



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2019 30 stp

Fakultet for Miljøvitenskap og Naturforvaltning (MINA)

Er skogkartlegging med flybåren laser en mer hensiktsmessig metode for å finne områder med naturskog, enn *Natur i Norge* (NiN)'s naturskogkriterier?

En gjennomgang av to metoder for å skille gammel plukkhogd skog fra gammel flatehogd skog

Margrethe Fønhus Skeie

Master i naturforvaltning

Forord

Denne masteroppgaven markerer slutten på tiden min ved Norges miljø og biovitenskapelige universitet (NMBU) på Ås.

Jeg vil spesielt takke hovedveileder Anne Sverdrup- Thygeson, både for faglig sterk veiledning og for klemmen jeg fikk da masteroppgaven ikke kom i havn på første forsøk. Takk til medveileder Hans Ole Ørka for tålmodig hjelp med statistiske tester og planlegging av oppgaven, og til Mikael Ohlson, som trakk i de rette trådene og fikk meg i gang med denne oppgaven. Videre rettes en stor takk til damene på mastergruppa, Linnea Karoline Vereide, Anna Sophie Hansen, Martine Andelic, Mina Johanne Tangnæs og Tone Birkemoe, for gode tilbakemeldinger underveis, og for interessante innspill. Takk rettes også til skogsjef Øystein Løvli ved Mathiesen Eidsvold Værk for all hjelp, og for lån av hytte og bomnøkler. Ikke minst takk til medstudent Elise Fjellberg. For godt faglig samarbeid, verdifullt vennskap, og for at du alltid hadde brownies på lur da blodsukkeret lå på bønn ute i felt.

Til sist vil jeg takke min kjære Joachim, som bidro med oppmuntring, støtte og fantastisk samarbeid under skriveperioden. Og takk til min lille Vidar, som tålmodig har måttet godta at mamma til tider har hatt mye å gjøre.

Vi skal gå skikkelig mye tur i skogen nå da oppgaven er i mål!

Margrethe Fønhus Skeie, Drøbak 14. mai, 2019



Sammendrag

Skogen i Norge har ulike naturgitte forutsetninger på regional skala, hvor klima, vekstforhold og skogbrukshistorie påvirker det biologiske mangfoldet. Fragmentering av skogområder, langtransportert forurensning, skogbruk, planting av fremmede treslag og slukking av skogbranner har en påvirkning, særlig for arter som er tilknyttet kontinuitetsskog. For å kunne verne gammel naturskog, må skog som er viktig for biologisk mangfold kartlegges før det gjennomføres hogst. Dette gjelder særlig i områder som tidligere har vært utilgjengelige for skogbruk. Plukkhogde skoger kan, avhengig av omfanget på menneskelig aktivitet og skogens vekstgrunnlag, oppnå en struktur som tilsvarer naturskogkvaliteter ca. hundre år etter plukkhogstens opphør. Det er glidende overganger mellom gammel plukkhogd skog og gammel flatehogd skog, som betyr at det behøves gode kartleggingsmetoder for å skille skogbestand med forskjellig historikk fra hverandre slik at de kan forvaltes i tråd med Stortingets mål om miljøhensyn i skogbruket.

Kartleggingssystemet *Natur i Norge* (NiN), skal brukes som verktøy til all kartlegging av norsk natur. NiN definerer naturskog på grunnlag av naturskogkriterier som vi vet er kjennetegn for naturskogstruktur. NiN's definisjon på naturskog har møtt kritikk, og metoden er under revisjon. Kartlegging med flybåren laser har vist seg å være en egnet metode for å finne skog med naturskogkvaliteter, ved å måle vertikal og horisontal skogstruktur. I denne oppgaven ønsket jeg å finne svar på følgende spørsmål; 1) Hvor godt samstemmer NiN's kategorisering av naturskog med skogbrukshistorikken til prøveflatene i denne oppgaven, og hvordan er fordelingen av naturskogelementene som utgjør NiN's naturskogkriterier? 2) Klarer flybåren laser å kategorisere skog med naturskogkvaliteter som samvarer bedre med skogbrukshistorikken enn NiN's naturskogkriterier, når man kartlegger de samme områdene med begge metoder?

Feltarbeidet ble gjennomført i løpet av sommeren 2017. Det var 55 prøveflater, som besto av gammel plukkhogd og gammel flatehogd skog, hvor gammel plukkhogd skog ble regnet som fasit for naturskog. Registreringene fra feltarbeidet ble kategorisert i henhold til NiN's naturskogkriterier, hvor 1 av 30 prøveflater i gammel plukkhogd skog kvalifiserte til naturskog. Dette var på grunn av NiN's kriterie om fravær av hogststubber. Sett bort fra dette kriteriet, ble 12 av 30 prøveflater med gammel plukkhogd skog kategorisert til naturskog. Det ser ut til at forskjeller i bonitet hadde en effekt på fordelingen av naturskogkriteriene. For å undersøke om flybåren laser var bedre egnet til å skille gammel plukkhogd skog fra gammel flatehogd skog, ble det funnet modeller for kontinuerlige naturskogvariabler og laservariabler. Modellen som besto av naturskogvariabler stemte i større grad over ens med naturskogfasiten enn NiN's naturskogkriterier. Modellen som hadde høyest nøyaktighet og som stemte best over ens med naturskogfasiten, besto av vertikale og horisontale laservariabler. Dette indikerer at kartlegging av naturskog med flybåren laser gir en høyere nøyaktighet enn naturskogvariabler registrert i felt, og derfor er mest hensiktsmessig å bruke til kartlegging av naturskog.

Abstract

The forest in Norway has various natural conditions on, where climate, growth conditions and forest history affect the abundance of saproxylic species. Fragmentation of forest areas, long-transported pollution, forestry, planting of foreign tree species and extinguishing of forest fires has an influence, especially for species associated with ecological forest continuity. In order to protect old natural forest, the forest areas must be mapped before they are felled. This is especially true in areas that have previously been inaccessible to forestry. Dimension felled forests can, depending on the extent of human activity and the growth rate of the forest, achieve a structure that corresponds with the qualities of a natural forest. There are blurred lines between old dimension felled forest and old clear-cut forests. This means that good mapping methods for separating forests with different history are needed, so that natural forest can be managed, according to achieve environmental sustainability for forest management.

The system “Natur i Norge» (NiN) is to be used as a tool for all mapping of Norwegian nature. NiN defines natural forest on the basis of a set of criteria, that are known to be characteristics of a natural forest. NiN’s defined natural forest have been met with criticism to some extent, and the method is currently under revision. Mapping with airborne laser has proven to be a suitable method for finding forests with natural forest qualities, by measuring vertical and horizontal forest structure. I asked the following questions; 1) How well does NiN’s categorization of natural forest fit the history of past forestry of the test areas in this master thesis, and how is the distribution of the natural forest elements that make up NiN’s natural forest criteria? 2) Does airborne laser manage to categorize forest with natural forest qualities, that co-operate better with forest history than NiN’s natural forest criteria when mapping the same areas?

The field work was carried out during the summer of 2017. There were 55 test areas, which consisted of old dimension felled forest and old clear-cut forest, where old dimension felled forest was considered a blueprint for natural forest. The registrations from the field were categorized according to NiN’s natural forest criteria, and 1 out of 30 test areas qualified for natural forest. This was due to NiN’s criterion of absence of stumps. Apart from this criterion, 12 out of 30 test areas with old dimension felled forest were categorized as natural forests. It seems that growth condition differences have an effect on the natural forest criteria. To investigate whether airborne laser data were better suited to distinguish old dimension felled forest from old clear-cut forests, a model for continuous variables for natural characteristics, and a model for laser variables were found. The model, which consisted of natural forest-variables, had a greater match with the natural forest blueprint than NiN’s natural forest criteria. The model, which had the highest accuracy and best matched the blueprint, consisted of vertical and horizontal laser variables. This indicates that mapping of natural forest with airborne laser variables gives a higher accuracy than natural forest variables registered in the field. And are therefore appropriate for mapping natural forest.

