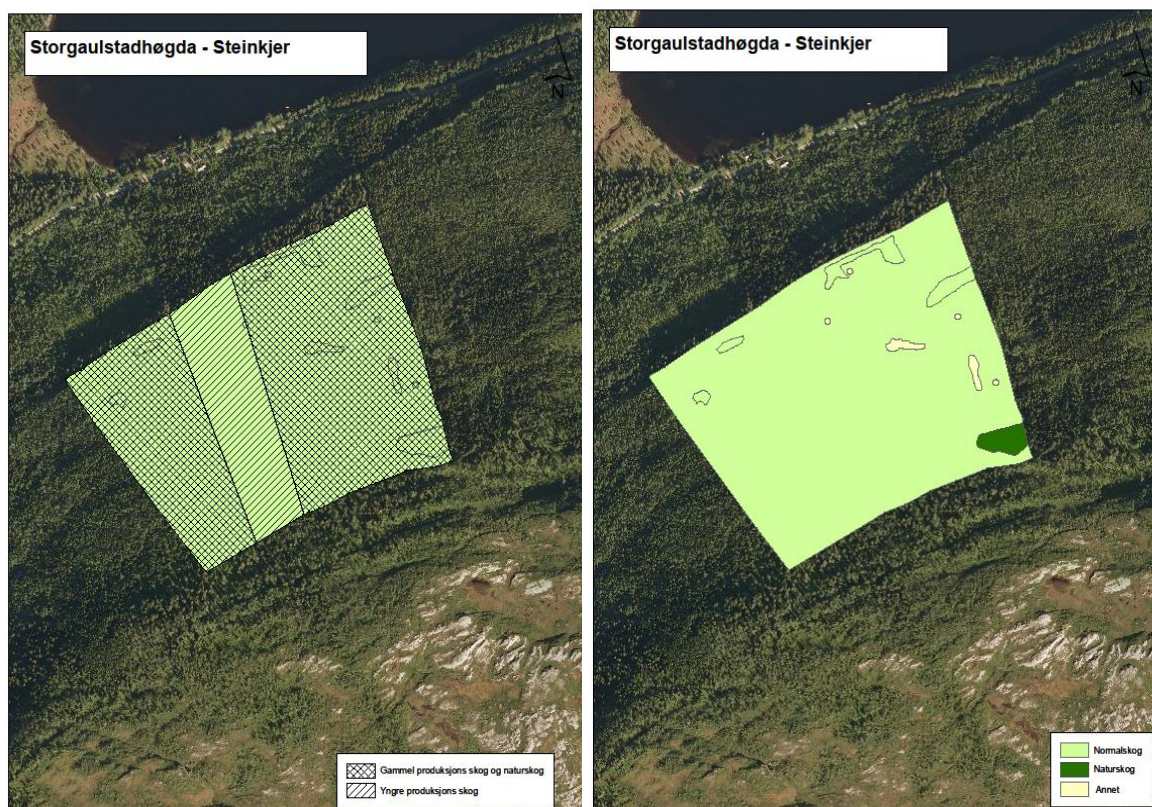
**Figur 3.4** Utbredelse av natursystem-typer i det foreslåtte verneområdet Storgaulstadhøgda, Steinkjer. Mosaikken som dekker mesteparten av det kartlagte området består av grunntypene lågurtskog, svak lågurtskog, blåbærskog, bærlyngskog og svak bærlyng-lågurtskog.

Det tredje eksemplet omhandler også tilstandsvariasjon–skogbestandsdynamikk, denne gang fra Storgaulstadhøgda. Det kartlagte området ligger i ei nordvendt li omgitt av yngre produksjonsskog og består av to deler med gammel produksjonsskog adskilt av en stripe med yngre produksjonsskog som tidligere er flatehogd (**figur 3.5**). De synlige sporene etter plukkhogst i den



gamle produksjonsskogen forsvinner gradvis oppover lia slik at de aller øverste delene kan karakteriseres som naturskog. Natursystemene i stort sett hele området er imidlertid en finskala-mosaikk av grunntypene lågurtskog, svak lågurtskog, blåbærskog, bærlyngskog og svak bærlyng-lågurtskog (**kapittel 2.3**). Denne mosaikken er kartlagt som et sammensatt polygon som omfattet nesten hele området (**figur 3.4**). Polygonene som resulterte fra kartleggingen av natursystemene er dermed ikke egnet til å framstille den enkle romlige strukturen i skogbestandets tilstand. De bør heller ikke benyttes som et grunnlag til å beregne den arealmessige dekingen av de ulike tilstandsklassene, noe som ville resultere i en feil beskrivelse av området.

I prinsippet kan enkle justeringer av metodikken rette opp problemene beskrevet i disse eksemplene, f.eks. ved at en tillater flere lag med polygoner i kartleggingsverktøyet slik at de ulike verneverdi-relevante tilstandsvariablene kan kartlegges uavhengig av hverandre når dette er nødvendig for å gi korrekt beskrivelse av dem. Alternativt, i de tilfeller der korrekt gjengivelse i kart anses unødvendig, kan en for noen av tilstandsvariablene oppgi arealandeler for de ulike tilstandsklassene innenfor hvert polygon, i stedet for kun en verdi pr. polygon – alternativt at en tillater at flere polygon av samme grunntype kan grense opp mot hverandre.



**Figur 3.5** Til venstre: utbredelsen av tilstandsklasser av skogbestandsdynamikk i det foreslåtte verneområdet Storgaulstadhøgda, Steinkjer. Til høyre: den kartlagte utbredelsen av tilstandsklassene når disse angis pr. polygon av natursystem-typer i tråd med foreslått metodikk.

Disse problemene oppstår fordi en tar utgangspunkt i metodikk og tekniske hjelpemidler (NiN-app) utviklet for andre formål enn å fastsette et områdes verneverdi. Som nevnt over framstår kartfesting av NiN-typer av natursystemer som den primære og grunnleggende aktiviteten i metodikken, og ikke kartlegging av verdier relevant for vern, som er det egentlige formålet med registreringene. Over er det kun gitt eksempler på hvilke problem og feil som har oppstått som

konsekvens av dette. Identifisering av alle slike problem og analyser av deres konsekvenser er imidlertid en stor oppgave og ikke mulig innenfor rammene for dette prosjektet. Her nøyer vi oss med å peke på to forhold som potensielt medfører at kartlegging av NiN-natursystemer og registrering av naturverdier ikke er compatible formål. NiN er utviklet som et verdinøytralt, deskriptivt system der fokus er på avgrensning av typer som til sammen representerer variasjonen på det aktuelle mangfoldsnivået. Så langt er dette imidlertid kun gjort for natursystemer. Fastsetting av verneverdi er derimot basert på normative vurderinger av hvilke aspekter ved natur og biologisk mangfold som regnes som verdifulle, og av hvilke av disse verdiene som kan ivaretas gjennom vern. Typeinndelingen av terrestriske natursystemer i NiN er basert på forekomsten av organismer knyttet til mark, først og fremst arter i vegetasjonens bunn- og feltsjikt. Forekomst av f.eks. vertebrater, stort sett alle invertebrater, saprofyttisk sopp og mange andre symbionter, arter knyttet til midlertidige substrat som levende og død ved osv. anses ikke som relevante i et slikt grunnlag (se diskusjon i Halvorsen mfl. 2016a, s. 52-55). Samtidig er naturverdiene i skog som er relevante i en vernesammenheng i stor grad knyttet til forekomsten av disse organismene og sikring av deres habitater og leveområder. Det virker derfor i utgangspunktet svært vanskelig å harmonisere kartleggingen av natursystemer i skog med kartleggingen av skogens naturverdier i en felles metodikk som tilfredsstillende begge målsettingene.

Det anbefales derfor at en utvikler metode for kartlegging av verneverdier i skog på nytt og med et annet utgangspunkt. En slik prosess bør gjennomføres i følgende trinn og i den rekkefølgen som er beskrevet under:

- Formålet med kartleggingsmetoden bør først presiseres tilstrekkelig til at neste trinn lar seg gjennomføre (jf. **kapittel 3.1**).
- Analyse av hvilken informasjon som er nødvendig som grunnlag for å fastsette et områdes verneverdi, på samme måte som i notat fra Miljødirektoratet (Anonym 2016a).
- Utvikling/fastsetting av metoder i felt for innhenting av slik informasjon.
- Utvikle tekniske hjelpemidler, apper, for slik registrering.

Alle de tre første trinnene er kritiske for å utvikle en god og relevant metodikk som oppfyller kriteriene skissert i notat om fastsetting av verneverdi (Anonym 2016a). De praktiske metodene for registrering, kvantifisering og kartlegging av verneverdirelevante indikatorer må i første omgang utvikles og evalueres i lys av formålet med undersøkelsene, og ikke med hensyn til andre kartleggingsformål. Eventuell justering av metodikk for at den også skal harmonisere med andre formål, bør skje i etterkant av det tredje trinnet.

**Sammenfatning av anbefalinger:**

Evaluering av foreslått metodikk for fastsetting av verneverdi vanskeliggjøres av at målsettingene med skogvernet er vage. Det anbefales at målsettingene presiseres slik at de danner et godt nok grunnlag til å utvikle og evaluere en metodikk for verdifastsetting.

Det må presiseres hvilke egenskaper ved norske skogområder som definerer den variasjonsbredden av områder som skal sikres gjennom vern, og også hvorvidt variasjonsbredden lokalt og regionalt skal dekkes i utvalget av verneområder i tillegg til at variasjonsbredden nasjonalt dekkes. Dette vil kunne sikre at feltregistreringene gir de data som er nødvendige for å vurdere et område også mht. dette aspektet av skogvernets formål.

For å oppnå en repeterbar verdifastsetting, anbefales det at en i metodeutviklingen sterkere vektlegger robusthet i fastsettingen av den endelige verneverdien framfor fokus på økt presisjon i innsamlede data.

Ettersom fastsetting av et områdes samla verneverdi fortsatt vil være basert på skjønn, bør det vurderes om fastsettingen skal gjøres av relevant forvaltningsmyndighet og ikke av kartlegger.

Proessen med å utvikle metodikk og verktøy for fastsetting av et områdes verneverdi bør gjennomføres på nytt slik som beskrevet i teksten, der en i større grad vektlegger formålet med kartleggingen.

Kartleggingsverktøyet bør utvikles slik at de verneverdirelevante tilstandsvariablene kan kartlegges uavhengig av hverandre i de tilfeller dette er nødvendig for korrekt gjengivelse.



## 4 Indikatorer for verneverdi

Miljødirektoratet har foreslått en rekke variabler eller indikatorer som dekker ulike aspekter ved verneverdien for et skogområde (Miljødirektoratet 2016). Disse skal vurderes og verdisettes:

- Naturskog
- Død ved, mengde
- Død ved, kvalitet
- Tre med spesielt livsmedium
- Forvaltingsprioriterte areal
- Rødlistete naturtyper
- Rødlistete arter
- Størrelse
- Arrondering/kjerneareal

Verdisetting av enkeltkomponenter skal gjøres på en firegradig skala; 0, \*, \*\*, \*\*\*. Komponentene skal sammenfattes til en samlet vurdering på en femgradig skala; -, \*, \*\*, \*\*\*, \*\*\*\*.

Nedenfor drøftes i hvilken grad de enkelte indikatorene dekker viktige naturverdier for vern av skog, samt utfordringer knyttet til registrering av nivå og kriteriene for verdisetting for hver indikator. Drøftingen vil forsøksvis dekke følgende spørsmål:

- Representerer de ulike indikatorene alle relevante og viktige egenskaper ved skogområders natur- eller verneverdi?
- Måles eller kvantifiseres indikatorene på en relevant måte som gir konsistente verdier for ulike områder og ulike observatører?
- Er grenseverdiene for de aktuelle klassene av verneverdi egnet til å plassere områdenes verdi på riktig og likeartet nivå for ulike indikatorer?
- I hvilken grad vil praktisk måling eller observasjon av indikatorverdiene fungere på en robust, konsistent og kostnadseffektiv måte?

## 4.1 Naturskog

*Foreslåtte kriterier for verdisetting, satt på bakgrunn av areal.*

0 *Naturskog er omtrent fraværende/uten betydning*

*Nord- og mellomboreal barskog og bjørkeskog:*

\* *Naturskog areal under 1 km<sup>2</sup>.*

\*\* *Naturskog areal mellom 1 km<sup>2</sup> og 5 km<sup>2</sup>.*

\*\*\* *Naturskog areal over 5 km<sup>2</sup>*

*Fattig sørboreal og boreonemoral bar- og blandingsskog:*

\* *Naturskog areal under 0,5 km<sup>2</sup>.*

\*\* *Naturskog areal mellom 0,5 km<sup>2</sup> og 3 km<sup>2</sup>.*

\*\*\* *Naturskog areal over 3 km<sup>2</sup>*

*Edellauvskoger, rike lavlandsskoger, boreal regnskog, bekkekløfter, kalkskog etc.:*

\* *Naturskog areal under 0,1 km<sup>2</sup>.*

\*\* *Naturskog areal mellom 0,1 km<sup>2</sup> og 0,5 km<sup>2</sup>.*

\*\*\* *Naturskog areal over 0,5 km<sup>2</sup>*

Naturskog representerer skog som i all hovedsak er formet av skogens naturlige forstyrrelsesprosesser og suksesjon, uten vesentlig menneskelig påvirkning på skogstruktur eller artsmangfold i form av omfattende plukkhogst, flatehogst, grøfting eller ulike tekniske inngrep. Naturskog knytter seg dermed også til det tidligere brukte kriteriet urørthet. Vedlikehold av naturskogens økologiske prosesser er sentrale for å ivareta det stedegne biologiske mangfoldet av arter og naturtyper, siden disse nettopp er tilpasset naturskogens økologiske prosesser. Verneområder med stor andel naturskog vil dermed ha gode forutsetninger for å sikre de aktuelle artene og naturtypene. En rekke økologiske prosesser forutsetter også større sammenhengende skogområder. Slik sett vil både absolutt areal med naturskog og andelen av et aktuelt område som er naturskog, ha betydning for områdets verneverdi. Det kan derfor være ønskelig å skille indikatoren naturskog i to, én for områdets absolutte areal av naturskog og én for andel av området med naturskog.

Et tilleggsmoment er at verdien av naturskog i et gitt verneområde vil henge sammen med mengden av naturskog i nærliggende verneområder. Ideelt sett burde dermed et områdes areal med naturskog vurderes som et bidrag til nettverket av vernet naturskog i regionen. Dette krever imidlertid landskapsøkologiske analyser som neppe er praktisk gjennomførbare ved vurdering av enkeltområder. Verdien av området i et økologisk nettverk vil også endre seg ettersom nye områder blir vernet. Disse momentene kan ev. vurderes mer skjønnsmessig, dvs. i hvilken grad et areal med naturskog i det aktuelle området vil bidra til det omgivende landskapets nettverk av naturskogsarealer (så langt slike er kjent). Slike vurderinger må imidlertid operasjonaliseres i kriteriene for verdisetting av naturskog.