Innholdsfortegnelse

Forord	2
Sammendrag	3
Abstract	4
1 Innledning.....	6
1.1 Skogen i Norge	6
1.2 Kartlegging av natur	8
1.3 Bakgrunn og forskningsspørsmål	12
2 Metode.....	13
2.1 Studieområde og arter	13
2.2 Datainnsamling og metode	14
2.3 Georeferert gammel plukkhogd skog som fasit for naturskog	16
2.4 Kategorisering etter NiN's 7SD skogbestandsdynamikk, og statistisk analyse av modeller	16
3 Resultater.....	19
3.1 Kategorisering av 7SD Skogbestandsdynamikk.....	19
3.2 Modellering basert på NiN's naturskog	22
3.3 Modellering basert på naturskogvariabler og FLS- variabler.....	23
4 Diskusjon.....	26
4.1 Generelle funn- et overblikk.....	26
4.2 NiN's naturskogkriterier.....	26
4.3 Funn av naturskog med NiN.....	32
4.4 Funn av naturskog med modeller basert på kontinuerlige naturskogvariabler, og laservariabler som beskriver vertikal og horisontal skogstruktur.....	33
4.5 Bruk av flybåren laser for kartlegging av naturskog	34
5 Konklusjon	35
6 Kilder.....	36
Vedlegg	41

1 Innledning

1.1 Skogen i Norge

1.1.1 Biologisk mangfold og vern av skog med lang økologisk kontinuitet

Norges skoger utgjør ca. 40 % av landarealet (Dalen 2018) og er en del av det boreale barskogbeltet som strekker seg rundt den nordlige halvkule. Denne skogen har ulike naturgitte forutsetninger på regional skala, hvor klima, vekstforhold og skogbrukshistorie påvirker forekomsten av rødlistearter, samt mengde av død ved (Framstad et al. 2018). Som naturtype er skogen viktig for det biologiske mangfoldet da 60 % av Norges arter er tilknyttet skog, og 48% av alle Norges kjente truede arter finnes i skog (Henriksen & Hilmo 2015). Artsmangfold er, i økende grad, regnet som avgjørende for at et økosystem skal fungere funksjonelt (Paillet et al. 2009): Scherer- Lorenzen et al. 2005). Skog med ulik alder huser et stort antall arter, og mange av disse er knyttet til stående og liggende død ved (Fremstad et al. 2002).

Fragmentering av skogområder, langtransportert forurensning, skogbruk, planting av fremmede treslag og slukking av skogbranner har en påvirkning på de naturlige prosessene i skogøkosystemet. Denne påvirkningen gjelder også særlig for arter som er tilknyttet skog med naturskogkvaliteter (Framstad et al. 2018). Kontinuitetsskog, skog som har fått stå uforstyrret over lang tid, er forbundet med mange spesialiserte arter og et høyt biologisk mangfold (Nordén et al. 2014). Lang økologisk kontinuitet har en positiv effekt på artsmangfoldet, og ifølge Nordén et al. (2014), er det behov for økt vern av gjenværende kontinuitetsskog. Av alt skogareal er det omtrent 4 % som i dag er vernet gjennom naturmangfoldloven (2009), hvor disse verneområdene omfatter ca 7% av arealet for biologisk gammel skog (Framstad og Sverdrup- Thygeson 2015). I dag er det minst 25 % av den produktive skogen som har naturskogkvaliteter (Storaunet og Rolstad 2015). For å kunne verne om biologisk viktig gammel naturskog, må skogområdene kartlegges før det gjennomføres hogst. Dette gjelder særlig i områder som tidligere har vært utilgjengelige for skogbruk. For å forvalte naturskogs nær skog, er det viktig å bruke en kartleggingsmetode som sørger for stedfesting av disse områdene.

1.1.2 Bruk og vern av skogressursene

Skogen i dag er et resultat av både menneskers langvarige bruk og naturens egne forutsetninger gjennom mange tusen år. Omfanget av bruken har hatt sammenheng med befolkningsvekst gjennom historien, og bruken av utmark har vært koblet til sjølberging,

handel, industrialisering og politiske mål (Rolstad et al. 2002). Omkring århundreskiftet var påvirkningen fra hogst så omfattende at store deler av skogområdene sto tilbake som svært glisne og uten trær med større dimensjoner (Rolstad et al. 2002). I dag følger Norge pan-europeiske kriterier og indikatorer for bærekraftig skogbruk (Tomter og Dalen 2014) som skal sikres gjennom miljøstandarden Norsk PEFC Skogstandard. Vern av skogområder foregår i hovedsak på privat initiativ, hvor skogeiere tilbyr skogareal til vern. Det aktuelle arealet vernes som naturreservat etter naturmangfoldloven, når det, etter kartlegging av naturverdiene, vurderes som verneverdig (Framstad og Blindheim 2010).

Ifølge St.meld. nr. 6, om verdier i vekst (2016- 2017), skal det i fremtiden satses på infrastruktur for å tilgjengeliggjøre nye skogområder for hogst, i tråd med regjeringens mål om økt verdiskapning i skog- og trenæringen. Miljøregistreringer skal sørge for et godt kunnskapsgrunnlag i skogbruksplanleggingen, for å ta hensyn til biologisk mangfold og miljøverdier, jf. målet om å verne 10 prosent av skogen på landsbasis (Granavolden-plattformen 2019). Regjeringen vil også ha kartlagt hvor den eldste skogen finnes, slik at den kan forvaltes på best mulig måte (St.meld.nr.6 2016-2017). Kartleggingen skal, ifølge Innst. 144 S (2014–2015) gjennomføres på en objektiv, verdinøytral og etterprøvbar måte, hvor de mest verdifulle naturtypene skal kartlegges først.

1.1.3 Gammel plukkhogd skog får naturskogkvaliteter på sikt

I dag er det ingen større områder med urskog å finne i Norge grunnet den omfattende bruken av skogområdene gjennom historien (Rolstad et al. 2002). I kulturskog med preg av skogbruk er det liten variasjon i treslag, trærne er ensaldret, og med lite eller ingen død ved på bakken (Hågvar 2011). Naturskog kan sies å være skog som kan være noe påvirket av mennesker, men uten at inngrepene har virket forstyrrende på systemets utvikling (Rolstad et al. 2002).

Gammel plukkhogd skog er det nærmeste vi kommer naturtilstanden i norsk skog, og for å sikre en bærekraftig bruk av skogressursene (jf. St.meld.nr.6 2016-2017), er det viktig å ta vare på gjenværende skog med kvaliteter som kan utvikle seg til urskog over tid (Rolstad et al. 2002). Plukkhogde skoger kan, avhengig av omfanget på menneskelig aktivitet og skogens vekstgrunnlag (bonitet), oppnå en struktur som tilsvarer naturskogkvaliteter ca. hundre år etter plukkhogstens opphør (Jönsson et al 2009). Da bestandsskogbruket for alvor ble innført på 50-60- tallet var det de beste og lett fremkommelige områdene som ble flatehogd først, hvor de mer avsidesliggende, mindre tilgjengelige områdene i større grad har fått stå frem til i dag. En del bestand har derfor gradvis utviklet naturskogkvaliteter siden de er blitt lite påvirket de

siste 100 årene (Brandrud et al 2013). Dette er områder med skog som er så lite preget av moderne skogbruk at de har, ifølge Rolstad et al (2002), *betydelig grad av naturlig skogstruktur og sammensetning*. Det er glidende overganger mellom gammel kulturskog i hogstklasse 5 og naturskog. Det betyr at det behøves gode kartleggingsmetoder for å skille skogbestand med forskjellig historikk fra hverandre, sånn at de kan forvaltes i tråd med regjeringens mål om miljøhensyn i skogbruket (jf. St.meld.nr.6 (2016-2017)).

1.2 Kartlegging av natur

1.2.1 Metoder for kartlegging

For å holde fast ved prinsippet om kunnskapsbasert forvaltning, skal norsk natur kartlegges for å sikre overvåking av arter og deres leveområder, naturtyper, landskapstyper og økosystemtjenester (St.meld.nr.14 (2015- 2016)). Kartlegging av norsk natur er blitt gjennomført ved bruk av forskjellige metoder. Verdinøytrale metoder registrerer elementer som utgjør en bestemt type natur, ut fra et knippe typiske arter, mens verdibaserte metoder har et større fokus på å registrere forekomster av rødlistede arter og truede naturtyper. Verdi i denne sammenheng, betegner områder som er verdifulle for biologisk mangfold.

Kartlegging foregår normalt ved at biologer gjør registreringer av arter og levemiljøer i felt. En utfordring med in situ registreringer i skogmiljøer, særlig i ulendt terreng, er at tidsbruk og vanskelig fremkommelighet kan gjøre finskala kartlegging av større områder kostbare (Hyde et al 2005). Slik sett, kan klassifisering av skogstruktur ved bruk av fjernmåling være nyttig i forvaltningsøyemed. Flybåren laserskanning kan dekke store områder på en kostnadseffektiv måte (Ørka et al 2018), og finne områder med høy verneverdi slik at de kan følges opp med grundigere kartlegging på bakkenivå (Guo et al 2017).

1.2.2 Natur i Norge- et nasjonalt kartleggingssystem

Natur i Norge- systemet (NiN) ble startet i 2005 av Artsdatabanken, og har som mål å dokumentere og videreutvikle kunnskapen om variasjonen i norsk natur. NiN bygger på tre hoveddimensjoner; skala og naturmangfoldnivå, inndeling av naturen i typer, og et beskrivelsessystem som gir mulighet til å beskrive all variasjon i naturen (Halvorsen et al. 2016a). Slik skal NiN kunne håndtere variasjon i all skala i norsk natur, alt fra landskapstyper til mikrohabitat (Halvorsen et al. 2016a). De ulike naturtypene er delt inn i grunntyper, ut

fra sin karakteristiske sammensetning av arter, som er gitt ut fra områdets miljøforhold (Halvorsen 2015). Grunntypene avgrenses ved hjelp av polygoner, som skiller naturtyper fra hverandre i artssammensetning, f.eks ved at T4-C1 Blåbærskog avgrenses mot T4- C2 Svak lågurtskog.

Systemet skal være beskrivende for alt areal, uten å sette noen form for verdi på naturen som kartlegges (Halvorsen et al. 2016b), (jf. verdinøytral kartleggingsmetode, over). NiN skal også være et grunnlag for å kartlegge natur og naturtyper, samt arbeidet med rødlistevurdering av naturtyper (Halvorsen et al. 2016a). I 2015 besluttet Stortinget at NiN skal brukes til all kartlegging på land og i ferskvann. Systemet ble lansert før det var ferdigstilt, og gjennomgår stadig justeringer for å fylle oppgaven som metode for all naturkartlegging i Norge.

Ved hjelp av beskrivelsessystemet, skal tilstandsvariabelen 7SD Skogbestandsdynamikk inndeles skogbestand i kategoriene naturskog og normalskog (kulturskog), hvor den så plasseres i en utviklingsfase eller et suksesjonsstadium (Halvorsen et al. 2016b). Kategoriene skilles fra hverandre ved å bruke inngangsverdier som regnes ut fra skogbestandets bonitet og dominerende treslag, hvor høy bonitet gir høyere inngangsverdier. Kriteriene som skal oppfylle disse inngangsverdiene er hovedkriterium 1: forekomst av hogststubber, hovedkriterium 2: total dødvedmengde, tilleggskriterium 1: dødvedprofil for liggende død ved, tilleggskriterium 2: flersjiktet tresjiktstruktur og tilleggskriterium 3: totalantall store trær (Halvorsen et al. 2016b). Inngangsverdiene for begge hovedkriterier, og to av tre tilleggskriterier må oppfylles for å kategorisere til naturskog (**Diagram 1**, vedlegg).

1.2.3 Definisjoner på naturskog

NiN's definisjon på naturskog er bygget på Landsskogtakseringens definisjon, hvor «skogsmark med skogbestand framkommet ved naturlig foryngelse av stedegegnmateriale, der menneskelig påvirkning har funnet sted i så liten utstrekning, for så lang tid tilbake, eller er utført på en slik måte, at skogsmarkssystemets naturlige struktur, sammensetning, og økologiske prosesser dominerer». Det er gjort mange forsøk på å definere naturskog, og naturskogbegrepet, i forvaltningssammenheng, er gjerne blitt brukt om skog som bør underlegges vern (Rolstad et al. 2002). Landsskogtakseringens definisjon på naturskog innebærer følgende hovedkriterier, der minst to av tre må være til stede; 1; sjiktet skogstruktur, 2; forekomst av trær med høy alder, og 3; forekomst av død ved i flere nedbrytningsklasser. Skogbestanden kan ikke ha spor etter tidligere hogst, og må strekke seg over et område på minst 5 dekar (Framstad et al. 2017). Denne definisjonen er strengere enn

den som normalt brukes, der “naturskog” ofte er skog som aldri har vært flatehogd (Hysten et al. 2017). I praksis er det gammel, mer eller mindre plukkhogd skog som faller inn under denne definisjonen, siden det er slik skog som kommer nærmest naturtilstanden i norsk skog (Brandrud et al. 2013; Nilsen et al. 2010). Siden NiN’s definisjon er så streng, betyr dette at plukkhogd skog med naturskogkvaliteter, som ennå ikke når opp til NiN’s naturskogkriterier, kan bli forvaltet over samme lest som gammel flatehogd skog.

1.2.4 7SD skogbestandsdynamikk under revisjon

NiN’s definisjon av naturskog har møtt kritikk, og variablene som utgjør inngangskriteriene for naturskog er blitt undersøkt fra flere hold. Thylén og Blindheim (2017) påpeker at artssammensetningen og arters krav til levemiljø og kontinuitet forandrer seg i ulike stadier av naturskog, og at skogbrukshistorien vil ha en innvirkning på hvordan naturskogelementer og spesialiserte arter fordeler seg i gammel skog. På denne måten er NiN’s definisjon og inndeling i naturskog for snever, og bør tilpasses for å fange opp forskjellene i artsmangfold. Videre trekker Thylén og Blindheim (2017) frem at en godt utviklet naturskog ikke er egnet for NiN’s skalaer for kartlegging, siden slik skog kan variere mye over små arealer. Naturskog vil sannsynligvis vil strekke seg over flere grunntyper. En oppdeling av skogen i polygoner kan da føre til at arealet som er verdifullt for biologisk mangfold deles opp, og man risikerer at ingen av polygonene når opp til inngangsverdiene for naturskog (Midteng et al. 2017). Andre nevner at systemet ikke fanger opp verdifulle naturtyper på en tilstrekkelig måte (Pedersen et al. 2017), og at inngangsverdiene for naturskog ikke tar høyde for regionale forskjeller (Framstad et al. 2018). NiN’s naturskogvariabler stemmer godt overens med de økologiske funksjonene som utgjør en naturskog, men en klarere karakterisering behøves for å fange opp samvariasjonen mellom skogstruktur og artsmangfold (Framstad et al. 2018). I NINA Rapport 1447- *Kriterier for naturverdi i skog* (2018), anbefales det å ikke kartlegge med variabelen 7SD- Naturskogens utviklingsfaser inntil videre. Anbefalingen er å heller registrere enkeltvariablene som naturskogkriteriene består av, slik som det er gjort i denne oppgaven.

1.2.5 Kartlegging med flybåren laser skanning (FLS)

En naturskog er utsatt for en rekke småskala forstyrrelser som resulterer i små glenner av lysåpen skog, med stor variasjon i trærnes alder og høyde. En skog med naturlig dynamikk vil

dermed skille seg ut som en heterogen struktur både i vertikal- og horisontalplanet (Ørka et al. 2018). Vertikal struktur beskriver fordelingen av trær med forskjellig alder og størrelse (sjiktning) (Rolstad et al. 2002), mens horisontal struktur er åpninger i kronesjiktet av forskjellige størrelse (Sverdrup- Thygeson et al. 2016). Som kontrast, vil en gammel kulturskog (tidligere flatehogd) ha en annen oppbygning, hvor samgamle trær med tilnærmet lik kronehøyde gir en homogen skogstruktur (Sverdrup- Thygeson et al. 2016).

I forvaltningsøyemed, er kartlegging av skogstruktur ved bruk av fjernmåling er nyttig for å finne områder med høy verneverdi (Guo et al. 2017), og for å predikere biologisk mangfold på regional skala (Mienna et al. 2018). Med kartlegging av flybåren laser brukes Lidarteknologi (Light detection and ranging), for å måle både vertikal og horisontal struktur i vegetasjonen, i tillegg til terrengets topografi (Wulder et al. 2012). Laserdata egner seg godt til bevaringsbiogeografi, hvor skogstruktur kan gi informasjon om fordelingen av arter i landskapet (Dirksen 2013). Horisontal og vertikal struktur skiller gammel kulturskog fra gammel skog med naturskogpreg, og er identifisert som indikatorer for høyt arts mangfold i en rekke skogøkosystemer i ulike deler av verden (Gao et al. 2014). Med FLS- data kan man samle informasjon om hvordan stående død ved (Bater et al. 2009), treslag (Ørka et al. 2012), suksesjonsstadiet (Falkowski et al. 2009), tetthet i bunnsjikt (Hill 2007) og kronedekke (Koukoulas og Blackburn 2003), samt åpninger i kronesjiktet av arter seg i en skog (Gaulton og Malthus 2008). Klassifisering av skogenes grad av naturlighet basert på FLS- data kan vise seg å være et nyttig redskap for naturforvaltningen i fremtiden, da laserdata kan stedfeste informasjon om gjenværende naturskog på stor skala (Sverdrup- Thygeson et al. 2016). I 2015 undersøkte Sverdrup- Thygeson, Ørka, Gobakken og Næsset om data fra flybåren laser kan brukes til å skille mellom gammel naturskog og gammel flatehogd skog. Mer enn ni av ti bestand ble riktig klassifisert ved bruk av flybåren laser, og studien viste at FLS egner seg godt til å finne skog med naturskogkvaliteter, ved å måle horisontal og vertikal skogstruktur (Sverdrup- Thygeson et al. 2016).