Norsk skognatur er kjennetegnet ved stor variasjon i topografi og klima. Dette gir opphav til svært ulik naturgitt fordeling av naturtyper, der skogstrøk i mange områder er naturlig oppbrutt og fragmentert av terrengformer og andre naturtyper (naturlig åpen mark eller våtmark). Slik sett synes det problematisk å knytte verneverdi til faste grenseverdier for absolutt areal av naturskog, selv om dette differensieres for ulike skogtyper og vegetasjonssoner. For å reflektere annen naturgitt variasjon bør kanskje disse grenseverdiene også differensieres regionalt, i hovedsak knyttet til variasjon i terrengformer og landskapsskala.

Dette er f.eks. relevant for områdene vi undersøkte i Namdalseid. For disse to områdene virker de oppgitte grenseverdiene å være for høye og ikke særlig relevante for de enkelte verneområdene. På grunn av topografien er landskapet områdene ligger i, preget av en mosaikk bestående av innmark og tilhørende bebyggelse, gammel og ny produksjonsskog, naturskog, myrer og andre åpne områder. Dermed er det lite aktuelt å avgrense større, sammenhengende verneområder der skogen alene dekker f.eks. 5 km<sup>2</sup>. Det samla arealet av naturskog kan sikkert være av en viss størrelse i dette landskapet, men da fordelt over flere områder adskilt av arealer som er lite egnet for vern. Her vil derfor verneverdien av områdene mht. egenskapen naturskog (og andre) kanskje bedre vurderes som del av et potensielt nettverk av flere mindre (verne)områder.

Selve karakteriseringen og kvantifiseringen av områder med naturskog vil aldri bli helt presis eller objektiv, siden det aller meste av skog i Norge er påvirket av mennesker i noen grad, og ulike observatører nok vil vekte de ulike kriteriene for naturskog (spor av menneskelig aktivitet, ulike skogstrukturvariabler etc.) ulikt. Kriteriene som er nedfelt i NiNs definisjon av naturskog vil mange oppfatte som for strenge (som tilnærmet urskog). Veilederen antyder imidlertid at naturskog kanskje, og over tid, kan omfatte all skog som ikke er flatehogd. Siden omfattende plukkhogst kan gi langvarige effekter på skogstrukturen, synes veilederens kriterier for naturskog som noe for liberale. Her er det behov for presisering av hvordan naturskog skal forstås i kartleggingen av naturverdier i skog. Enten bør man dele skogarealet i kulturskog/normalskog, tidligere sterkt påvirket plukkhogd skog og naturskog, eller i kulturskog/normalskog og naturskog, der sistnevnte inkluderer tidligere plukkhogd skog. Potensialet for at et gitt skogareal vil oppnå naturskogs kvaliteter innen f.eks. en tregenerasjon kan ev. legges til grunn for å inkludere slik skog i naturskogsarealet.

Gitt at området skal kartlegges ganske nøye for å kunne avgrense NiNs grunntyper, vil det også være praktisk gjennomførbart å kartlegge områdene med naturskog uten særlig ekstra kostnad (gitt at kriteriene for naturskog er avklart).

## 4.2 Død ved – mengde

*Foreslåtte kriterier for verdisetting:*

- 0 *død ved er omtrent fraværende/uten betydning*
- \* **lite død ved.** *Det er gjennomgående lite død ved. Volum er under 1 kbm/daa i gjennomsnitt for de arealer hvor død ved er registrert.*
- \*\* **en del død ved i partier.** *Det er en del død ved i området enten konsentrert på mindre arealer, eller jevnt fordelt over hele området. På de arealer hvor død ved er registrert, er gjennomsnittlig volum død ved mellom 1-4 kbm/daa.*
- \*\*\* **mye død ved i større partier.** *Det er betydelige mengder død ved i det meste av området. På de arealer hvor død ved er registrert, er gjennomsnittlig volum over 4 kbm/daa.*

Død ved, spesielt grov, død ved, er allment anerkjent som en viktig direkte eller indirekte ressurs for svært mange skoglevende arter. Mengde død ved i skoglandskapet er derfor ansett som en god indikator for å ta vare på mange arter som er utsatt i skog dominert av moderne skogbruk. Mengde av død ved av ulike typer er gjennomgående brukt som en viktig indikator for å angi et skogområdes verneverdi. Det synes rimelig å videreføre dette i det reviderte opplegget som vurderes her.

Anslag for mengden av død ved i naturskog varierer mellom 9-12 m<sup>3</sup>/daa for høyproduktiv sør- og mellomboreal skog, 5-8 m<sup>3</sup>/daa i nordboreal skog og 2 m<sup>3</sup>/daa for lavproduktiv fjellskog (Siitonen 2001, Jonsson & Siitonen 2012). Nilsson mfl. (2003) anslår at høyproduktiv naturskog med edellauvtrær i Sør-Skandinavia kan ha hatt opp mot 20 m<sup>3</sup>/daa død ved, ikke minst fordi en stor andel av levende og døde trær har vært svært grove. Mengden død ved vil dels avhenge av produksjonen av dødt virke, som er knyttet til mengden av levende trær og aktuelle forstyrrelsesprosesser som ras, vindfall etc. Mengden vil også avhenge av nedbrytingen av død ved. Både produksjon og nedbryting av død ved vil ha sammenheng med klima, terreng, jordsmonn og dominerende treslag. Generelt vil produktiv mark og et varmere og fuktigere klima både gi større produksjon og raskere nedbryting av død ved. Gran vil produsere mer død ved enn furu, men vil også brytes ned raskere. Nøyaktig hvordan disse forholdene gir seg utslag i karakteristiske nivåer av død ved i ulike regioner under naturlig skogdynamikk, vet vi lite om. Generelt vil imidlertid produktive områder produsere mer virke og større trær pr. arealenhet og dermed også mer død ved.

Den foreslåtte metodikken angir grenseverdier som absolutte mengder (volum) død ved pr. arealenhet. Den absolutte mengden død ved gir i utgangspunktet et klart mål på bruttomengden livsmedium tilgjengelig. Mengden død ved under naturlig skogdynamikk vil som nevnt variere med ulike økologiske forhold og sannsynligvis ha en sterk regional variasjon med klimaet. Dermed vil slike absolutte grenseverdier ikke gi informasjon om et område har relativt stor verdi for denne indikatoren, sammenliknet med andre områder i regionen med tilsvarende produktivitet. Grenseverdier for mengde av død ved som er presis tilpasset ulike bioklimatiske regioner og bonitetsforhold kan være vanskelig å bruke i praksis, men en grov tilpasning av grenseverdiene til hovedmønstret i regional variasjon i produksjonen av død ved i naturskog (jf. Siitonen 2001) er ønskelig.

Det er noen praktiske utfordringer knyttet til kvantifiseringen av mengde død ved. Mengde liggende og stående død ved vurderes gjerne ut fra antall stokker eller gadder. Det er ikke opplagt hvordan mengde gitt som volum død ved kan anslås ut fra dette, uten at man samtidig gir et anslag for (eller måler) stokkenes lengde og diameter (noe det neppe vil være ressurser til i kartleggingsprosjekter). Det bør enten utvikles metoder for å anslå volum ut fra antall stokker og kvalitativ snittstørrelse, eller indikatoren bør måles som antall stokker med tilpassete grenseverdier for stående/liggende død ved.

### 4.3 Død ved – kvalitet

*Foreslåtte kriterier for verdisetting:*

0 død ved er omtrent fraværende/uten betydning

\* **Liten variasjon.** Det er lite variasjon i død ved. Død ved opptrer i all hovedsak som enten liggende eller stående og i ett nedbrytningsstadium. Det meste av den døde veden opptrer på ett treslag.

\*\* **Middels variasjon.** Det er lite og sterkt nedbrutt (kontinuitet) død ved og det finnes både liggende og stående død ved i området.

\*\*\* **Stor variasjon.** Det er lite og sterkt nedbrutt (kontinuitet) død ved og det finnes både liggende og stående død ved. I tillegg opptrer død ved på minst to treslag i nedbrytningsklassene lite og sterkt nedbrutt (kontinuitet). Det finnes også død ved i grove dimensjoner (>30 cm).



Betydningen av død ved for arts mangfoldet er ikke bare bestemt av mengde, men også av den døde vedens variasjon knyttet til stående/liggende, treslag, størrelse, nedbrytingsgrad og hvordan den er dannet (f.eks. stormfelling, brann etc.). Her gjelder at mest mulig av den naturgitte variasjonen i død ved for det lokale området er ivaretatt, både i dag og opp gjennom historien, ved at kontinuiteten i ulike former av død ved er ivaretatt. Ulike arter vil etablere seg på ulike typer nydannet død ved og vil bli erstattet med andre arter, avhengig både av type død ved og nedbrytningsstadium og av hvilke andre arter som allerede har etablert seg. I det moderne skoglandskapet er det særlig død ved av grove dimensjoner (>30 cm i diameter) og hard død ved som brytes langsomt ned (og dermed har lang varighet, f.eks. kelo-furuer), som det er dårlig tilgang på og som det derfor har særlig verdi å sikre i verneområder. Også branndrept virke vil det være vesentlig mindre av nå enn tidligere. Brandrud mfl. (2013) fant også liten til ingen korrelasjon mellom hyppighet av arter på død ved og MiS-areal av konsentrasjoner av død ved og gamle trær på regionalt–nasjonalt nivå, når kommunene var registreringsenhet. Nærmere studier i tre studieområder (Lunner, Kragerø og Drangedal/Skien) pekte på at konsentrasjonene av død ved her var sterkt knyttet til bestemte skogtyper på høyproduktiv mark, og at en profil for død ved som indikerer variert død ved produsert over lang tid, var en bedre indikator for forekomst av gammelskogarter på død gran og furu.

Den foreslåtte metodikken legger vekt på variasjonen i død ved, både som stående/liggende, ulike nedbrytningsstadier og treslag. Grov død ved vektlegges bare for stor variasjon. Grenseverdiene angis kvalitativt og i hovedsak kategorisk (**tabell 4.1**).

**Tabell 4.1** Miljødirektoratets forslag til karakterisering av dødved-kvalitet som indikator for et områdes verneverdi basert på forekomsten av gadder og læger (liggende/stående), nedbrytningsgrad, antall treslag og forekomst av grove dimensjoner.

Dødved-kvalitet	Liggende/stående	Lite/sterkt nedbrutt	Antall treslag av død ved	Grov død ved
Liten variasjon (*)	En	En	1	Nei
Middels variasjon (**)	Begge	Begge	1?	Nei
Stor variasjon (***)	Begge	Begge	>1*	Ja

\* både lite og sterkt nedbrutt

De fire kriteriene som skal brukes til å skille verdinivåene for dødved-kvalitet, skal i hovedsak angis som en kombinasjon av binære verdier (jf. **tabell 4.1**). Dette bør gjøre dem forholdsvis mer robuste enn om de skulle angis på en ordinal skala. Imidlertid vil observasjonsgrunnlaget for hvert kriterium i noen grad kreve en vurdering av mange død ved-objekter, der det kan være betydelig omfang av feilklassifisering eller manglende observasjon. Det er også et spørsmål om hvor mange stokker (eller hvor stor andel av stokkene) man skal ha av f.eks. stående død ved eller et annet treslag før man konkluderer at man har både liggende og stående død ved eller mer enn ett treslag av død ved. Her er det også uklart hvordan man skal sammenfatte vurderingen for hele området, gitt at konsentrasjoner av død ved ofte forekommer svært klumpet. Gjennomsnittsverdier for større eller mindre delområder kan gi misvisende verdisetting. Uten nærmere spesifiserte kriterier, ligger det her an til betydelig subjektivt skjønn.

Operasjonaliseringen av dødved-kvalitet ved de fire kriteriene illustrert i **tabell 4.1**, fungerer ikke godt nok for å representere den døde vedens betydning for arts mangfoldet. Antall treslag (delt i 1 og >1) er ikke en god indikator for arts mangfoldet uten å skille mellom treslagene: Det er treslag med hard død ved som varer lenge, som har størst verdi. Dermed vil edellauvtrær og kelo-furuer være mer interessante enn f.eks. gran og bjørk. Her kunne indikatoren skåres som liten eller middels verdi for død ved av gran, bjørk, vanlig furu etc. og som høy verdi om man i tillegg hadde

død ved av edellauvtrær eller kelo-furuer. En vurdering av flere trinn i nedbrytingen (ikke bare lite/mye nedbrutt) vil også gi et bedre bilde av kontinuiteten i tilgangen av død ved. I tillegg er kriteriene også sammenstilt slik at grov død ved bare teller med dersom også de andre kriteriene for stor variasjon er oppfylt. Siden grov død ved er en av de aller viktigste kvalitetene ved død ved, synes det urimelig at grov ved bare teller med om det både er liggende og stående og død ved av mer enn ett treslag.

Blant annet på denne bakgrunnen kan sammenstillingen av trinnene for de ulike kriteriene diskuteres. I forslaget forutsettes det (implisitt) at områder med høy verneverdi (\*\*\*) har samtidig forekomst av liggende og stående død ved, lite og sterkt nedbrutt virke, død ved av mer enn ett treslag, samt grov død ved. Her kunne man alternativt tenkt seg at hvert kriterium betraktes uavhengig av hverandre og gis verdien 0 eller 1. Disse verdiene for hvert kriterium kan så summeres, der sum=0 gi verdi 0, sum=1 gi verdi \* osv. Da ville forekomst av et av kriteriene kompenseres for mangel i et annet kriterium.

#### 4.4 Tre med spesielt livsmedium

*Foreslåtte kriterier for verdisetting:*

*Omfatter summen av antall trær som vurderes som spesielt viktig for det biologiske mangfoldet: trær med brannspor, hengelavstrær, hule lauvtrær, rikkbarkstrær og svært store trær (dbh>40 cm).*

0    *slike trær er omtrent fraværende/uten betydning*

\*    *4-7 slike trær pr daa*

\*\*   *8-31 slike trær pr daa*

\*\*\* *>32 slike trær pr daa*

Flere spesielle treslag er vist å ha stor verdi for ulike deler av arts mangfoldet i skog, bl.a. hule eiker/store eiker, og edellauvtrærne alm og ask (jf. Evju mfl. 2015). Gamle/store og eventuelt hule lauvtrær generelt, trær med sprekkebark, andre arter av edellauvtrær og de boreale lauvtrærne rogn, osp og selje (ROS-trær) er også viktige for arts mangfoldet i skog, spesielt for insekter, sopp og epifytter.