1.3 Bakgrunn og forskningsspørsmål

Jeg har kartlagt de samme områdene som ble brukt i studien til Sverdrup- Thygeson et al. (2016). Jeg vil undersøke om NiN's kategorisering av naturskog skiller gammel plukkhogd skog og gammel flatehogd skog, og om resultatet stemmer over ens med oppgavens fasit for naturskog. Jeg vil også se om flybåren laser kan gi en bedre prediksjon for naturskog enn NiN's enkeltvariabler, når disse testes i en modell med kontinuerlige variabler uten inngangsverdier. Til slutt vil jeg drøfte om flybåren laser kan være en mer effektiv måte å finne områder med naturskogstruktur, enn kategorisering av enkeltvariabler etter NiN's 7SD skogbestandsdynamikk.

I denne sammenheng ønsker jeg å finne svar på følgende spørsmål;

- i. Hvor godt samstemmer NiN's kategorisering av naturskog med skogbrukshistorikken til prøveflatene i denne oppgaven, og hvordan er fordelingen av naturskoglementene som utgjør NiN's naturskogkriterier?
- ii. Klarer flybåren laser å kategorisere skog med naturskogkvaliteter som samsvarer bedre med skogbrukshistorikken enn NiN's naturskogkriterier, når man kartlegger de samme områdene med begge metoder?

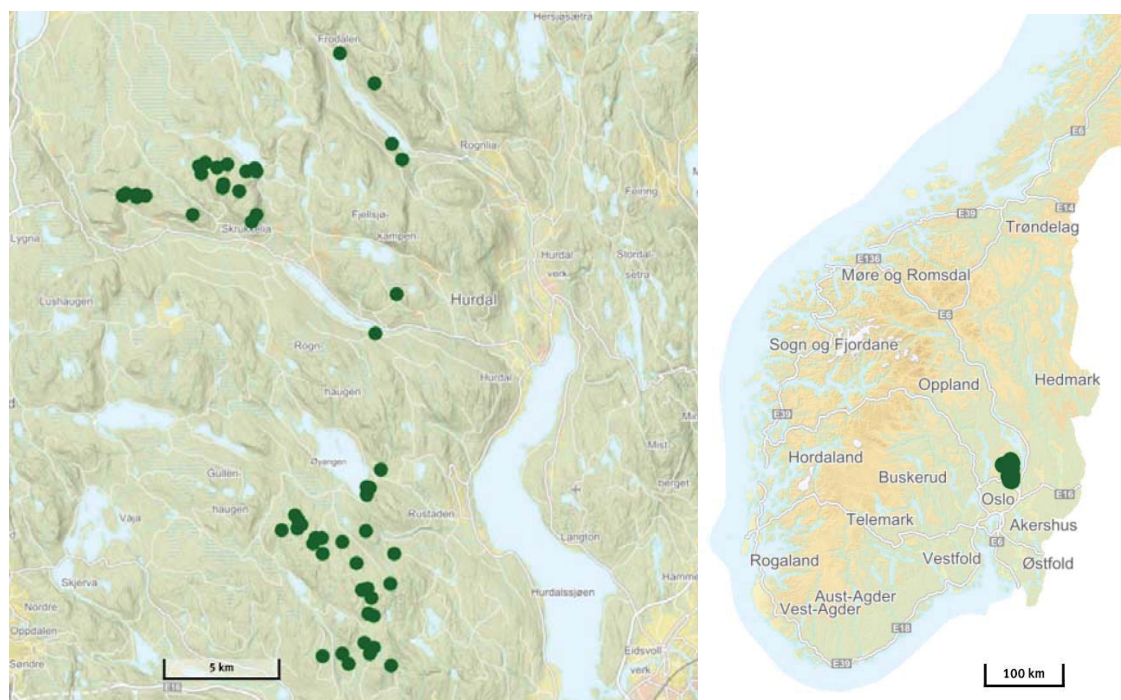
2 Metode

2.1 Studieområde og arter

Studieområdet ligger i Hurdal og Nannestad kommuner i Akershus fylke, samt Østre Toten og Gran kommuner i Oppland fylke. Studieområdet er i den sørøstlige delen av Norge i boreal sone, og strekker seg over 17 000 ha, mellom 400 og 760 meter over havet.

Studieområdet er i hovedsak dekket av skog, hvor det dominante treslaget er gran (*Picea abies*), og bjørk (*Betula spp*) i områder i tidligere suksesjonsstadier og myr. Videre finnes boreale lauvtrær som selje (*Salix caprea*), gråor (*Alnus incana*) og rogn (*Sorbus aucuparia*), samt furu (*Pinus sylvestris*) på tørrereliggende steder. Vegetasjonstypene er i stor grad dominert av blåbærlyng (*Vaccinium myrtillus*) og bregner (*polypodiales*), med røsslyng (*Calluna vulgaris*) på de tørrere lokalitetene, samt hvitveis (*Anemone nemorosa*) og gjøkssyre (*Oxalis acetosella*) på kalkholdig jord.

Det er også forekomster av rødlistede arter som gubbeskjegg (*Alectoria sarmentosa*) (NT), lungenever (*Lobaria pulmonaria*) (LC), huldrestry (*Usnea longissima*) (NT), svartsonekjuke (*Phellinus nigrolimitatus*) (NT), og lappkjuke (*Amylocystis lapponica*) (NT) innenfor studieområdet (Artskart).



Figur 1: Kart over området hvor feltarbeidet ble gjennomført i målestokk 1:250 000. Prøveflatene er markert med grønne punkter.

Området eies privat, av Mathiesen Eidsvold Værk ANS (MEV). Så tidlig som 1906 ble det loggført informasjon om antatt og lokal trealder, men det var først i 1954 at kartleggingen av bestandenes alder og kondisjon for hele området ble ferdigstilt. Fra da av ble det innført fortløpende kartlegging av alle bestandenes alder og kondisjon hvert 10. år (jf. Landsskogtakseringens kartlegginger), samt loggføring av alle gjennomførte tiltak innenfor det enkelte bestand. I dag består skogeiendommen av bestander med ulike aldre, og de eldste skogene ble klassifisert som «gamle» også i 1954. Disse bestandene er naturskogsne skoger, med stor variasjon i både horisontal og vertikal struktur (Sverdrup- Thygeson et al. 2016).

2.2 Datainnsamling og metode

2.2.1 Registrering av NiN- variabler i felt

Feltarbeidet ble gjennomført sommeren 2017, med de retningslinjene som var aktuelle for kartlegging med NiN på tidspunktet. Kartleggingen ble gjort i samarbeid med Elise Kittelsen Fjellberg. Registreringene foregikk på sirkulære prøveflater, hvor hver av flatene er en sirkel som måler 750 m². Siden prøveflatene var bestemte på forhånd, ble det ikke brukt polygoner til å avgrense grunntype slik det er beskrevet i NiN's kartleggingsveileder, selv om flatearealet overstiger minstegrensen for polygoner (over 260 m²). Prøveflatene ble likevel bestemt til grunntyper, hvor disse ble notert i hierarkisk rekkefølge.

Av utstyr ble det brukt GPS, kamera til dokumentasjon av plottene, kuberingsklave for å måle størrelse på læger og gadd samt diameter på store trær, og målebånd for å måle omkrets på trær med diameter over 50 cm i brysthøyde. Sentrum av hver prøveflate ble funnet med GPS- koordinater, og sentrum ble målt fra stikkene fra tidligere undersøkelser, der disse fortsatt var å finne. Ytterkantene ble markert med rødt markeringsbånd for å dele sirkelen inn i fire like deler, og sikre at alle variablene ble kartlagt uten å bli talt flere ganger.



Kuberingsklave og GPS til bruk i feltregistreringer. Foto: Elise Fjellberg

55 prøveflater ble besøkt under feltarbeidet. Disse er fordelt i landskapet i områder som, ifølge MEV's kart og gamle skogkart, har bestander av gammel flatehogd eller gammel plukkhogd skog. Prøveflatene er fordelt på 30 flater med gammel plukkhogd skog, og 25 flater gammel flatehogd skog.

Det var opprinnelig 66 prøveflater som skulle besøkes, hvor 35 var gammel plukkhogd skog og 36 var gammel flatehogd skog. Prøveflatene var fordelt på bonitetene boniteter G8, G11, G14, G17, G20 og F11. 10 av flatene ble ikke undersøkt. To av prøveflatene var hugget, og to av prøveflatene var i terreng som ikke lot seg besøke på grunn av sikkerhetsmessige grunner. Resten ble ikke besøkt av andre grunner.