Trær med brannspor representerer et spesielt habitat for insekter med særlig tilpasning til brent virke. Slikt habitat kan ha betydning lenge etter selve brannen. Dessuten indikerer forekomst av slike trær tidligere brann i området, og tidligere brent skog er et habitat som er viktig å ta vare på i verneområder.

Trær med hengelav kan indikere et langvarig stabilt bestandsklima og substrat og dermed en langvarig kontinuitet i tresjiktet. Også trær med mye lungenever kan indikere tilsvarende skogkvaliteter. Imidlertid synes hengelav og lungeneversamfunn å ha klarere indikatorverdi i mer kontinentale enn i oseaniske regioner, der en del av artene også kan forekomme i produksjonsskog. For trær med hengelav (og eventuelt lungenever) er det ikke trærnes kvaliteter i seg selv som representerer verdien, men hva forekomstene sier om langvarige bestandsforhold, som kan ha stor betydning også for annet arts mangfold.

Det vil være betydelige praktiske utfordringer knyttet til å få god oversikt over forekomstene av slike trær i store eller topografisk varierte områder. Særlig spredte forekomster av yngre/mindre riksbarkstrær kan lett overses. Treslag som skal telles som riksbarkstrær, bør spesifiseres.

Grenseverdiene, med laveste nivå på 4-7 trær pr dekar, synes å være satt noe for høyt. Erfaringer fra kartleggingen viser at bare et fåtall av polygonene i de kartlagte områdene kommer opp på dette nivået. Gjennomsnittet for polygonene lå på 1-3 trær pr dekar. Det bør tas en prinsipiell avklaring om slike grenseverdier skal gjelde absolutt, uavhengig av bioklimatisk region, skogtype etc., eller om grenseverdiene skal tilpasses potensialet for det aktuelle området (jf. naturskog og dødved-mengde).

## 4.5 Naturtyper av nasjonal forvaltningsinteresse

*Det skal utarbeides et verdissetingsparameter knyttet til naturtyper av nasjonal forvaltningsinteresse. Dette arbeidet ble ikke ferdigstilt før feltarbeidet i 2016.*

De foreløpige signalene fra arbeidsgruppen som utvikler faggrunnlaget for naturtyper av nasjonal forvaltningsinteresse, tyder på at alle slike naturtyper vil være relevante for målene for skogvernet. Disse omfatter rødlistete naturtyper (diskutert under), utvalgte naturtyper, ansvarsnaturtyper, hotspot-habitater og viktige økologiske funksjonsområder. Kartlegging av naturtyper av nasjonal forvaltningsinteresse vil da være viktig for verdissetingen. De bør derfor kunne kartlegges som egne naturtyper på lik linje med kartleggingsenhetene i NiN-appen. Ved en slik kartlegging vil en lettere kunne beregne hvor stort andel av området disse ulike naturtypene utgjør.

## 4.6 Rødlistete naturtyper

*Foreslåtte kriterier for verdisseting:*

- 0 Rødlistete naturtyper er omtrent fraværende/uten betydning*
- \* Rødlistete naturtyper forekommer kun på svært små arealer og i lav rødlistekategori (DD og NT). Under 20 daa eller inntil 5 % av arealet.*
- \*\* Rødlistete naturtyper i kategori DD og NT forekommer på større arealer. Over 20 daa eller over 5% av arealet. Området kan også ha rødlistete naturtyper i kategori VU/EN/CR i små forekomster, dvs. under 20 daa eller 5 % av arealet.*
- \*\*\* Rødlistete naturtyper forekommer i kategori VU, EN og/eller CR forekommer på større arealer. Over 20 daa, eller 5 % av arealet*

Kartlegging av rødlistete naturtyper er viktig for målsettingene ved skogvernet og dermed for verdissetingen. Naturtypeinndelingen etter NiN 2.0 er foreløpig ikke lagt til grunn for identifisering og kartlegging av rødlistete naturtyper. Det er følgelig behov for noe mer utviklingsarbeid før enhetlig kartlegging av rødlistete naturtyper kan gjennomføres konsistent. Dette vil trolig komme på plass med Artsdatabankens neste revisjon av rødlista for naturtyper. Det vil da være nødvendig å basere kartleggingsenheter på en kombinasjon av grunntyper og treslagsdominans for å få en relevant tematisk oppløsning på typeinndelingen, slik det også er gjort for skogtyper i rødlista for naturtyper 2011.



De foreslåtte kriteriene for verdisetting balanserer arealdekning og truethet. Hvorvidt grenseverdiene er satt riktig, er vanskelig å vurdere uten mer erfaring fra kartlegging av rødlistete naturtyper.

Rødlistete naturtyper bør kunne kartlegges som egne naturtyper på lik linje med kartleggingsenheter i NiN-appen. Ved en slik kartlegging vil en lettere kunne beregne hvor stor andel av området de ulike rødlistete naturtypene utgjør.

## 4.7 Rødlistete arter

*Foreslåtte kriterier for verdisetting:*

- 0 *Rødlistete arter er omtrent fraværende/uten betydning*
- \* *Artsmangfoldet er relativt lite variert, med få sjeldne og/eller kravfulle arter. Enkelte rødlistearter forekommer.*
- \*\* *Relativt rikt og variert artsmangfold. Sjeldne og/eller kravfulle arter forekommer, også rødlistearter – gjerne relativt rike forekomster og helst i flere økologiske grupper.*
- \*\*\* *Rikt og variert artsmangfold, eller særlig viktige/rike forekomster av arter i kategori EN og/eller CR. Mange sjeldne og/eller kravfulle arter helst innen mange økologiske grupper og/eller rødlistearter i høye kategorier.*

Ivaretagelse av leveområder for og forekomster av rødlistete arter er et viktig mål for verneområdene. Slik sett vil funn av rødlistete arter være viktig for verdisettingen. Metodikken krever at tellende rødlistete arter skal være påvist. Potensialet for forekomst av rødlistete arter dekkes delvis ved enkelte av de andre kriteriene som død ved og spesielle trær, men her vil også andre habitategenskaper kunne være viktige. Flere andre faktorer kan også ha betydning for faktisk forekomst av rødlistearter, som skogens kontinuitet, forekomst av populasjoner av artene i områdene rundt og rene tilfeldigheter. Dermed er det tvilsomt om det foreslåtte settet av variabler for verdisetting dekker potensialet for relevante habitater og leveområder i tilstrekkelig grad.

Rødlista for arter revideres med jevne mellomrom. Samtidig øker mengden av registrerte forekomster av rødlistearter. Datagrunnlaget for denne indikatoren vil dermed endres over tid. Dette er trolig ikke noe vesentlig problem for sammenlikning av verneverdi for ulike skogområder innenfor en typisk vurderingsperiode på f.eks. 5 år.

Hovedutfordringen ved bruk av rødlistearter som kriterium på verneverdi er at faktisk påvisning av forekomster av slike arter krever stor innsats i felt og avansert kompetanse i artsbestemmelse av mange vanskelig grupper (som sopp, lav, moser, insekter). Det er åpenbart at arter med kryptisk eller svært variabel forekomst (de fleste dyrearter, mange sopparter) bare vil bli registrert ganske tilfeldig, med mindre man har målrettet registreringsinnsats på riktig tidspunkt. For mer stabilt forekommende grupper kan oppdagbarheten også være lav og variere gjennom sesongen og mellom år. Følgelig vil det være svært utfordrende å sikre datagrunnlag som er sammenliknbare mellom områder, tidspunkt for registreringene og ulike registranter (med sannsynligvis svært ulik artskompetanse). Det er svært sannsynlig at registrerte forekomster av rødlistearter både vil være grovt underestimert og svært variable. For å sikre sammenliknbarhet mellom registreringer må det sannsynligvis settes svært strenge krav til spesifikk kompetanse hos registrantene og til standardisert innsats pr arealenhet i områdene. Imidlertid vil områdene variere mye

mht. terreng, tilgjengelighet, forekomst av potensielle leveområder etc., slik at standardisert tidsbruk pr arealenhet neppe er et særlig meningsfylt mål på standardisert innsats.

I lys av utfordringene med å registrere rødlistearter på en konsistent måte, bør noen alternativer vurderes:

- En totrinns prosess der kartlegger registrerer aktuelle livsmedier som gir indikasjon på potensialet for forekomst av rødlistete arter. Ekspertesendes så ut med nok ressurser til å finne artene i området. En form for standardisering av registreringsinnsatsen vil uansett være nødvendig.
- Kartleggingen konsentreres om å dokumentere habitat og livsmedier for rødlistearter, snarere enn artene selv. Død ved og spesielle trær er allerede dekket, men en rekke andre typer habitat og livsmedier må vurderes. Tidligere og nyregistrerte forekomster av rødlistearter brukes bare som supplerende informasjon.

Dersom livsmedier skal kartlegges mer systematisk for å få en bedre dekning av relevante habitater for artene, trengs en bedre utvikling av systemet for inndeling av livsmedier og av metoder for kartlegging av dem.

I dagens utforming av NiN-appen ligger ikke alle rødlistete arter inne, kun arter i gruppen CR, EN, VU. Her bør også NT-arter inkluderes.

Ellers kan det diskuteres om avgrensingen til rødlistearter blir for snever. Også en rekke andre arter gir god indikasjon på skog med høy verneverdi. Utfordringen kan være å enes om en spesifikk artsliste. Her kunne man ta utgangspunkt i lista over arter av nasjonal forvaltningsinteresse, som i tillegg til NT-arter på rødlista også vil inkludere ansvarsarter. Eventuelt tillegg av «signalarter» må avklares. For å redusere effekten av ulike kompetanse hos kartleggere, kunne en laget en standardisert bruttolista av «diagnostiske» rødlistearter og andre signalarter som er noenlunde enkle å lære seg å gjenkjenne i felt. Kriteriene kunne så tilpasses denne lista. Hvorvidt en slik liste skulle være felles for skog i hele landet eller tilpasses forventet arts mangfold i de enkelte regionene og skogtypene, er en prinsipiell diskusjon (jf. tilsvarende problemstilling for andre indikatorer).

## 4.8 Størrelse av skogdekt areal

*Foreslåtte kriterier for verdisetting er videreført etter tidligere metodikk:*

*i. Nord- og mellomboreal barskog og bjørkeskog:*

- \* funksjonelt skogdekt areal under 2 km<sup>2</sup>.
- \*\* funksjonelt skogdekt areal mellom 2 km<sup>2</sup> og 10 km<sup>2</sup>.
- \*\*\* funksjonelt skogdekt areal over 10 km<sup>2</sup>.

*ii. Fattig sørboreal og boreonemoral bar- og blandingsskog:*

- \* funksjonelt skogdekt areal under 1 km<sup>2</sup>.
- \*\* funksjonelt skogdekt areal mellom 1 km<sup>2</sup> og 5 km<sup>2</sup>.
- \*\*\* funksjonelt skogdekt areal over 5 km<sup>2</sup>.

*iii. Edellauvskoger, rike lavlandsskoger, boreal regnskog, bekkekløfter, kalkskog etc.:*

- \* funksjonelt skogdekt areal under 0,2 km<sup>2</sup>.
- \*\* funksjonelt skogdekt areal mellom 0,2 km<sup>2</sup> og 0,7 km<sup>2</sup>.
- \*\*\* funksjonelt skogdekt areal over 0,7 km<sup>2</sup>.

Størrelsen på et verneområde kan være viktig for å ivareta mest mulig naturlige økologiske prosesser, leveområder for arealkrevende arter og større sammenhengende populasjoner som dermed får økt levedyktighet. Slik sett er størrelse et høyst relevant verdikriterium.

Som nevnt under 4.1 Naturskog, er imidlertid Norge et heterogent land, der særlig skogen langs kysten og i fjellet og dels i lavlandet er naturlig fragmentert av terreng og fordeling av ulike naturtyper. Et absolutt mål på størrelse av skogarealet vil ikke fange opp de naturgitte forskjellene mellom ulike regioner og skogtyper. Verdikriteriet for størrelse er differensiert mellom noen hovedtyper av klimasoner og skogtyper og fanger dermed opp noe av denne naturgitte variasjonen, men ikke den delen som følger av ulikheter i terrengstrukturer.

Et annet aspekt som kompliserer verdivurderingen basert på skogdekt areal, er hvordan det skogdekte arealet innen området henger sammen med andre naturtyper innen området og skog utenfor området. Mange arter vil kunne bruke en kombinasjon av ulike naturtyper og vil også kunne bruke nærliggende separate skogforekomster som om de funksjonelt fungerer som et sammenhengende område. Kravet til funksjonelt skogdekt areal dekker dette fenomenet, men veilederen gir ingen avklaring på hvordan slikt funksjonelt skogdekt areal skal defineres og kvantifiseres. Uten nærmere presisering av hva som ligger i funksjonelt skogdekt areal, vil trolig ulike registranter vurdere dette forskjellig. Slikt bør kanskje også vurderes forskjellig avhengig av hvordan det aktuelle skogområdet er plassert i landskapet og i relasjon til andre skogområder, men disse vurderingene bør standardiseres ved hjelp av klare kriterier for å sikre likeartet arealvurdering.

De foreslåtte grenseverdiene mellom ulike verdiklasser synes i utgangspunktet som rimelige, men er vanskelige å vurdere uten et mer omfattende empirisk grunnlag. En analyse av funksjonelt skogdekt areal i eksisterende verneområder med ulik angitt verdi vil gi et slikt grunnlag.

Det er ikke nærmere spesifisert hva slags størrelse som kan gi verdi 0 for et gitt område. Et hvert område vil ha et visst areal, og et område som vurderes for skogvern vil forventes å ha noe skogareal. Spørsmålet er om det skal være en nedre grense (>0) for slikt skogareal for at områder skal gis minst \* som verdi.

Gitt en avklaring av hva som skal ligge i funksjonelt skogdekt areal, vil kartleggingen av grunn-typer i NiN i GIS gi godt grunnlag for å kvantifisere indikatoren.

## 4.9 Arrondering

*Foreslåtte kriterier for verdisseting vurderes på grunnlag av et effektivt kjerneareal innenfor en buffersone på 100 meters bredde:*

0 effektivt kjerneareal mindre enn 1 daa

\* mindre god arrondering, effektivt kjerneareal mellom 1-10 daa

\*\* middels god arrondering, effektivt kjerneareal mellom 10-100 daa

\*\*\* god arrondering, effektivt kjerneareal over 100 daa.