Prøveflatene skilte seg delvis mye fra hverandre i utseende, men mange utmerket seg ikke i særlig grad. Bildene som er tatt med i denne oppgaven er for å vise funn av spesielle kvaliteter, avvik, og fellestrekk, av prøveflatene som illustrerer funnene. Bildene i oppgaven er derfor ikke representative for alle prøveflatene i sin type.

2.2.2 NiN's naturskogkriterier

Variablene som vanligvis brukes for å kategorisere naturskog fra normalskog ble kartlagt som normalt, etter NiN's fremgangsmåte for kartlegging i skog (Halvorsen og Bratli 2018).

Prøveflatene var av begrenset størrelse, som gjorde at totalantall av de ulike objektene lot seg telle, fremfor å estimeres slik det står i NiN's kartleggingsveileder (Halvorsen et al. 2016b).

Tilleggs-kriterium 2, Flersjiktet tresjiktstruktur ble registrert, men fremgangsmåten for registreringen av denne variabelen ble misforstått og kunne ikke brukes videre. Det ble også kartlagt *naturgitte objekter* i forbindelse med en annen masteroppgave ved NMBU.

Naturskogkriteriene som ble brukt fra kartlegging i felt og deretter kategorisert i henhold til tilstandsvariabelen 7SD;

- Hovedkriterium 2: Dødvedmengde (alle klasser av registrerte dødvedenheter).
- Tilleggs-kriterium 1: Dødvedprofil for liggende død ved (klasser av lite nedbrutt og sterkt nedbrutte dødvedenheter summert).
- Tilleggs-kriterium 3: Totalantall store trær (trær over 40 cm i brysthøyde (130 cm)).

2.2.3 Data fra funn med flybåren laser; vertikale og horisontale variabler

Innsamlingen av data for flybåren laser ble samlet inn under et annet prosjekt, hvor vertikale og horisontale variabler ble brukt for å skille naturskogstruktur fra struktur i kulturskog.

2.3 Georeferert gammel plukkhogd skog som fasit for naturskog

Prøveflatene fra studien til Thygeson et al. (2016) ble funnet ved å digitalisere og georeferere gamle skogkart og legge dem oppå kart av dagens gammelskog. Da ble det funnet to klasser gammel skog (alder >60 år), som skilte seg fra hverandre i skogstruktur;

1: Gammel naturskogspreget skog. Gammel skog i dag og i 1954

2: Gammel kulturskog. Gammel skog i dag, men som var hogstflater på 50- tallet.

Inngangskriteriene for NiN's naturskog og modellene for naturskogvariablene og laservariablene ble testet mot en fasit for naturskog, som er de georefererte prøveflatene fra studien til Sverdrup- Thygeson et al. (2016). Når en prøveflate i georeferert, gammel plukkhogd skog ble kategorisert til naturskog, ble dette vurdert som riktig svar ifølge fasiten for naturskog. Dette var for å finne ut hvor godt de ulike metodenes resultater stemte over ens med prøveflatenes historikk.

For å supplere dataene som ble samlet inn under feltarbeidet ble data om bonitet, hogstspor og sjiktning hentet fra andre undersøkelser fra NMBU. Data om prøveflatene fra flybåren laser er hentet fra studien til Sverdrup-Thygeson et al. (2016).

2.4 Kategorisering etter NiN's 7SD skogbestandsdynamikk, og statistisk analyse av modeller

2.4.1 Kategorisering etter NiN's 7SD Skogbestandsdynamikk

Funnene fra feltarbeidet er fremstilt i en **Tabell 1** og **2** (vedlegg). **Tabell 1** viser resultatene fra en normal NiN- kartlegging, hvor hovedkriteriene og tilleggskriteriene sammen utelukker eller oppfyller verdiene som kreves for å kategorisere naturskog. I NiN's system er inngangsverdiene regnet ut fra måleenheten hektar (ha), men er her tilpasset prøveflatene på 750 m² (**Tabell 3**, vedlegg).

Observasjonene til 2. tilleggskriterium (9TS Tresjiktstruktur) er hentet fra et annet prosjekt, og er ikke kartlagt ved bruk av NiN. Landsskogtakseringen registrerer sjiktning som ensjiktet, tosjiktet eller flersjiktet, men i denne registreringen er skogene kategorisert som ensjiktet (1) eller flersjiktet (2). Naturskogkriteriene for hogststubbeandel, dødvedmengde, dødvedprofil og store trær ble registrert som normalt. I kriteriet for store trær er inngangsverdien for bonitet

G8 er mer enn 0, og er derfor registrert som 1 i tabellen for kategorisering av naturskog (tabell x).

2.4.1.1 Analyse av nedbrytningsgrad og dimensjoner for dødvedenheter

Tabell 2 (vedlegg) viser fordelingen av dimensjoner og nedbrytningsgrad hver for seg, i de ulike klassene av død ved. Formålet var å undersøke om dimensjonsfordeling og nedbrytningsgrad har noen målt effekt på det totale antallet dødvedenheter i gammel flatehogd og gammel plukkhogd skog.

2.4.1.2 Presentasjon av forskjeller i mengdeforholdet mellom naturskogkriteriene

Funnene fra **Tabell 1** og **2** er illustrert i pivotdiagrammer og kakediagrammer. For å jevne ut forskjellene mellom prøveflatene i gammel plukkhogd skog (n=30) og prøveflatene i gammel flatehogd skog (n=25), er det brukt gjennomsnitt istedenfor sum for hver variabel. Dette er kun for å illustrere mengdeforholdet mellom de forskjellige variablene, og er ikke en korrekt gjengivelse av observasjonene gjort i felt. Det er heller ikke gjort statistiske analyser for å undersøke eksakte verdier for forskjellene som er funnet.

2.4.2 Feilmatrixe og lineær regresjonsmodell for kategorisert naturskog, med NiN's naturskogkriterier

Nøyaktigheten for kategoriseringen av NiN's naturskog er testet i en modell, hvor resultatene fra **Tabell 1** ble målt mot fasiten for naturskog.

2.4.3 Optimale modeller for naturskogvariabler og FLS- variabler

Naturskogvariablene bygger på NiN's naturskogkriterier for kategorisering av naturskog.

Forskjellen er at de ble testet som kontinuerlige variabler, uten inngangsverdier.

Naturskogvariablene som ble testet er *Hogstspor*, *Total mengde dødvedenheter*, *Lite nedbrutt liggende, død ved av middels dimensjoner*, *Sterkt nedbrutt, liggende død ved av middels dimensjoner*, *Lite nedbrutt, liggende, død ved av store dimensjoner*, *Sterkt nedbrutt, liggende død ved av store dimensjoner*, *Middels dimensjoner av liggende, død ved*, *Store dimensjoner av liggende, død ved*, *Lite nedbrutt, liggende død ved*, *Sterkt nedbrutt, liggende død ved*, *Store trær*, og *Flersjiktet trestruktur*, og *Kategorisert naturskog, ifølge NiN*. Laservariablene er slått sammen av vertikale og horisontale variabler, hvor vertikale variabler er basert på

høydepersentiler ($H10, H20 \dots H100$), beregninger av gjennomsnittshøyde ($Hmean$) standardavvik (Hsd), skewness ($Hskew$), kurtose ($Hkurt$) og variasjonskoeffisient for trehøyde (Hcv), og tetthet i kronesjiktet ($D0, D1 \dots D9$), samt variabler for andel vegetasjonsdekket mark (FR, RR, IR, BI) kronerelieff (CRR). Horisontale variabler er antall dominante tretopper ($nTops$), avstand til nærmeste nabotre ($nndist.mean$), standardavvik for gjennomsnittlig avstand til nærmeste nabo ($nndist.mean$), standardavvik for avstand til nærmeste nabo ($nndist.sd$), standardavvik for gjennomsnittlig antall trær innenfor 5 og 10 m ($nn5m.mean, n5m.sd, n10m.mean, n10m.sd$), avvik fra romlig homogen struktur ($K0, K1, K2 \dots K10$), gjennomsnittlig kronestørrelse ($crown.mean.area$), standardavvik for gjennomsnittlig kronestørrelse ($crown.sd.area$), og terskler for høyde på 3 og 5 m.