For skogvernområder er det sannsynlig at verdien vil øke med økende kjerneareal, siden dette vil bidra til å unngå uheldige kanteffekter. Det vil neppe være en lineær (omvendt) sammenheng mellom slike kanteffekter og størrelsen på arealet, siden kanteffektene vil avta raskt ettersom man kommer innover fra kanten. Imidlertid vil kanteffektene variere med hva slags naturtyper som inngår i det aktuelle området og på arealene rundt. Det vil også være snakk om ulike typer kanteffekter, fra påvirkning av bestandsklimaet til etablering av fremmede arter og påvirkning fra generalistpredatorer knyttet til åpne arealer. Som en generell sammenfatning av slike ulike kanteffekter kan likevel den foreslåtte indikatoren for arrondering være hensiktsmessig.

En kanskje viktigere utfordring er i hvilken grad den faktiske arronderingen reflekterer en god tilpasning av området til terrenget og omgivende naturtyper. Dette vil være det beste uttrykket for god arrondering, gitt de lokale forholdene, men vil ikke fanges opp av den foreslåtte indikatoren. Det er vanskelig å se for seg en enkel indikator for hensiktsmessig arrondering som enkelt kan fange opp slik tilpasning til landskapet.

Kvantifisering av den foreslåtte indikatoren vil kunne gjøres på en konsistent måte mellom ulike observatører og områder gitt at beregningen gjøres i GIS.

De foreslåtte grenseverdiene mellom ulike verdiklasser synes i utgangspunktet greie. Merk imidlertid at i et sirkulært område med 1 daa kjerneareal har alt areal innen 118 m fra kanten, mens et tilsvarende område med 100 daa kjerneareal vil ha alt areal innen 279 m fra kanten.

## 4.10 Sammenfatning

De enkelte indikatorene skal sammenfattes til samlet verneverdi for området. For å balansere betydningen av de enkelte indikatorene for denne samlede verneverdien, gis de enkelte indikatorene en vekt som framgår av **tabell 4.2**.

**Tabell 4.2.** Vekting av verneverdiindikatorer ved beregning av et områdes samlede verneverdi.

Indikator	NiN-variabler				Forvaltningsareal	Rødlistete naturtyper	Rødlistete arter	Størrelse	Arrondering	Samlet
	Naturskog	Dødvedmengde	Dødvedkvalitet	Tre med spesielt livsmedium						
Vekt	15 %	10 %	10 %	10 %	-	20 %	10 %	15 %	10 %	100 %



Metoden for sammenfatning av verneverdi diskuteres også i **kapittel 3.2**. Her drøftes følgende:

- Representerer indikatorene ulike aspekter ved skogområdenes verneverdi på en balansert måte eller er det noen aspekter ved verneverdi som mangler?
- Gir forslaget til vektning en rimelig avveining mellom de ulike indikatorene?
- Gir metoden for sammenstilling av de enkelte indikatorverdiene en samlet verdi for testområdene som virker rimelig, bl.a. sammenliknet med de tidligere vurderingene som er gjort av disse områdenes verneverdi?

Indikatorene for verneverdi vektlegger urørthet/naturskog, forekomst av rødlistete naturtyper, størrelse og arrondering. I tillegg fanger hele fire indikatorer opp ulike aspekter ved artsmangfoldet, dels indirekte ved noen viktige livsmedier (død ved, spesielle trær) og dels direkte ved registrert forekomst av rødlistearter. Alle disse er høyst relevante kriterier for verneverdi, men det knytter seg noen prinsipielle og praktiske utfordringer ved konsistent kvantifisering for flere av dem.

Selv om indikatorene for verneverdi omfatter flere aspekter ved naturmangfoldet, kan det også tenkes at det er viktige aspekter som mangler. Naturvariasjon og andre uttrykk for områdets naturgitte potensial for høyt biologisk mangfold i form av mange/sjeldne arter, varierte eller rike naturtyper og forekomst av spesielle habitater som fosserøyksoner, er ikke særlig godt fanget opp. Betydningen av naturvariasjon illustreres også for de områdene som er undersøkt i Nord-Trøndelag. Her ga Lakshøhaugen–Skardbergfjellet inntrykk av å ha mange ulike habitater og livsmedier sammenliknet med Oksdøla, men slike kvaliteter fanges ikke opp av de foreslåtte kriteriene for verneverdi. I prinsippet kan verneverdi representeres i form av antall grunntyper av skog som forekommer, eventuelt som andel av arealet med rike grunntyper (f.eks. med LKM-en  $KA > 2$ ). Det kan også representeres ved deler av beskrivelsessystemet i NiN (jf. **kapittel 5.1**) og ved mer omfattende kartlegging av livsmedier. Imidlertid kan det være utfordrende å komme fram til konsistente metoder for kvantifisering av verneverdi for hele spekteret av relevant naturvariasjon.

Flere av indikatorene har grenseverdier for klassifisering av verneverdi som vil variere over landet ut fra klima, terreng, jordsmonn, dominerende treslag og artenes biogeografi. Det kan derfor være et spørsmål om grenseverdiene bør settes likt for hele landet eller om de bør differensieres regionalt (jf. bruk av ulike inngangsverdier i ulike regioner ved Miljøregistreringer i skog). I noen grad er dette gjort for naturskog og størrelse, som til en viss grad er differensiert for klimasoner og skogtyper. Dersom man ønsker et mest mulig likt vurderingsgrunnlag for hele landet sett under ett, er det åpenbart best å ha samme grenseverdier for verdivurderingen uavhengig av lokale forhold ellers. Men skogvernet har også som mål å sikre en geografisk representativ fordeling av ulike skogtyper i verneområdene. Dette kan oppnås ved å vurdere områdenes verdi ut fra f.eks. spesifikke grenseverdier for hvert fylke. Alternativt kan slik representativ fordeling oppnås ved at naturforvaltningen i etterkant legger ulik verdivurdering til grunn, ut fra det potensialet man forventer i det aktuelle fylket. Dette må da eventuelt gjøres pr. indikator, siden de ulike indikatorene neppe vil variere mellom fylkene på samme måte. Dette siste alternativet framstår som noe mindre transparent, men kanskje mer pragmatisk enn å benytte fylkesspesifikke grenseverdier.

Vektingen av indikatorene i samlet vurdering av verneverdi gir arter 40 %, naturtyper 20 %, naturskog 15 % og størrelse og arrondering til sammen 25 %. Dette kan synes som en viss overvurdering av arter i forhold til naturtyper og naturskog/urørthet – med mindre man faktisk ønsker er slik større vekting av arter. Her kan indikatorene for død ved også sies å representere sider ved naturskog, ikke bare artsmangfoldet. Ved inkludering av naturtyper av nasjonal forvaltningsinteresse kan det være hensiktsmessig å justere vektingen slik at naturtyper til sammen får noe økt vekt.

Selve mekanismen for å komme fram til en samlet verdi på grunnlag av de enkelte indikatorenes verdi og vekting er ikke eksplisitt angitt. Dette er nærmere drøftet i **kapittel 3.2** og **kapittel 6**.

Dersom vi omformer verdiangivelsene pr indikator til tallverdier og beregner samlet verdi for våre tre testområder, får vi tall for samlet verdi som i **tabell 4.3** (se **kapittel 9** Vedlegg for indikatorverdier for områdene).

**Tabell 4.3** Illustrasjon av hvordan kriteriene for verneverdi ved skjematisk beregning resulterer i samlet verneverdi for de aktuelle områdene i Nord-Trøndelag, sammenliknet med annen vurdering av samlet verneverdi.

	vekt	Oksdøla	Lakshøhaugen– Skardbergfjellet	Storgaulstad- høgda
Naturskog	0,15	1	1	1
Dødved-mengde	0,1	1	2	1
Dødved-kvalitet	0,1	2	2	1
Tre med spesielt livsmedium	0,1	1	0	0
Forvaltningsareal	-			
Rødlistete naturtyper	0,2	2	1	1
Rødlistete arter	0,1	1	1	1
Størrelse	0,15	1	1	1
Arrondering	0,1	2	3	2
<b>Beregnet samlet verdi</b>		<b>1,4</b>	<b>1,3</b>	<b>1</b>
<b>Angitt verdi (jf. 9 Vedlegg)</b>		<b>**</b>	<b>**</b>	<b>*</b>
<b>Tidligere angitt verdi *</b>		<b>*</b>	<b>*</b>	<b>**</b>

\* Jf. Hofton (2014), Klepsland (2016), Midteng (2011)

Det er åpenbart et visst sprik i både de tidligere og nye vurderingene sammenliknet med de beregnete samlede verdiene. Det er noe forskjellige indikatorer for verneverdi og litt ulikt vurderingsgrunnlag for tidligere registreringer sammenliknet med opplegget som er brukt her. Om vi ser nokså like indikatorer i sammenheng, synes det for Oksdøla som dødved-kvalitet er gitt noe bedre vurdering her enn av Klepsland (2016). Tilsvarende er mengde og kvalitet av død ved vurdert bedre for Lakshøhaugen–Skardbergfjellet her enn hos Hofton (2014), mens trær med spesielle livsmedier er vurdert lavere. For Storgaulstadhøgda er naturskog/urørthet og trær med spesielle livsmedier vurdert lavere her enn hos Midteng (2011).

### Sammenfatning av anbefalinger:

Det trengs en klargjøring av begrepet naturskog for bruk i kartlegging av skogområders naturverdi. Naturskog bør inkludere naturskog i streng forstand (med liten synlig menneskelig påvirkning), så vel som tidligere plukkhogd skog der skogen over rimelig tid vil kunne oppnå klare naturskogs kvaliteter.

Både et områdes totalareal av naturskog og arealandelen av naturskog bør vektlegges i verdissetingen.

Mengden av død ved bør baseres på antall registrerte gadd/læger og snittdiameter for å kunne beregne volum av død ved.

Kriteriene for kvaliteten av død ved bør justeres for å vektlegge forekomst av treslag som edellauvtrær og kelo-furuer høyere enn gran, furu, og boreale lauvtrær, framfor å bare anslå antall treslag. Dessuten bør kriteriene sammenstilles slik at alle kriterier får lik vekt i sitt bidrag til i verdifastsettingen.

Alle foreslåtte naturtyper av nasjonal forvaltningsinteresse i skog bør inkluderes som grunnlag for å angi verneverdi.

Rødlistete arter vil være svært krevende å få representert på en konsistent måte mellom områder og registranter. Det foreslås derfor å inkludere et bredere tilfang av skogarter: NT-arter, ansvarsarter og andre arter som erfaringsmessig indikerer høy naturverdi. For å sikre mer konsistente registreringer av slike arter bør det lages en kandidatliste av noenlunde lett gjenkjennelige arter.

Funksjonelt skogdekt areal bør gis en tydeligere operativ definisjon som tar hensyn til landskapsfordelingen av skogen i området.

En verdivurdering av arrondering ut fra effektivt kjerneareal bør ta hensyn til områdets topografi og plassering i landskapet. En skjematisk beregning av effektivt kjerneareal bør modifiseres av en mer kvalitativ vurdering av områdets arrondering i landskapet.

Alle de foreslåtte indikatorene for fastsetting av verneverdi er relevante. Det mangler imidlertid indikatorer som sier noe om områdenes naturgitte forutsetninger for høy naturverdi, gjerne knyttet til habitat for mange og/eller spesielle arter og høyt mangfold av naturtyper. En sterkere vektlegging av arters habitat og livsmedier vil også kunne kompensere for utfordringene med konsistent registrering av sjeldne arter.

Vektingen av de enkelte indikatorene bør vurderes nærmere for å sikre at de ulike komponentene (naturskog, arter og deres habitat, naturtyper, størrelse og arrondering) vektlegges slik at de reflekterer disse komponentenes betydning for områdets samlede verneverdi.

Generelt må det vurderes om grenseverdier for flere av indikatorene skal differensieres regionalt og for ulike skogtyper for å reflektere naturgitte ulikheter i forventete verdier for indikatorene, eller om slik avveining av naturgitte forskjeller i indikatorene skal gjøres skjønnsmessig av forvaltningen i ettertid.

## 5 Beskrivelsessystemet

Beskrivelsessystemet i NiN omfatter den variasjonen som finnes i tillegg til typesystemet. Under kartleggingen skulle følgende variabler fra beskrivelsessystemet registreres. Ikke alle variabler skulle registreres i alle polygon. Dette varierte med hovedtypens relevans mht. skogvern. For svært relevante hovedtyper som T4 (skogsmark) og T30 (flomskogsmark), V2 (myr og myrskogsmark) og V8 (strandsumpskog) skulle alle variabler registreres.

- *Artssammensetning*
  - *AE - Enkeltartssammensetning (rødlistete arter, fremmedarter)*
  - *AG - Artsgruppesammensetning*
  - *AR - Relativ del-artsgruppesammensetning*
- *Naturgitte objekter*
  - *DG – Stående død ved (ulike størrelsesklasser og nedbrytingsstadier fordelt på lauvtre og bartre)*
  - *DL – Liggende død ved (ulike størrelsesklasser og nedbrytingsstadier fordelt på lauvtre og bartre)*
  - *TL – Tre med spesielt livsmedium (tre med brannspor, hengelavstre, hult lauvtre, rikbarkstre)*
  - *TS – Trestørrelse*
- *Tilstandsvariasjon*
  - *FA – Fremmedartsinnslag*
  - *GR – Grøfting*
  - *SB – Skogbruk - Hogststubbeandel*
  - *SD – Skogbestandsdynamikk*
  - *SE – Spor etter slitasje og slitasjebetinget erosjon*
  - *SN – Naturlig bestandsreduksjon på tresatt areal*
  - *TK – Spor etter ferdsel med tunge kjøretøy*
  - *VR - Vassdragsreguleringseffekt*
- *Romlige strukturvariasjoner*
  - *TS – Tresjiktstruktur*
- *Miljødirektoratets variabler*
  - *FI - Fysiske inngrep*
  - *PA – Problemarter*
  - *RLLD Rødlistet naturtype - Landskapsdel*
  - *RLNA Rødlistet naturtype – Natursystem*
- *Lokale komplekse miljøgradienter (LKM)*
  - *Underliggende lokale komplekse miljøgradienter (uLKM) skulle registreres for T4 skogsmark og T30 flomskogsmark*

Flere av variablene er allerede diskutert i **kapittel 4**. Her diskuteres de øvrige variablene som vi refererer til som tilleggsvariabler. Vi diskuterer kort de øvrige beskrivelsesvariablene, og i hvilken grad de vil kunne gi nyttig informasjon til bruk i vurderingen av skogområders verneverdi (**kapittel 5.1**). De mer tekniske aspektene ved praktisk bruk av variablene er diskutert i **kapittel 5.2**.



## 5.1 Hvilke tilleggsvariabler bør registreres ved verdisetting av skog?

### Artssammensetning

Artssammensetning har siden ca. 2004 vært tillagt betydelig vekt i vurderingen av skogområders verneverdi. Her er forekomst av rødlistearter og arter man mener indikerer skog med lang kontinuitet i kronedekket (signalarter), tillagt stor vekt. Både ut fra oppfatninger om artenes indikatorverdi for skogområder med naturskogkarakter og praktiske forhold ved konsistent oppdagbarhet er det særlig arter innen epifyttiske lav og vedboende, flerårige sopp som har vært brukt. Som påpekt i **kapittel 4.7**, er det betydelige utfordringer knyttet til å oppnå konsistent registrering av sjeldne arter som rødlistearter, ut fra kravene til både standardisert registreringsinnsats og høy artskompetanse hos registrantene.

Det er spesifisert tre variabler for artssammensetning:

- *AE – Enkeltartssammensetning*: angir forekomst eller mengde av enkeltarter
- *AG – Artsgruppesammensetning*: angir forekomst eller mengde for taksonomiske, strukturelle eller funksjonelle grupper av arter
- *AR – Relativ del-artsgruppesammensetning*: angir relativ mengde av en eller flere arter innen en gitt artsgruppe, herunder treslagsdominans

Her kommer treslagsdominans i en særstilling fordi denne variabelen bidrar til å karakterisere viktige skogtyper for verdisetting, som f.eks. utvalgt naturtype kalklindeskog og rødlistet naturtype lågurteikeskog. Treslagsdominans bør inngå som grunnlag for oppdeling av skogområdene i enheter (grunntyper x treslagsdominans). Treslagsdominans vil også ha stor betydning for aktuelt artsmangfold, men særlig artsrike/spesielle naturtyper kan også identifiseres som særlig verdifulle naturtyper og dermed inngå i indikatoren for naturtyper av nasjonal forvaltningsinteresse (jf. **kapittel 4**).

Enkeltartssammensetning er dels dekket ved registrering av variabelen rødlistete arter (**kapittel 4.7**), som her i hovedsak kvantifiseres som forekomst av en eller flere rødlistearter. Som argumentert for i **kapittel 4.7**, bør settet av enkeltarter utvides til å omfatte flere «signalarter» for naturverdi, f.eks. NT-arter fra rødlista og andre skogrelevante arter av nasjonal forvaltningsinteresse.

Inndeling i artsgrupper eller del-artsgrupper kan gjøres på svært mange måter. Det kan være relevant å trekke fram spesielle funksjonelle grupper, men her gjenstår å avklare en tydelig sammenheng mellom slike grupper og skogområders verneverdi. En relevant gruppe kunne være arter med sterk/unik tilknytning til grov død ved eller arter med tilsvarende sterk tilknytning til gamle edellauvtrær. Det vil imidlertid være mer effektivt å registrere grov død ved og gamle edellauvtrær direkte, selv om det ikke er gitt at det alltid er en god sammenheng mellom forekomst av slike livsmedier og tilknyttete arter (jf. Brandrud mfl. 2013).

### Tilstandsvariasjon

Variabler for tilstandsvariasjon som er aktuelle i skog, omfatter i hovedsak ulike menneskeskapte påvirkningsfaktorer (unntak SD-NS skogbestandsdynamikk i naturskog og SN naturlig bestandsreduksjon på tresatt areal). Her omfatter slike tilstandsvariabler:

- *FA – Fremmedartsinnslag*
- *GR – Grøfting*
- *SB – Skogbruk - Hogststubbeandel*
- *SD – Skogbestandsdynamikk*
- *SE – Spor etter slitasje og slitasjebetinget erosjon*
- *SN – Naturlig bestandsreduksjon på tresatt areal*
- *TK – Spor etter ferdsel med tunge kjøretøy*
- *VR - Vassdragsreguleringseffekt*

Flere av variablene som representerer menneskeskapte påvirkningsfaktorer (FA, GR, SB, SE, TK, VR), vil åpenbart ha betydning for et skogområdes verneverdi – jo mindre grad av slik påvirkning, jo høyere verdi. I noen grad kan slik påvirkning sies å inngå i variabelen areal av naturskog, siden slik skog knapt skal være påvirket av de aktuelle faktorene. Arealet av naturskog vil imidlertid ikke fange opp alle sider ved slik påvirkning. Områder med produksjonsskog som mangler annen menneskelig påvirkning i form av ulike inngrep, vil kunne sies å ha høyere verneverdi enn områder som har noe slik påvirkning. Det må i første omgang tas en prinsippavgjørelse om slike «negative» påvirkningsfaktorer skal tas med i vurderingen av verneverdi, eller om slike vurderinger prinsipielt bare skal bygge på «positive» kriterier (jf. de indikatorene som alt er diskutert i **kapittel 4**). Hvis slike påvirkningsfaktorer skal inkluderes, må det gjøres en vurdering av hvordan de skal kvantifiseres og vektes i forhold til hverandre med hensyn til grad av påvirkning på verneverdien.

To variabler for tilstandsvariasjon har litt annen karakter enn de påvirkningsfaktorene nevnt over. Skogbestandsdynamikk (SD) omfatter dels normalskogens suksesjonsstadier, dvs. suksesjon etter hogst, dels naturskogens utviklingsfaser. Selv om normalskogens suksesjonsfaser representerer utvikling som følge av skogbruk, kan det være interessant å skille gammel normalskog (hogstklasse V og overaldrig skog) fra tidligere suksesjonsfaser. Jo eldre normalskogen er, jo høyere verneverdi vil den vanligvis ha, gitt alt annet likt. Det bør være forholdsvis enkelt å inkludere gammel normalskog som egen enhet i kartleggingen av skogområder, og deretter utvikle et kriterium for verneverdi basert på områdets andel eller absolutt areal av gammel normalskog. Merk at en slik indikator bør underordnes indikatoren for naturskog i den endelige vurderingen av samlet verneverdi.

Når det gjelder naturskogens utviklingsfaser, kan det både være mer komplisert å identifisere og avgrense de ulike fasene og mindre viktig å skille dem fra hverandre for å karakterisere et områdes verneverdi. Naturskog i alle utviklingsfaser vil generelt ha vesentlig verdi, selv om skogens egenskaper og betydning for ulike arter vil variere med fasene.

Naturlig bestandsreduksjon på tresatt areal (SN) omfatter naturgitte biotiske eller abiotiske forstyrrelser av skogen. I den grad vi kan si at skog påvirket av slike naturlige forstyrrelser er en vesentlig mangel i det generelle skoglandskapet, kan det være aktuelt å inkludere denne variabelen som et positivt kriterium for verneverdi. Av de aktuelle naturlige påvirkningsfaktorene er det trolig skogbrann som i størst grad representerer en naturgitt forstyrrelse som bidrar til økt verdi. Skogbrannpåvirket areal bør relativt enkelt kunne identifiseres og avgrenses under kartleggingen, gitt at brannsporene er relativt ferske (jf. også trær med brannspor som allerede inngår som del av indikatoren for tre med spesielt livsmedium).

Flere av øvrige faktorer for naturlig bestandsreduksjon kan representere negative faktorer for et områdes verdi, selv om de i utgangspunktet kan anses som naturlige. Det vil ofte gjelde i tilfeller der andre menneskeskapte påvirkninger gir uvanlige høye forekomster av visse arter. Forvaltningen av store pattedyr (hjortevilt og rovvilt) så vel som skogforvaltning har mange steder ført til at hjortevilt har en unaturlig høy bestand som kan endre treslagsfordelingen i skogen. Det er også økende fare for at både stedegne og fremmede insekt- og sopparter under klimaendringene kan opptre som alvorlige patogener på skogstrær og dermed føre til endringer i skogøkosystemene som vil være mer omfattende enn variasjonen som så langt har karakterisert naturskogen. Hvorvidt slik påvirkning skal inkluderes blant indikatorene for verneverdi, er i første omgang et prinsipielt spørsmål (jf. diskusjonen av andre negative faktorer over). Derneft må det avklares hvordan slike indikatorer skal kvantifiseres og avveies. Det kan f.eks. være vanskelig å skille en unaturlig stor påvirkning fra en som ligger innenfor en naturgitt variasjon, ikke minst fordi vi mangler mye kunnskap om omfanget av slike faktorer i naturlig skogdynamikk.

### Romlige strukturvariasjoner

Relevante romlige strukturvariabler i NiN 2.0 omfatter bare:

- *TS – Tresjiktstruktur*

En mer kompleks vertikal vegetasjonsstruktur, i form av flere veldefinerte tre- og busksjikt eller mangel på veldefinerte sjikt, vil vanligvis innebære flere livsmuligheter for artene og et høyere artsmangfold. Det kan også indikere skog i hovedsak formet av småskala naturlige forstyrrelser. Imidlertid kan naturlig skogdynamikk også innebære større, bestandsfornyende forstyrrelser som resulterer i ett dominerende tresjikt (selv om slik naturlig dynamikk antas å være nokså uvanlig i våre skoger). I praksis kan tresjiktstruktur være viktigst som ett av flere kriterier for å skille naturskog fra normalskog. Det er usikkert om tresjiktstruktur vil ha en så entydig sammenheng med verneverdi at det er hensiktsmessig å inkludere det som en egen indikator.

### Miljødirektoratets tilleggsvariabler

Det er spesifisert følgende tilleggsvariabler for mulig karakterisering av verneverdi:

- *FI – Fysiske inngrep*
- *PA – Problemarter*
- *RLLD Rødlistet naturtype – Landskapsdel*
- *RLNA Rødlistet naturtype – Natursystem*

De to første av disse representerer negative, i hovedsak menneskeskapte påvirkningsfaktorer. Det er åpenbart at slike faktorer vil kunne redusere verneverdien av et skogområde. Fysiske inngrep i form av veier, kraftledninger eller bygninger vil kunne kvantifiseres fra eksisterende digitale databaser. Andre, mindre teknisk pregete inngrep som massetak, vil måtte registreres i felt. For problemarter må det defineres en liste med slike arter, eventuelt differensiert for ulike skogtyper eller regioner. Imidlertid må det først avklares om slike negative påvirkningsfaktorer skal inngå som indikatorer for karakterisering av skogområders verneverdi (jf. tilsvarende for ulike former for tilstandsvariasjon over).

Rødlistete naturtyper er allerede inkludert blant indikatorene for verneverdi (uten at det eksplisitt er skilt mellom landskapsdel og natursystem). Denne indikatoren er drøftet i **kapittel 4**.

### Lokale komplekse miljøgradienter (LKM)

Lokale komplekse miljøgradienter representerer naturvariasjon som har forholdsvis langvarig stabilitet sammenliknet med f.eks. tilstandsvariasjon. Det innebærer at visse LKM-er vil være den viktigste variasjonen som karakteriserer grunntyper (ved ulike trinn langs disse LKM-ene). Dessuten vil underordnete LKM-er (uLKM) representere annen stabil variasjon i miljøforholdene, men uten at denne har så stor innflytelse på utskifting av arter langs uLKM-ene som for de karakteristiske LKM-ene (**tabell 5.1**).

**Tabell 5.1** Karakteristiske LKM-er som definerer grunntypene for hovedtypene av skog, T4 fastmarks-skogsmark og T30 flomskogsmark, og underordnete LKM-er som beskriver annen miljøvariasjon for de ulike grunntypene (se Tabell 5.2 for nærmere beskrivelse):

	Lokale komplekse miljøgradienter		
Hovedtyper	Hoved: hLKM	Tilleggs: tLKM	Underordnet: uLKM
T4 fastmarksskogsmark	KA kalkinnhold, UF uttørkingsfare	KI kildevannspåvirkning	BK HI SU RU SS S1 VM VS
T30 flomskogsmark	S1 dominerende kornstørrelse, VF vannpåvirkningsintensitet	KI kildevannspåvirkning, ER erosjonsutsatthet	KA, HI

Indikatorene for karakterisering av skogområders verneverdi (jf. **kapittel 4**) fanger i hovedsak opp forhold knyttet til henholdsvis mangel på menneskelig påvirkning (naturskog, død ved, trær med spesielle livsmedier), registrert forekomst av rødlistete naturtyper og arter, foruten områdets størrelse og arrondering. Områdets naturgitte egenskaper i form av berggrunn, jordsmonn, terrengvariasjon og treslagssammensetning, som alle kan ha vesentlig betydning for mangfoldet av arter og naturtyper i området, er ikke representert blant nåværende indikatorer for verneverdi. Foruten å avgrense grunntyper av skog kan LKM-ene også bidra til å identifisere slike lokale miljøforhold av betydning for områdets verneverdi.



**Tabell 5.2.** uLKM for NiN-hovedtypene T4 skogsmark og T30 flomskogsmark, som inngår i foreslått metode for registrering av verneverdier i skog.

uLKM	Naturtype	Kommenter
BK - Berggrunn med avvikende kjemisk sammensetning	T4	Bergarter med systematisk avvikende grunnstoffsammensetning i forhold til 'normalen', og som gir opphav til avvikende artssammensetning.
HI – Hevdintensitet	T4/T30	Regelmessig menneskebetinget aktivitet som opprettholder spesifikke naturtyper gjennom for eksempel. slått, beiting, husdyrtråkk, brenning, jordbearbeiding, rydding, sprøyting, gjødsling, høsting av tresjiktet, såing og vann- ing.
KA – Kalkinnhold	T30	Variasjonen i markas reaksjon (surhet) og normale innhold av viktige mineralnæringsstoffer. - Viktig kilde til variasjon i planteartssammensetning og jordfauna.
RU – Rasutsatthet	T4	Forstyrrelse av skrånende mark pga. snø-, is- eller vannmasser.
SA - Marin salinitet	T30	Variasjon i vannets og bunnen/markas salinitet (saltholdighet). Aktuelt for områder i umiddelbar tilknytning saltvannssystemer.
S1 - Dominerende kornstørrelsesklasse	T4	Vanskelig å avgjøre i felt der det er tykt vegetasjonsdekke
SS - Sandstabilisering	T4	Uttrykk for økende stabiliseringen av sanddynene med økende avstand fra strandlinja, som er resultatet av primær suksesjon (vegetasjonsetablering). Aktuell kun i strandnære områder.
SU – Skredutsatthet	T4	Intensiteten i forstyrrelseseffekten av skred slik denne gir seg utslag i artssammensetningen, sammenliknet med tilsvarende mark som ikke utsettes for skred.
UE - Uttørkingseksposering	T4	Uttrykker variasjon i luftas fuktighet nær ikke jorddekt mark (det vil si nakent berg)
VM - Vannmetning	T4	Beskriver variasjon relatert til jordfuktighet på jorddekt fastmark
VS – Vannsprutintensitet	T4	Vannsprut, fosserøyk fra elver/fosser. Kun relevant i områder nær elver for fosser.