Naturskogvariablene og laservariablene er testet i en logistisk regresjonsmodell. Prøveflatene i gammel flatehogd og gammel plukkhogd skog ($n=55$) ble fordelt binomialt og klassifisert som dikotom variabel. For å analysere sannsynligheten for at hver av variablene har noen sammenheng med naturskog (fasit) ble det brukt generalisert lineær modell (GLM) og boksplott ved hjelp av R- funksjonen `ggplot2`. Forskjellene er signifikante dersom $p < 0,05$. P-verdier for modellene er funnet ved hjelp av Hosmer og Lemeshow goodness of fit (GOF) test. Variablene som modellene består av er testet i en ANOVA- tabell, for å se om elementene som består av, er statistisk signifikante.

En best subset seleksjon ble brukt for å finne de beste mulige modellene ved R- funksjonen `glmulti` (kilde). Klassifikasjonens nøyaktighet ble funnet på samme måte som for NiN's kategorisering av naturskog (over). For å beregne R^2 , ble McFadden's pseudo R^2 benyttet for å beregne sannsynligheten for at modellen predikerer med god nøyaktighet. Denne rangeres mellom 0 og 1, hvor høyere verdier vitner om en bedre prediksjon. Logistisk regresjon og boksplot viser variablenes sammenheng med sannsynlighet for naturskog, og spredningen av de forskjellige variablene.

2.4.4 Beregning av nøyaktighet

For de tre ulike feilmatrisene ble følgende mål på nøyaktighet beregnet; *Cohen's Kappa* viser om klassifikasjonen er mer nøyaktige enn tilfeldige, hvor Kappa- koeffisienten rangerer fra -1 til 1. En Kappa- verdi på 0 viser at klassifiseringen er like god som tilfeldig. AUC (Area under the ROC curve), måler nøyaktighet med verdier som spenner mellom 0,5 og 1. Et område på 1 viser en perfekt test, og 0,5 representerer en test uten verdi. *Produsentens nøyaktighet* viser sannsynligheten for at en tilfeldig prøveflate målt i felt blir kategorisert til

samme skogtype som i som fasiten, og *Brukers nøyaktighet* viser sannsynligheten for at en tilfeldig prøveflate i fasiten blir kategorisert på samme måte som i felt. Den logistiske regresjonen viser sammenhengen mellom variabelen (x-aksen) og sannsynlighet for naturskog (y-aksen), hvor «naturskog» er prøveflatene med gammel plukkhogd skog (fasiten).

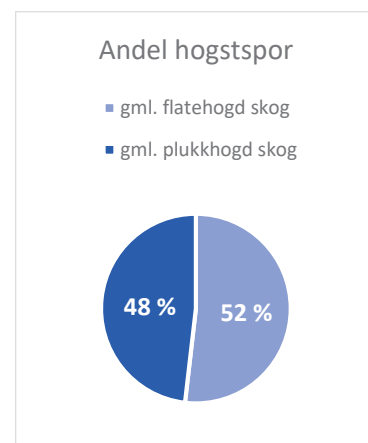
3 Resultater

3.1 Kategorisering av 7SD Skogbestandsdynamikk

3.1.1 Antall prøveflater som kvalifiserer til naturskog ifølge

NiN

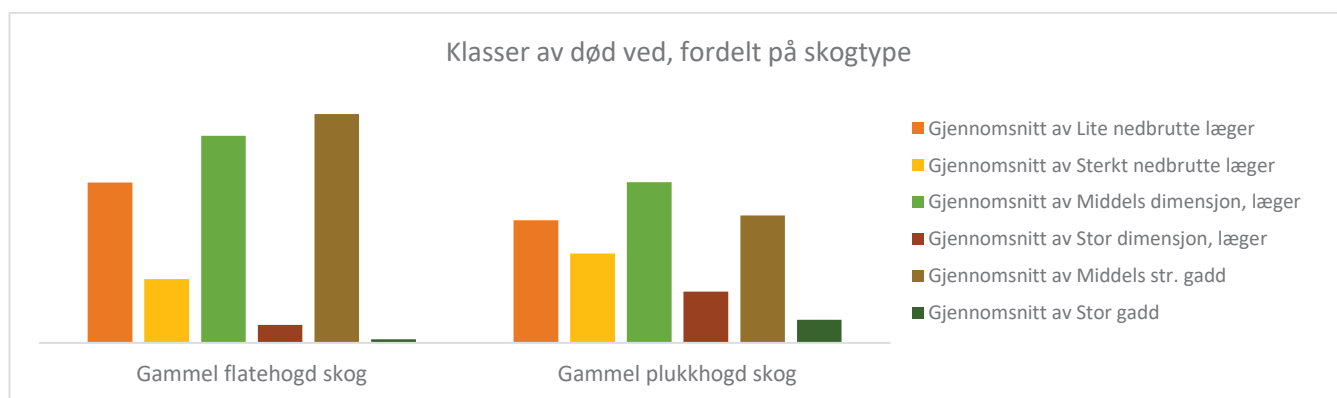
Det er 1 av 55 prøveflater som kvalifiserer til NiN's naturskogkriterier (tabell x, vedlegg y). Når man ser bort fra første hovedkriterium, *Hogststubeandel*, er det 20 av 55 prøveflater som kategoriseres som naturskog. Av disse er, ifølge fasiten, 8 prøveflater i georeferert gammel flatehogd skog, og 12 prøveflater i georeferert gammel plukkhogd skog. Mengden hogststubber på prøveflatene i gammel flatehogd skog er tilnærmet likt mengden i gammel plukkhogd skog (figur 2).



Figur 2: Prosentvis andel hogststubber i gammel flatehogd og gammel plukkhogd skog

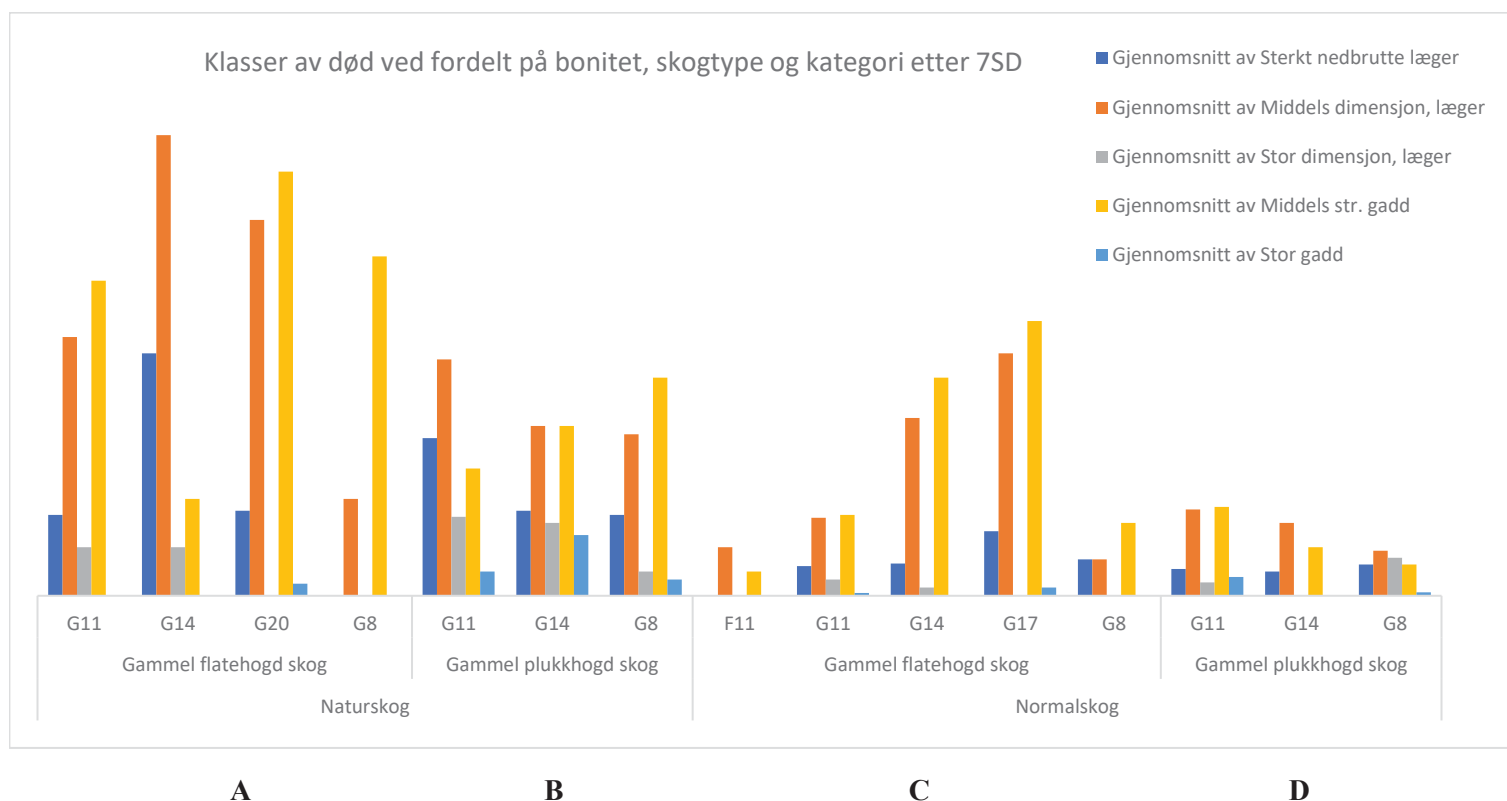
3.1.2 Dimensjoner og nedbrytningsgrad av dødvedenheter, fordelt på skogtype