Av de aktuelle LKM-ene som NiN 2.0 angir for hovedskogtyper T4 og T30, er det særlig relevant å vurdere uLKM-er som angir berggrunn eller andre grunnforhold av særlig betydning for et rikt eller spesielt artsmangfold. Disse vil bestemme forekomst av spesielle vegetasjonstyper som lågurtskog og kalklågurtskog (KA 3, 4), storbregneskog og høgstaudeskog (KI 2), samt olivinskogsmark (BK a). Dette er velkjente vegetasjonstyper som tradisjonelt er brukt i kartlegging av skogsmark. Langt på vei vil de bli fanget opp av den ordinære kartleggingen av grunntyper for T4 fastmarksskogsmark. For T30 er KA kalkinnhold en uLKM som ikke vil fanges opp av grunntypekartleggingen og nok heller ikke vil gi opphav til tradisjonelt brukte vegetasjonstyper for flommarkskog.

Andre uLKM-er beskriver variasjon i substrat (S1, SS) eller ulike grad av vann/tørkepåvirkning (UF, SA, UE, VM, VS). Disse kan nok gi seg utslag i karakteristisk variasjon i skogbilde og artssammensetning, men uten åpenbar betydning for å karakterisere områders verneverdi. Unntaket her er VS vannsprutintensitet som vil kunne ha særlig betydning for fosserøykvegetasjon, en

spesiell type med stor verdi. Denne vil kunne identifiseres direkte fra miljøforholdene og ved en del karakteristiske arter.

De resterende uLKM-ene er knyttet til fysisk påvirkning av økosystemet, enten fra mennesker (HI hevdintensitet) eller naturen (RU rasutsatthet, SU skredutsatthet, ER erosjonsfare). Disse faktorene vil påvirke skogstrukturen og tilhørende artssammensetning, ikke minst ved å skape mer lysåpne skogsamfunn. Områder med slik påvirkning vil representere karakteristiske naturtyper som bør omfattes av skogvernet, men om de har spesielle kvaliteter som tilsier at de i utgangspunktet bør inngå som grunnlag for å vurdere verneverdi, synes mer uklart.

### Sammenfatning av anbefalinger:

Aktuelle kandidater til ytterligere karakterisering av verneverdi er

- Utvidelse av arter som vurderes, til NT-arter på rødlista og andre arter av nasjonal forvaltningsinteresse
- Treslagssammensetning bør brukes til å identifisere og avgrense deler av grunntypepolygoner med særlig verdi for artsmangfoldet
- Andel av arealet av normalskog som er i hogstklasse V eller er overaldrig skog
- Andelen eller arealet av skogen som har tydelige brannspor
- LKM-er som representerer naturgitte grunnforhold og vegetasjonstyper med spesiell naturverdi: KA, KI, BK (vegetasjonstypene lågurtskog, kalklågurtskog, storbregneskog, høgstaudeskog, olivinskogsmark)
- LKM som representerer spesiell vannpåvirkning: fosserøykskogsmark (VS)

Det må utredes nærmere hvordan disse variablene kan uttrykkes som indikatorer for verneverdi og hvordan grenseverdier for ulike verdinivåer skal settes.

Det må gjøres en prinsipiell vurdering av om menneskeskapte påvirkninger eksplisitt skal brukes som (negative) indikatorer for verneverdi.

## 5.2 Tekniske forhold

Generelt er registrering av beskrivelsesvariabler tidkrevende slik de er tilrettelagt i NiN-app, med mange tastetrykk for å få inn variabler og verdier. Det bør derfor gjøres en strengere prioritering og utvelgelse av hva som er viktig i forbindelse med verdisetting og skogvern. Variabler som retter seg direkte mot kartleggingsformålet, gir data av høy kvalitet, er enkle å måle i felt, og som gir reproducerbare målinger bør prioriteres. Det er også generelt vanskelig å få satt presise verdier og andeler på store og uoversiktlige polygoner.

Enkelte variabler har tvetydige valg. For eksempel bruk av «Ikke registrert». Her bør det skilles på ikke forsøkt registrert og ikke funnet. For alle variabler bør det være et 0-nivå som kan velges. Dette gjelder for eksempel Miljødirektoratets variabler fysiske inngrep og problemarter, hvor man bare kunne gjøre registreringer på trinn 1-3 (trinn 1: 0-1/16, trinn 2: 1/16-1/2, trinn 3: >1/2). Null-trinn eller ikke registrert var ikke mulig å registrere i NiN-appen ved førstegangs registrering. Disse valgene dukket først opp når man gikk inn på valgt variabel for å utføre rettinger. Appen manglet også forklaringer på trinnene. Manglende forklaring på trinnene i NiN-appen gjaldt også

for variablene spor etter slitasje og slitasjebetinget erosjon og spor etter ferdsel med tunge kjøretøy.

### **Artssammensetning**

Artsgruppesammensetning og relativ del-artsgruppesammensetning skulle registreres som trinn, henholdsvis åtte trinn for artsgruppesammensetning og fire trinn for del-artsgruppesammensetning. Det er behov for en revisjon av trinndelingen for variabler som skal registreres som prosentandeler. For artsgruppesammensetning og relativ del-artsgruppesammensetning er inndeling gitt i prosentandeler som klassegrenser på skalaen. Når en gjør anslag over prosentandeler i felt, så vil en gjerne vurdere slike anslag til å være 12,5%, 25%, 50% osv. I en blandingsskog f.eks. 75% bartrær og 25% lauvtrær. Det er derfor uheldig å bruke disse prosentandelene som klassegrenser på skalaen. En diskret (ordinal) skala med hensiktsmessig oppløsning og med trinn som er kompatible med at summen av andelene skal være 100%, bør benyttes, f.eks.: 6,25%, 12,5%, 25%, 50%, 75%, 100%, eller med høyere oppløsning 1%, 2%, ..., 5%, 10%, 15% .... 95%, 100%. Dette gjelder også for Miljødirektoratets variabler rødlistet naturtype (landsdel) og rødlistet naturtype (natursystem).

### **Naturgitte objekter: Død ved**

Stående død ved skulle registreres under fire kategorier. Middels dimensjon (10-30) eller stor dimensjon >30 for bartrær og lauvtrær. Liggende død ved skulle registreres under åtte kategorier. Middels dimensjon (10-30), lite nedbrutt eller sterkt nedbrutt, og stor dimensjon (> 30), lite nedbrutt eller sterkt nedbrutt for både bartrær og lauvtrær.

Registrering av antall død ved stående og liggende er tidkrevende, selv om det ikke skulle registreres død ved for skog under fornying, ungskog og yngre produksjonsskog. En svakhet med metodikken er at man har mange typer og kategorier av død ved der tettheten skulle estimeres separat for hver kategori på en grov skala med få trinn. Det er en høy risiko for at dette gjennomgående vil medføre en grov overestimering av den totale tettheten av spesielt læger, som ligger til grunn for verdiindikatoren dødved-mengde. Vi foreslår i stedet at en i felt først estimerer det totale antallet av læger og gadder innenfor hvert polygon, for deretter å anslå andelen av de ulike dødvedkategoriene.

### **Tilstandsvariasjon: Grøfting**

Grøftingsintensiteten skulle registreres som X: ikke registrert, 1: intakt, 2: ubetydelig, 3: nokså lite grøftingsinngrep, 4: omfattende grøfting, 5: gjennomgripende grøfting. Endringsgjelden skulle i midlertid registreres som X: ikke registrert, 1: ubetydelig endringsgjeld, 2: observerbar endringsgjeld, 3: betydelig endringsgjeld, 4: stor endringsgjeld. Her mangler et 0-nivå på endringsgjeld som kan benyttes om området registreres som intakt.

### **Tilstandsvariasjon: Skogbruk – Hogststubbeandel**

Hogststubbeandelen skulle registreres som trinn. Trinn 0: 0, trinn 1: 0-1/40, trinn 2: 1/40-1/20, trinn 3: 1/20-1/4, trinn 4: 1/10-1/4, trinn 5: 1/4-1/2, trinn 6: 1/2-3/4, trinn 7: 3/4-9/10, trinn 8: >9/10 og X: ikke registrert. Appen manglet forklaring på hva disse trinnene stod for. Registrering av hogststubbeandelen var tidkrevende og har stor grad av usikkerhet i enkelte skogtyper.

Følgende beskrivelsesvariabler ble i liten grad registrert under utprøvingen av skogmetodikk:

Fremmedartsinnslag, grøfting (grøftingsintensitet, endringsgjeld), spor etter slitasje og slitasjebetinget erosjon, spor etter ferdsel med tunge kjøretøy, beverfelling og skogbrann. Vassdragsreguleringsseffekt er kun aktuelt å registrere i utvalgte områder.

### **Sammenfatning av anbefalinger:**

Registrering av variabler er tidkrevende og det bør derfor gjøres en streng prioritering av variabler som er viktige i forbindelse med verdisetting og skogvern.

Variabler bør ikke ha tvetydige verdier/valg. F.eks. verdien «Ikke registrert», hvor det bør skilles på ikke forsøkt registrert og ikke funnet. Alle variabler bør ha et 0-nivå som kan velges i appen.

Forklaringer av trinn og skalaer bør foreligge for alle variablene i appen.

For registrering av variabler innen artssammensetning og rødlistet naturtype bør en benytte en diskret (ordinal) skala med hensiktsmessig oppløsning og med trinn som er kompatible med at summen av andelene skal være 100%.

Død ved skulle estimeres separat for hver kategori på en grov skala med få trinn. Dette kan medføre en grov overestimering av den totale tettheten av spesielt læger som ligger til grunn for verdiindikatoren dødved-mengde. Vi foreslår i stedet en estimering av totalt antall læger og gadder innenfor hvert polygon, for deretter å anslå andelen av de ulike dødved-kategoriene.



## 6 Rapporteringsmal for kartlagte områder

I dette kapitlet diskuterer vi forhold knyttet til utarbeidelse av områderapport med tilhørende vedlegg, som ikke behandles i **kapitlene 3, 4 og 5**. Dette gjelder for det meste praktiske forhold knyttet til beregning av arealstatistikk og annen statistikk som ligger til grunn for områderapportene og verdisettingen.

All NiN-kartlegging ble utført ved hjelp av kartleggingsapplikasjonen NiN-app (nettbrett). Dataene på nettbrettet ble av kartlegger synkronisert opp mot Miljødirektoratet sine baser, og kartlagte områder med tilhørende data ble hentet opp på NiN-web (desktop). Polygonene ble verifisert av kartlegger og sendt til Miljødirektoratet for godkjenning. Godkjente data ble gjort tilgjengelig av Miljødirektoratet som «feature class» i en Geodatabase (Arcgis). Beregning av såkalte arealtyper (arealstatistikk) og annen statistikk som danner grunnlaget for områderapportene og verdisettingen ble utført av oppdragstager basert på disse dataene. Oppdragstager utarbeidet også de ulike temakartene som inngår som vedlegg til områderapportene. Vi beskriver under de operasjoner vi gjennomførte som grunnlag for områderapportene og kartframstillingene med utgangspunkt i dataene fra Miljødirektoratet. Vi beskriver også noen av utfordringene vi støtte på underveis i dette arbeidet.

For å knytte «feature class» (arealer) og egenskapsfiler sammen måtte en koblingsnøkkel mellom de to filene identifiseres, kolonnen *omraadeTypeLokalIID* i kartfila og *naturomr\_1* i egenskapsfila ble benyttet. Denne koblingsnøkkelen ble ikke oppgitt fra oppdragsgiver ved oversendelse av data.

Egenskapsfilen ble konvertert til Excel. Det var nødvendig å manuelt legge til navn på hovedgrupper, hovedtyper, grunntyper og variabler i tillegg til de kodebaserte angivelsene i fila for å få oversikt over datamaterialet. Ved beregning av de ulike naturtypenes arealdekning ble det tatt hensyn til deres arealandel i polygoner registrert som mosaikker.

Det var ikke beskrevet hvordan trinnskalaene for dødved-mengde og tre med spesielt livsmedium (som i felt ble registrert som tetthet pr. polygon) skulle behandles ved beregning av volumtetthet av død ved og tettheten av trær med spesielt livsmedium for hele området. Vi gikk fram på følgende måte: trinnskalaene ble logtransformert, og trinnenenes midtpunkt på den logtransformerte skalaen ble etter tilbake-transformering brukt til å representere trinnene i beregningene. Dette var basert på antagelsen av at de lave verdiene innenfor hvert trinn forekommer mer frekvent i naturen enn de høye verdiene.

Det er utfordrende å konvertere tetthet av død ved (antall/daa), som ble registrert i felt, til volum av død ved (kbm/daa), som er utgangspunktet for verdisettingen. Her må treets omkrets og høyde tas med i beregningen. Eneste tilleggsinformasjon som ble registrert i felt var hvorvidt brysthøydiameteren var over eller under 30 cm. Vi har i områderapportene gjort skjønnsmessige anslag over volumet av død ved basert på det registrerte antallet dødvedenheter. Antall dødvedenheter pr daa er derfor angitt som tilleggsinformasjon i tabellen for verdisetting.

Arealberegning av naturskog blir veldig unøyaktig siden andel av normalskog ikke registreres i polygonet (jf. **kapittel 3**). Andel av naturskog og normalskog bør kunne angis på polygonnivå hvis ikke naturskog kan kartlegges som egen verdienhet.

Mosaikker var arbeidskrevende, men relativt greit å håndtere ved beregning av areal (arealstatistikk) og verdisetting. Kartvisning med mosaikker er imidlertid utfordrende siden bare en av de registrerte grunntypene i mosaikken vil vises på kartet. I denne rapporten er mosaikk angitt med skravur, mens grunntypene som inngår i de ulike mosaikk-polygonene er beskrevet i figurteksten.

Områdenes endelige verneverdi ble fastsatt som et vektet gjennomsnitt av verneverdiindikatorenes verdier, der skalaen fra 0 til 3 (stjerner) ble delt i fem like store trinn, dvs. at skillet mellom lokalt verdifull og regionalt verdifull var på en gjennomsnittsverdi lik 1,2 (stjerner). Det ble ikke foretatt skjønnsmessige justeringer av denne verdien. Viser til diskusjon omkring fastsetting av endelig verneverdi i **kapittel 3.2**.

Med utgangspunkt i våre erfaringer fra dette prosjektet, foreslår vi følgende forbedringer:

- For å effektivisere arbeidet med arealstatistikk og temakart, er det ønskelig med bedre tilrettelagte data i Geodatabasen som sendes fra oppdragsgiver. Alle koblinger mellom «feature classes» og egenskapsfiler bør være gjort på forhånd. Alle hovedgrupper, hovedtyper, grunntyper, variabler bør angis med deres navn i tillegg til NiN-kodene. Polygon med mosaikk, bør automatisk korrigeres for mosaikkandeler.
- Det bør utvikles metodikk for hvordan «trinnbaserte» variabler skal behandles ved utregning av arealstatistikk, hvis målingene av disse i felt fortsatt skal oppgis som intervallbaserte trinn. Alle kartlagte områder bør også ha en egen områdeID, slik at egenskapsdata er lette å skille ut for de ulike områdene.
- Det bør etterstrebases minst mulig manuell redigering av data som genereres ut fra kartleggingen i NiN-appen. Dette vil redusere arbeidsmengden og mulighetene for å generere feil i dataene.
- Datagrunnlaget for å lage temakart bør i så stor grad som mulig kunne brukes uten store manuelle tilpasninger.
- I rapportmalen skulle beskrivelsen av området være kortfattet og ligge mellom 15 og 20 linjer (1500-2000 tegn), og kunne benyttes som tekst i forbindelse med verneprosessen (Anonym 2016c). Teksten skulle inkludere områdets betydning for biologisk mangfold, beskrivelse av de viktigste naturvitenskapelige verdiene i området, beskrivelse av skogområdet, vurdering om hvordan området fyller mangler i skogvernet og eventuelt restaureringspotensial/behov. Hvor mye som er relevant og viktig å skrive kan være svært varierende fra område til område. Begrensing på hvor mye som kan inkluderes, bør ikke føre til at viktig informasjon uteblir og vanskeliggjør vurderingen i forbindelse med verneprosessen.
- Verdifastsetting forutsetter at grensene for området under vurdering er definert. Den foreslåtte metoden for beregning av kjerneareal og beregning av størrelsen av skogdekt areal forutsetter for eksempel at det foreligger en entydig avgrensing av det aktuelle området. For testområdene vi undersøkte, var det ikke alltid klart hvilken av flere aktuelle avgrensninger som var den gjeldende for beregning av slik statistikk.

**Sammenfatning av anbefalinger:**

Data som genereres fra kartleggingen bør være godt tilrettelagt slik at de kan brukes direkte inn i beregning av arealstatistikk og verdiberegning av området, med forhåndskorrigerings av mosaikk og standardisering av trinnbaserte data.

Det bør etterstrebes minst mulig manuell redigering av data for å redusere arbeidsmengden og for å redusere mulighetene for å generere feil i dataene ved beregning av arealstatistikk og verneverdi.

Begrensningene på områdebeskrivelsens omfang bør ikke være for strenge.

## 7 Kartleggingsmetode og NiN-app

### 7.1 Sammensatte polygon

Kartleggingsveilederen (Anonym 2016b) inneholdt spesifikke regler som angir hvilke naturtyper og hvor mange som kunne inngå i et sammensatt polygon.

Erfaringer i felt viser at det ikke bør settes noen begrensninger på hva som kan inngå i et sammensatt polygon, siden små areal av verdifull natur/livsmiljø da kan bli utelatt i kartleggingen. Det er viktig å få fanget opp mosaikk i skog på bakgrunn av fuktighet og kalkinnhold. Dette gjelder f.eks. skog (T4) med innslag av sumpskogsmark (V2), hvor arealene av V2 er for små til å utfigureres. Informasjon om at skogen inneholder sumpskogsmark vil bli borte med gjeldende regler for sammensatte polygon. Det samme gjelder små areal (< 250 m<sup>2</sup>) med rikere naturtyper som ifølge reglene ikke kan inngå i mosaikk med fattige naturtyper.

### 7.2 Minsteareal

For å redusere tidsbruken kan det være aktuelt å endre minstemål for utfigurering av polygon i skog. Kartleggingsregler for 1:5000 i skog har et minsteareal på 250 m<sup>2</sup> som skal kartlegges. En økning i minsteareal sammen med bruk av sammensatte polygon med flere naturtyper øker kartleggingshastigheten og reduserer tidsbruken.

### 7.3 Forbedringer i NiN-app

Selv om NiN-appen hadde et mye bedre grensesnitt enn tidligere år, så er det fortsatt et potensiale for forbedringer. Rent generelt bør utvikling av denne typen verktøy bygge på god kjennskap til brukerens behov for at resultatet skal bli best mulig. Vi anbefaler derfor at de som utvikler systemet gjør seg bedre kjent med den praktiske kartleggingen ved å selv delta under feltarbeidet i et prosjekt.

Vi mener at følgende forbedringer er viktige for den praktiske kartleggingen:

- Avgrensning av kartleggingsområde må gjøres av Miljødirektoratet før feltarbeidet starter.
- Det bør være mulig å legge inn polygon på flere «nivå» – verdipolygon – f.eks. rødlista natur, forvaltningsinteressante naturtyper og skogbestandsdynamikk.
- Det bør være flere grunnlagskart og foto tilgjengelig for kartlegger i NiN-appen, som flyfoto fra ulike år (eldre flyfoto), markslagskart (AR5), berggrunnskart mm.
- Det bør være mulighet for import av shape-filer fra NiN-web til NiN-app og mulighet til å vise kun omriss av verneområder og importerte shape-filer.
- Prosedyre for innlegging av beskrivelsesvariabler og uLKM-er må forenkles. I gjeldende versjon er det for mange menyer å bla seg igjennom før man får lagt inn data. Løsningen kan være ett skjema for hver kartleggingstype som genereres automatisk, og som inneholder utfyllingsfelt for all etterspurt informasjon for den aktuelle typen. Data legges så inn uten å måtte bla seg gjennom en serie med menyer.



- Det bør være lagt inn defaultverdi på et flertall av variablene, spesielt for variabler der en verdi er langt mer frekvent enn andre. Verdi «0» kan for eksempel være defaultverdi for fremmedartsinnslag, grøfting, spor etter slitasje og slitasjebetinget erosjon og spor etter ferdsel med tunge kjøretøy.
- Det bør være mulig å overføre egenskapsdata til en tabell i Excel, slik at kvalitetssjekk av data kan utføres på en enklere måte.
- Det bør være mulig å slå sammen polygon og automatisk overføring av egenskaper mellom polygon.
- Forklaringer på variabler bør bli tilgjengelig på NiN-appen, dvs. hjelpefunksjoner hvor variabler som hogststubbeandel og endringsgjeld forklares.

## 8 Referanser

- Anonym 2016a. Verdifastsetting versjon 1.0. – Notat, april 2016, Miljødirektoratet, Trondheim 8 s.
- Anonym 2016b. Kartleggingsveileder versjon 1.0. – Notat, april 2016, Miljødirektoratet, Trondheim 15 s.
- Anonym 2016c. Rapportmal. – Notat, april 2016, Miljødirektoratet, Trondheim 3 s.
- Brandrud, T. E., Skarpaas, O. & Sverdrup-Thygeson, A. 2013. Naturindeksens dødvedindikatorer og artsmangfoldet av vedboende sopp – NINA Rapport 970. 35 s.
- Direktoratet for naturforvaltning 2004. Naturfaglige registreringer i skog: Mal for metodikk og rapportering. – Direktoratet for naturforvaltning, upubl. februar 2004, 9 p. (med revisjon, juni 2007).
- Direktoratet for naturforvaltning 2007. Kartlegging av naturtyper – verdisetting av biologisk mangfold. – DN-håndbok 13, 2. utg. (oppdatert). – Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim. 254 s. + 11 vedlegg.
- Evju, M., Bakkestuen, V., Blom, H. H., Brandrud, T. E., Bratli, H., Nordén, B., Sverdrup-Thygeson, A., & Ødegaard, F. 2015. Oaser for artsmangfoldet - hotspot-habitater for rødlistearter. – NINA temahefte 61, Norsk institutt for naturforskning, Oslo. 48 s.
- Framstad, E., Blindheim, T., Erikstad, L., Thingstad, P. G. & Storeid, S.-E. 2010. Naturfaglig evaluering av norske verneområder. – NINA Rapport 535. 214 s.
- Halvorsen, R., Bendiksen, E., Bratli, H., Bryn, A., Jordal, J. B., Svalheim, E. J., Vandvik, V., Velle, L.G., & Øien, D.-I. 2015. Beskrivelser av utvalgte enheter for kartlegging i målestokk 1:5000 etter NiN versjon 2.0 og artslister som viser diagnostiske arters fordeling langs viktige lokale komplekse miljøvariabler. Veileder for kartlegging av terrestrisk naturvariasjon etter NiN versjon 2.0.3a, Del C4. – Artsdatabanken, Trondheim. 111 s.
- Halvorsen, R., Bryn, A. & Erikstad, L. 2016a. NiNs systemkjerne – teori, prinsipper og inndelingskriterier. – Natur i Norge, Artikkel 1 (versjon 2.1.0), Artsdatabanken, Trondheim. 358 s.
- Halvorsen, R., medarbeidere og samarbeidspartnere, 2016b. NiN – typeinndeling og beskrivelsessystem for natursystemnivået. – Natur i Norge, Artikkel 3 (versjon 2.1.0), Artsdatabanken, Trondheim, 528 s.
- Hofton, T.H. 2014. Naturverdier for lokalitet Lakshølhaugen–Skardbergfjellet, registrert i forbindelse med prosjekt Frivillig vern 2013. – NaRIN faktaark. BloFokus, NINA, Miljøfaglig utredning.
- Jonsson, B. G. & Siitonen, J. 2012. Natural forest dynamics. – I Stokland, J. N., Siitonen, J. & Jonsson, B. G. (eds) Biodiversity in dead wood. Cambridge University Press. s. 275 -301.
- Kleppe, J.T. 2016. Naturverdier for lokalitet Oksdøla, registrert i forbindelse med prosjekt Frivillig vern 2015. – NaRIN faktaark. BloFokus, NINA, Miljøfaglig utredning.
- Klima- og miljødepartementet. 2015. Natur for livet — Norsk handlingsplan for naturmangfold Melding til Stortinget 2015 – 2016: 14.
- Midteng, R. 2011. Naturverdier for lokalitet Storgaulstadhøgda, registrert i forbindelse med prosjekt Frivilligvern 2010. – NaRIN faktaark. BioFokus, NINA, Miljøfaglig utredning.
- Miljøverndepartementet. 1981. Vern av norsk natur. – Melding til Stortinget 1980 – 1981: 68.
- Miljøverndepartementet. 1999. Regjeringens miljøvernpolitikk og rikets miljøtilstand – Melding til Stortinget 1999 – 2000: 8.
- Miljøverndepartementet. 2009. Lov om forvaltning av naturens mangfold (naturmangfoldloven).
- Nilsson, S. G., Niklasson, M., Hedin, J., Aronsson, G., Gutowski, J. M., Linder, P., Ljungberg, H., Mikusinski, G. & Ranius, T. 2003. Erratum to «Densities of large living and dead trees in old-growth temperate and boreal forests. – Forest Ecology and Management 178: 355 - 370.
- Norges geologiske undersøkelse 2017. Berggrunn, Nasjonal berggrunnsdatabase. – Norges geologiske undersøkelse (NGU), <http://geo.ngu.no/kart/berggrunn/>, besøkt 15.01.2017.

Siitonen, J. 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. – Ecological Bulletins 49: 11-41.

## 9 Vedlegg - Områderapporter

Oppdraget inkluderte utarbeidelse av en rapport for hver av de kartlagte områdene. Disse er gjengitt nedenfor. Rapportene er utformet i tråd med den foreslåtte rapportmalen og områdenes verneverdi er fastsatt etter metodene og kriteriene foreslått av Miljødirektoratet.

### 9.1 Oksdøla (\*\*)

Referansedata:
Fylke: Nord-Trøndelag
Kommune: Namdalseid
Dato feltreg.: 29.08 og 31.08.2016
Navn på registrant: NINA
Skogdekt areal: 203 daa
Vegetasjonssone: 20 % sørboreal og 80 % mellomboreal
Vegetasjonsseksjon: O2 – klart oseanisk
Høyde over havet: 15-230 m
Prosjekt: Metodeutvikling - bruk av NiN ved naturfaglig registrering i skog - 2016

#### 9.1.1 Områdebeskrivelse

Oksdøla ligger i den østvendte skråningen av Stortuva i Namdalseid kommune. Berggrunnen består av migmatittgneis med linser av amfibolitt og gabbro (Norges geologiske undersøkelse 2017).

Nedre del av området er slakt skrånende og består hovedsakelig av kalkfattige og svakt intermediære myrflater og myrkanter. Terrenget blir gradvis brattere oppover mot Stortuva. Vegetasjonen er relativt fattig og veksler mellom blåbærskog og bærlyngskog, og med lyngskog i de øvre områdene. I blåbærskogen finnes små partier med intermediære, litt kalkrike myr- og sump-skogsmark.

Kartlagt område har to kjerneområder med spesielle naturkvaliteter. Øvre kjerneområde kan klassifiseres som kystgranskog (NT), med velutviklet lobarionsamfunn (lungenever) på gammel rogn og funn av gubbeskjegg (NT), skorpefiltlav (NT), kystfiltlav og vanlig blåfiltlav. Nedre kjerneområde, kartlagt som blåbærskog, oppfyller ikke helt kriteriene som kystgranskog, men har store bestander av gubbeskjegg (NT), og der det potensielt kan finnes rødlistearter.

Granskogen er storvokst, med relativt god spredning i alder og dimensjon, mens lyng- og bærlyngskogen i øvre deler preges av mer smådimensjonert furu. Konsentrasjonen av liggende død ved er høyest i de to kjerneområdene, og spesielt høyt i det øvre området (kystgranskog), der man finner bartrær og lauvtrær i ulike nedbrytningsstadier og dimensjoner. Resterende del av området har svakere dødvedkontinuitet. Skogen har naturskogspreg i øvre deler og langs kanten av myrene nederst i område.

Oksdøla vil i noen grad bidra til oppfylling av viktige mangler i skogvernet med hensyn til rødlistete arter og rødlistet naturtype, der et relativt stort areal i øvre deler består av skog med affinitet til den rødlistete naturtypen kystgranskog med velutviklet lobarionsamfunn.



Området er på flere steder omgitt av flater med yngre produksjonsskog.

På grunn av områdets innhold av død ved og gode arrondering vurderes Oksdøla som regionalt verdifull (\*\*).

### 9.1.2 Rødlistete arter

**Tabell 1.** Rødlistete arter innenfor anbefalt verneområde.

Gruppe	Vitenskapelig navn	Norsk navn	Rødliste-status <sup>1</sup>	Objekt	Kommentar
Lav	Alectoria sarmentosa	Gubbeskjegg	NT	NIN5016580 NIN5016583	Funnet 2017
Lav	Fuscopannaria ignobilis	Skorpefiltlav	NT	NIN5016580	Funnet 2017
Lav	Pannaria rubiginosa	Kystfiltlav		NIN5016580 NIN5016583	Funnet 2017
Lav	Pectenium plumbea	Vanlig blåfiltlav		NIN5016580 NIN5016583	Funnet 2017
Lav	Arthothelium norvegicum	Trønderflekklav	VU		Tidligere funnet
Lav	Cliostomum leprosum	Meldråpelav	VU		Tidligere funnet
Lav	Gyalecta friesii	Huldrelav	NT		Tidligere funnet

<sup>1</sup>) Norsk rødliste for arter 2015 (oppdateres ved nye rødlistener).