Av naturskogkriteriene var det en overvekt av lite nedbrutte læger av middels dimensjon (Tabell 1, vedlegg). Figur 3 viser at liggende, død ved av middels dimensjoner utgjør mesteparten av totalmengden for død ved, hvor 88 % av total mengde dødvedenheter var av middels dimensjoner. Av figur 3 kommer det frem at læger og gadd av middels dimensjoner



Figur 3: Lite nedbrutte læger og læger av middels dimensjon er sterkt representert i forhold til sterkt nedbrutte læger og læger av stor dimensjon, særlig på prøveflatene i gammel flatehogd skog. Summen av alle klassene utgjør Hovedkriterium 2; Totalt antall dødvedenheter.

er sterkt representert i gammel flatehogd skog. I gammel plukkhogd skog har klassene av død ved en likere fordeling.

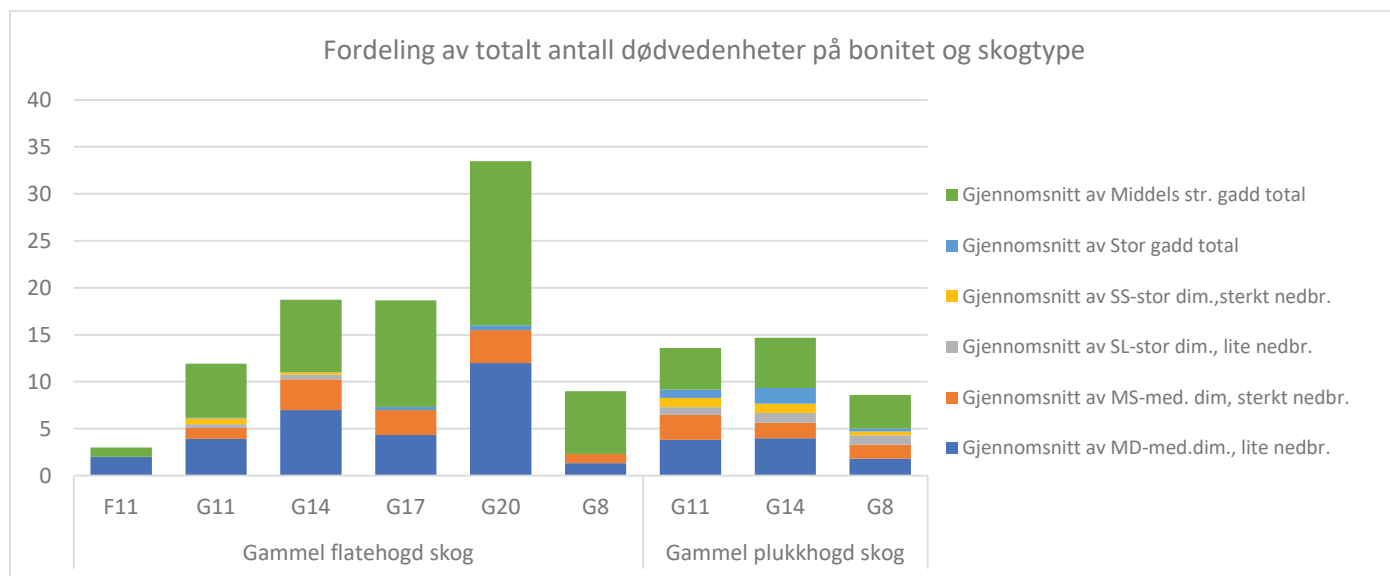


Figur 4: **A:** Prøveflater i gammel flatehogd skog, som er kategorisert til 7SD naturskog. **B:** Prøveflater i gammel plukkhogd skog, som er kategorisert til 7SD naturskog. **C:** Prøveflater i gammel flatehogd skog, som er kategorisert til 7SD normalskog. **D:** Prøveflater i gammel plukkhogd skog som er kategorisert til 7SD normalskog.

I Figur 4 er de forskjellige klassene med død ved fordelt på bonitet, skogtype og NiN's kategorisering av naturskog. I NiN's kategoriserte naturskog (A) har prøveflatene i gammel flatehogd skog størst andel læger og gadd av middels dimensjoner på høyere boniteter. I NiN's kategoriserte normalskog (C), har gammel flatehogd skog en fordeling av dødvedklasser som ligner den i kategorisert naturskog, men lavere antall. Store dimensjoner av læger uteblir fullstendig fra bonitet G20 og G8. Læger og gadd av stor dimensjon og sterk nedbrytningsgrad uteblir fullstendig i bonitet G8, selv om det er 1 prøveflate som er kategorisert til naturskog på denne boniteten. Ingen av prøveflatene i gammel flatehogd skog har tilgang på alle klasser av død ved, med unntak 1 prøveflate på bonitet G11, som er kategorisert til normalskog.

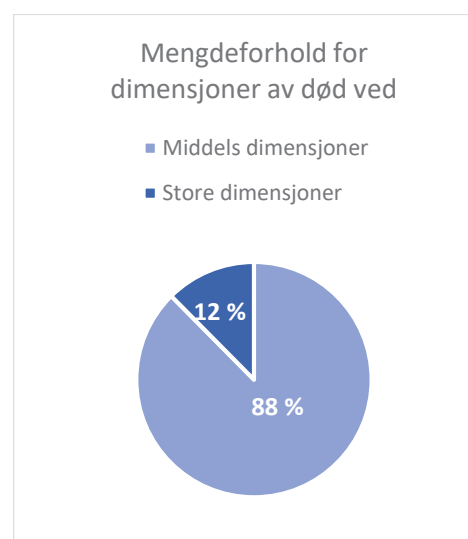
Figur 6 viser andel dødvedenheter fordelt på bonitet, i de to skogklassene.

Det er bonitet G20 i gammel, flatehogd skog som har størst tilgang på død ved, hvor gadd av middels dimensjoner og lite nedbrutte læger av middels dimensjoner utgjør mesteparten av mengden. Dette er likt for alle bonitetene på gammel flatehogd skog. En mindre del av mengden består av sterkt nedbrutte læger, også av middels dimensjoner.



Figur 6: Det er bonitet G20 som har det høyeste gjennomsnittet av antall dødvedenheter totalt, hvor gadd av middels størrelse og lite nedbrutte læger av middels størrelse utgjør mesteparten av mengden.

I kategorisert naturskog, er alle klassene med død ved representert i gammel plukkhogd skog (**Figur 4, B**). Gadd og læger av middels dimensjoner og liten grad av nedbrytning er mest tallrike på alle boniteter unntatt G11. I kategorisert normalskog har gammel plukkhogd skog (**D**) fortsatt tilgang på alle klasser av død ved (unntatt 1 prøveflate på G14), men ikke av høye nok verdier til å nå inngangskriteriene for 7SD. **Figur 6** viser at prøveflatene i gammel plukkhogd skog har et jevnere i sin fordeling av dødvedklasser. **Figur 5** viser mengdeforholdet for dimensjoner av død ved for de to skogtypene.



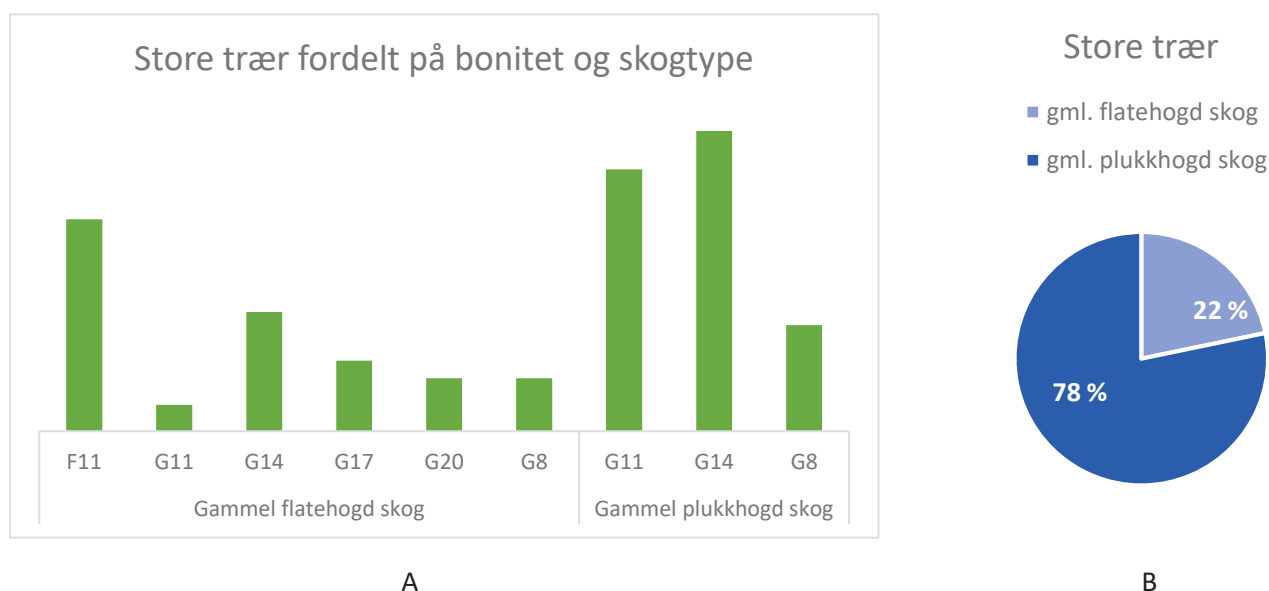
Figur 5: Andel død ved av middels og store dimensjoner, fra total mengde dødvedenheter

3.1.3 Sjøktning

Det var 7 av 55 prøveflater som hadde mer enn ett sjikt (**Tabell 1**, vedlegg). 3 av prøveflatene med flersjiktet trestruktur var i gammel plukkhogd skog.

3.1.4 Store trær

Store trær er å finne på alle prøveflatene som er kategorisert til naturskog (**Tabell 1**, vedlegg y). Av *Figur 7(A)* kommer det tydelig frem at de fleste store trærne var å finne på bonitet G11 og G14. I gammel flatehogd skog er det færre store trær, med unntak av på bonitet F11, hvor det bare var antall store trær som kvalifiserte til inngangsverdiene for naturskog. Andel store trær fordelt i skogtyper på prosent (**B**), viser at 78 % av mengden store trær var i gammel plukkhogd skog.



Figur 7: **A)** Fordelingen av gjennomsnittlig mengde store trær på bonitet og skogtype. **B)** Fordelingen av de to skogtypene i prosent, hvor prosent er regnet ut fra gjennomsnittet for hver skogtype.

3.2 Modellering basert på NiN's naturskog

Feilmatrisen for NiN's 7SD Naturskog viser at antall prøveflater som stemmer over ens med fasiten for naturskog, er 12 av 30, mens antall prøveflater som ifølge fasiten er kulturskog (normalskog) er 16 av 25. *Klassifikasjonens nøyaktighet* (total nøyaktighet) er 50 %, som forteller at det var halvparten av prøveflatene som ble riktig klassifisert. *Cohen's Kappa* måler 0,05, som viser at klassifiseringen er bedre enn tilfeldig. *AUC* er 0,52, som viser at klassifiseringen har en litt bedre nøyaktighet enn ingen nøyaktighet. *Produsents nøyaktighet*

viser høyest nøyaktighet for flatehogd skog/ normalskog (66,7%), og *Brukers nøyaktighet* viser høyest nøyaktighet for plukkhogd skog/ naturskog (60%).

	Flatehogd skog	Plukkhogd skog	Sum	Brukers nøyaktighet	
Normalskog	16	19	25	45,7	
Naturskog	8	12	30	60	
Sum	24	31			
Produsents nøyaktighet	66,7	38,7		*50%	*Total nøyaktighet
Kappa				0,05	
AUC				0,52	

Figur 8: Modell basert på NiN's kategorisering av naturskog.

3.3 Modellering basert på naturskogvariabler og FLS- variabler

Den beste GLM- modellen for naturskogvariablene består av variablene *Totalt antall dødvedenheter*, *Totalt antall store trær* og *Stor dimensjon av liggende, død ved* som sammen best predikerte forskjell på kulturskog og naturnær skog. Naturskogmodellen hadde en p-verdi på 0,59, altså ikke signifikant. Avviket ble forklart med 26,8 %, og McFadden's R² var på 0,26. Feilmatriksen (**figur 9**) viser at modellen for naturskogvariablene har 19 klassifiseringer av gammel flatehogd skog, og 20 klassifiseringer av gammel plukkhogd skog som stemmer over ens med fasiten. Modellen for laservariablene har samme resultat for gammel flatehogd skog, men har et høyere antall klassifiseringer som stemmer over ens med fasiten, for gammel plukkhogd skog (25). Klassifikasjonens nøyaktighet er 70 % for naturskogmodellen og 80 % for lasermodellen. Produsents nøyaktighet viser høyest nøyaktighet for gammel flatehogd skog (76,9 %). Det samme gjorde brukers nøyaktighet (76 %). Av laservariablene som ble valgt ut, var det *Hcv.L* (variasjonskoeffisient for trehøyde), *D3.L* (kronetetthet) og *gap.sum.area* (sum glenneareal) som utgjorde den beste modellen. Lasermodellen hadde en p- verdi på 0,76. Avviket ble forklart med 40, 43 %, og McFadden's R² var på 0,40, som betyr at denne modellen predikerer for naturskog med større nøyaktighet enn naturskogmodellen. Cohen's Kappa viste 0,42 for naturskogmodellen og 0,59 for lasermodellen. Dette viser at modellen for laservariablene er mindre tilfeldig enn modellen for naturskogvariablene, siden denne er nærmere 1 (100 %). Likeså viser AUC at modellen for laservariablene (0.80) er nærmere 0,80 enn naturskogmodellen (0.71), som viser at modellen med laservariablene har større nøyaktighet (**Figur 9**). *Produsents nøyaktighet* viser høyest nøyaktighet for gammel plukkhogd skog (80,6 %). Det samme gjør *brukers nøyaktighet* (80,6 %).

3.3.1 Tolkning av logistiske regresjonsmodeller

3.3.1.1 Naturskogvariablene

Hver av naturskogvariablene var p- verdi $<0,001$ (*Store trær*), 0,090 (*Liggende død ved av store dimensjoner*), og 0,263 (*Totalt antall dødvedenheter*). Standardavvik for naturskogvariablene var 16,20 (*Store trær*), 2,86 (*Liggende død ved av store dimensjoner*), og 1,25 (*Totalt antall dødvedenheter*) (**Figur 10**). Variabelen som skiller seg ut i naturskogmodellen, er *Totalt antall dødvedenheter*, som har negativ sammenheng med sannsynlighet for naturskog (**Figur 11, C**). Naturskogvariabelen *Store trær* har en signifikant, positiv korrelasjon med sannsynlighet for naturskog og p- verdi $<0,001$ (**B**). Variabelen *Liggende, død ved av store dimensjoner* har en positiv korrelasjon med sannsynlighet for naturskog (**A**).

	Flatehogd skog	Plukkhogd skog	Sum	Brukers nøyaktighet
<i>Naturskogvariabler</i>				
Flatehogd skog	19	10	29	76
Plukkhogd skog	6	20	25	66,7
Sum	30	25	54	
Produsents nøyaktighet	76,9	65,5		*70%
Kappa				0,42
AUC				0,71
<i>Laservariabler</i>				
Flatehogd skog	19	6	25	79,2
Plukkhogd skog	5	25	30	80,6
Sum	24	31		
PA	79,2	80,6		*80%
Kappa				0,48
AUC				0,79

McFadden
0.2681434

McFadden
0.4043208

Figur 9: Feilmatrix for modellene for naturskogvariablene og laservariablene. Matrisen viser at lasermodellen har et høyere antall true/ positive av gammel plukkhogd skog (25) og likt antall true/ positive gammel flatehogd skog som naturskogmodellen. McFadden's pseudo R^2 for begge modeller til høyre for tabellen

*Total nøyaktighet

3.3.1.2 Laservariablene

For *Hcv.L* var p-verdi $<0,001$, for *gap.sum.area* 0,003, og for *D3.L* 0,015. Alle er statistisk signifikante, da p- verdier er lavere enn 0,05. Standardavviket var 16,34 (*Hcv.L*), 5,84 (*D3.L*) og 8,45 (*gap.sum.area*) (**Figur 10**). Alle har en positiv, signifikant korrelasjon med sannsynlighet for naturskog.