### 9.1.3 Rødlistete naturtyper

**Tabell 2** Rødlistete naturtyper innenfor anbefalt verneområde.

Tema	Navn	Rødlistestatus <sup>1</sup>	Areal/daa
Skog	Kystgranskog	EN	21,3

<sup>1</sup>) Norsk rødliste for naturtyper 2011 (Oppdateres ved nye rødlistener).

### 9.1.4 Særegne artssamfunn og naturskog

**Tabell 3.** Særegne artssamfunn og naturskog innenfor anbefalt verneområde.

Tema	Navn	Arter	Objekt	Areal/daa
Skog	Kystgranskog	Lungenever	NIN5016580	21,3

### 9.1.5 Arealtyper

**Tabell 4.** Sammenstilling av kartlagt areal innenfor anbefalt verneområde.

Natursys-tem	Hovedtype	Grunntype	Antall	Areal daa	%
Fastmark	Fastmarksskogsmark	Blåbærskog	5	81,71	38,7
		Bærlyngskog	4	105,77	39,0
		Høgstaudeskog	1	0,92	0,3
		Lyngskog	3	13,35	14,7
Våtmark	Myr- og sumpskogsmark	Sterkt intermediære litt kalkrike myr- og sumpskogsmark	2	1,44	0,4
	Åpen jordvannsmyr	Litt kalkfattige og svakt intermediære myrflater	6	24,66	6,8
<b>Sum</b>			<b>21</b>	<b>227,85</b>	<b>100</b>

### 9.1.6 Verdisetting

**Tabell 5.** Områdets verneverdi.

	Natur-skog	Dødved-mengde	Død-ved-kvalitet	Tre med spesielt livsme-dium	Forv. pri. areal	Rød-listete natur-typer	Rød-listete arter	Stør-relse	Arron-dering/ kjerne-areal	Verdi
Inng-angs verdi	91,2 daa	10.2 /daa < 1 kbm/daa		4 /daa		21,3 daa	3 - NT 2 - VU	203 daa	25 daa	
Verdi	*	*	**	*	Ikke vurdert	**	*	*	**	**

## 9.2 Lakshøhaugen–Skardbergfjellet (\*\*)

### Referansedata:

Fylke: Nord-Trøndelag

Kommune: Namdalseid

Dato feltreg.: 30.08.2016

Navn på registrant: NINA

Skogdekt areal: 450 daa

Vegetasjonssone: 15 % sørboreal, 70 % mellomboreal, 5 %, nordboreal og 10 % alpine

Vegetasjonsseksjon: O3 – sterkt oseanisk

Høyde over havet: 15-240 m

Prosjekt: Metodeutvikling - bruk av NiN ved naturfaglig registrering i skog - 2016

### 9.2.1 Områdebeskrivelse

Lakshøhaugen–Skardbergfjellet ligger på østsiden av Oksdøla i Namdalseid kommune. Området består av ei nordvendt lise på nordsiden av Lakshøhaugen, og ei nordvestvendt bratt lise under Skardbergfjellet. Berggrunnen består av migmatittgneis med linser av amfibolitt og gabbro (Norges geologiske undersøkelse 2017).

Lakshøhaugen domineres av blåbærskog i nedre deler, med gradvis overgang til bærlyngskog og med lyngskog på toppen. Dominerende treslag er gran, med innslag av furu, bjørk og osp. Øvre deler av Lakshøhaugen domineres av furu og er karakterisert som naturskog, men har sparsomme mengde naturskogelementer som gadd, høgstubber og læger.

Lisiden under Skardbergfjellet består av fattig til intermediær skog kartlagt som, blåbærskog, lågurtskog, bærlyngskog, lyngskog, lavskog. Skogen domineres av gran med innslag av bjørk, selje og rogn. Store areal under Skardbergfjellet kan karakteriseres som naturskog, med gammel skog som ikke er påvirket i nyere tid. Her er mengden død ved stor, med naturskogelementer som gadd, høgstubber og læger av bartrær og lauvtrær i ulike nedbrytningsstadier og størrelser. To områder under Skardbergfjellet har velutviklet lobarionsamfunn på gammel rogn (lungenever og skrubbenever), samt funn av gubbeskjegg (NT) og skorpefiltlav (NT), og kan klassifiseres som kystgranskog (NT).

I kartlagt rasmark under fjellveggen på Skardbergfjellet finnes en liten alme forekomst (NT).

Mellom Lakshøhaugen og Skardbergfjellet i nordenden av granplantefelt finnes et lite ospesholt med noen store osper og en stor ospe-høgstubbe. Her er det tidligere funnet lobarionsamfunn og andre interessante arter. Dette samfunnet ser ut til å være i tilbakegang i 2016.

Lakshøhaugen–Skardbergfjellet vil kunne bidra til oppfylling av mangler i skogvernet med hensyn til rødlistete arter og skog som representerer den rødlistete naturtypen kystgranskog, med velutviklet lobarionsamfunn.

Området grenser mot nord mot en større hogstflate.

Området vurderes som regionalt verdifullt (\*\*).

## 9.2.2 Rødlistete arter

**Tabell 1.** Rødlistete arter innenfor anbefalt verneområde.

Gruppe	Vitenskapelig navn	Norsk navn	Rødliste-status <sup>1</sup>	Objekt	Kommentar
Almefamilien	Ulmus glabra	Alm	NT	NIN5017032	Funnet
Lav	Alectoria sarmentosa	Gubbeskjegg	NT	NIN5016691 NIN5017038 NIN5017042	Funnet
Lav	Fuscopannaria ignobilis	Skorpefiltlav	NT	NIN5016691 NIN5017038	Funnet
Lav	Degelia plumbea	Vanlig blåfiltlav		NIN5017038	Funnet
Lav	Pannaria rubiginosa	Kystfiltlav			Funnet tidligere
Sopp	Gloiodon strigosus	Skorpepiggsopp	NT	NIN5016695	Funnet tidligere

<sup>1)</sup> Norsk rødliste for arter 2015 (oppdateres ved nye rødlisteter).

## 9.2.3 Rødlistete naturtyper

**Tabell 2.** Rødlistete naturtyper innenfor anbefalt verneområde.

Tema	Navn	Rødlistestatus <sup>1</sup>	Areal/daa
Skog	Kystgranskog	EN	15,9

<sup>1)</sup> Norsk rødliste for naturtyper 2011 (Oppdateres ved nye rødlisteter).

## 9.2.4 Særegne artssamfunn og naturskog

**Tabell 3.** Særegne artssamfunn og naturskog innenfor anbefalt verneområde.

Tema	Navn	Arter	Objekt	Areal/daa
Skog	Kystgranskog	Lungenever	NIN5016691 NIN5017038 NIN5017042	15,9

## 9.2.5 Arealtyper

**Tabell 4.** Sammenstilling av kartlagt areal innenfor anbefalt verneområde.

Natursystem	Hovedtype	Grunntype	Antall	Areal daa	%
Fastmark	Nakent berg	Lite tørkeutsatte svært og temmelig kalkfattige nakne berg	2	46,6	8
	Nakent berg	Tørkeutsatte svært og temmelig kalkfattige berg, bergvegger og knauser	2	19,2	3
	Åpen grunnlendt mark	Åpen kalkfattig grunnlendt lavmark	1	11,1	2
		Åpen kalkfattig grunnlendt lyngmark	1	67,7	11
	Fastmarksskogsmark	Blåbærskog	2	294,5	48
		Bærlyngskog	2	77,9	13
		Lavskog	2	5,4	1
		Lyngskog	2	35,4	6
		Svak lågurtskog	2	15,9	3
	Rasmark	Kalkfattig grov ur	1	16,7	3
		Intermediær og svakt kalkrik grus- og sanddominert rasmark	1	1,9	0,3
	Treplantasje	Treplantasje	1	16,9	3
	Flomskogsmark	Flomskogsmark på grus og stein	1	1,1	0,2
Våtmark	Åpen jordvannsmyr	Litt kalkfattige og svakt intermediære myrflater	1	1,3	0,2
Sum			21	611,5	100

## 9.2.6 Verdisetting

**Tabell 5.** Områdets verneverdi.

	Naturskog	Dødvedmengde	Dødvedkvalitet	Tre med spesielt livsmedium	Forv. pri. areal	Rødlis-tete naturtyper	Rødis-tede arter	Størrelse	Arrondering/kjerneareal	Verdi
Inngangs-verdi	374,1 daa	13.1 /daa 1-4 kbm/ daa		3 /daa		15,9 daa NT	4 - NT	450 daa	260 daa	
Verdi	*	**	**	0	Ikke vurdert	*	*	*	***	**

Verdi for naturskog gitt som (181 daa) er det reelle arealet for området.



## 9.3 Storgaulstadhøgda (\*)

Referansedata: Fylke: Nord-Trøndelag Kommune: Stjørdal Dato feltreg.: 31.08.2016 Navn på registrant: NINA Skogdekt areal: 149,7 daa
Vegetasjonssone: Mellomboreal Vegetasjonsseksjon: O2 – klart oseanisk seksjon Høyde over havet: 350-490 m Prosjekt: Metodeutvikling - bruk av NiN ved naturfaglig registrering i skog - 2016

### 9.3.1 Områdebeskrivelse

Storgaulstadhøgda ligger i en nordvestvendt lise sørøst for Lustadvatnet. Berggrunnen består av kalkstein og fyllitt (Norges geologiske undersøkelse 2017).

Vegetasjonen danner mosaikk mellom lågurtskog, svak lågurtskog, blåbærskog, svak bærlyng lågurtskog bærlyngskog avhengig av næringstilgang og fuktighet. Et lite område med høgstaudekog er funnet i øvre del av området. Nordre del av området preges av rikere kildeframsprang med funn av blant annet gulsildre. Av andre noe krevende karplanter ble fjellfrøstjerne, teiebær og taggbregne registrert i området. Høgstaudekogen og kildeframsprang inngår i de rødlistete naturtypene høgstaudegranskog og sterk kaldkilde.

Området domineres av gran med innslag av bjørk. Skogen danner tre tydelige parseller, med plantet yngre produksjonsskog i midtre parsell, og gammel normalskog på hver side med spor etter plokkhogst. Den gamle normalskogen går over til å ha mer preg av naturskog i øvre deler av området. Kontinuiteten av død ved er relativt lav i hele det kartlagte området.

De er tidligere funnet kalkkrevende bakkeboende sopp som vrangstorpigg (VU) og svartsoneskjute (NT) på ett læger i Storgaulstadhøgda.

Storgaulstadhøgda vil bidra til oppfyllding av mangler i skogvernet med hensyn på forekomster av rik skogtype og forekomst av de rødlistete naturtypene høgstaudegranskog og sterk kaldkilde.

Området grenser mot yngre produksjonsskog i vest, nord og øst, og mot et smalt belte med naturskog i sør opp mot selve Storgaulstadhøgda.

Storgaulstadhøgda vurderes som lokalt verdifull (\*).

### 9.3.2 Rødlistete arter

**Tabell 1.** Rødlistete arter innenfor anbefalt verneområde.

Gruppe	Vitenskapelig navn	Norsk navn	Rødlistestatus <sup>1</sup>	Objekt	Kommentar
Lav	Alectoria sarmentosa	gubbeskjegg	NT	NIN5017542	Funnet Spredt forekomst
Sopp (vedboende)	Phellinus nigrolimatus	svartsonekjuke	NT		Funnet tidligere
Sopp (bakkeboende)	Cf. Sarcodon lundellii	vrangstorpigg	VU		Funnet tidligere

1) Norsk rødliste for arter 2015 (oppdateres ved nye rødlisteter).

### 9.3.3 Rødlistete naturtyper

**Tabell 2.** Rødlistete naturtyper innenfor anbefalt verneområde.

Tema	Navn	Rødlistestatus <sup>1</sup>	Areal/daa
Skog	Høgstaudegranskog	NT	2,08
Kilde	Sterk kaldkilde	DD	1,22

1) Norsk rødliste for naturtyper 2011 (Oppdateres ved nye rødlisteter)

### 9.3.4 Særegne artssamfunn og naturskog

**Tabell 3.** Særegne artssamfunn og naturskog innenfor anbefalt verneområde.

Tema	Navn	Arter	Objekt	Areal/daa
Ingen	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen

### 9.3.5 Arealtyper

**Tabell 4.** Sammenstilling av kartlagt areal innenfor anbefalt verneområde.

Natur-system	Hovedtype	Grunntype	Antall	Areal daa	%
Fastmark	Fastmarksskogsmark	Blåbærskog	3	29,19	20
		Bærlingskog	1	14,22	10
		Høgstaudekog	1	2,08	1
		Lågurtskog	1	56,89	38
		Svak bærling lågurtskog	1	14,22	10
		Svak lågurtskog	3	31,84	21
Våtmark	Kaldkilde	Sterkt intermediære og litt kalkrike kilder	6	1,22	1
<b>Sum</b>				<b>149,67</b>	<b>100</b>

### 9.3.6 Verdisetting

**Tabell 5.** Områdets verneverdi.

	Natur- skog	Dødved- mengde	Død- ved- kvalitet	Tre med spesielt livs- medium	Forv. pri. areal	Rødlis- tete na- turtyper	Rød- listete arter	Stør- relse	Arronde- ring/ kjerne- areal	Verdi
Inng- angs- verdi	2,08 daa	9,4 /daa < 1 kbm/daa		1,4 /daa		3,28 daa NT	2 - NT 1 - VU	149,7 daa	33 daa	
Verdi	*	*	*	0	Ikke vurdert	*	*	*	**	*



*Norsk institutt for naturforskning (NINA) er et nasjonalt og internasjonalt kompetansesenter innen naturforskning. Vår kompetanse utøves gjennom forskning, utredningsarbeid, overvåking og konsekvensutredninger.*

*NINAs primære aktivitet er å drive anvendt forskning. Stikkord for forskningen er kvalitet og relevans, samarbeid med andre institusjoner, tverrfaglighet og økosystemtilnærming. Offentlig forvaltning, næringsliv og industri samt Norges forskningsråd og EU er blant NINAs oppdragsgivere og finansieringskilder.*

*Virksomheten er hovedsakelig rettet mot forskning på natur og samfunn, og NINA leverer et bredt spekter av tjenester gjennom forskningsprosjekter, miljøovervåking, utredninger og rådgiving.*

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-3010-0

## Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00, Telefaks: 73 80 14 01

E-post: [firmapost@nina.no](mailto:firmapost@nina.no)

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>

Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger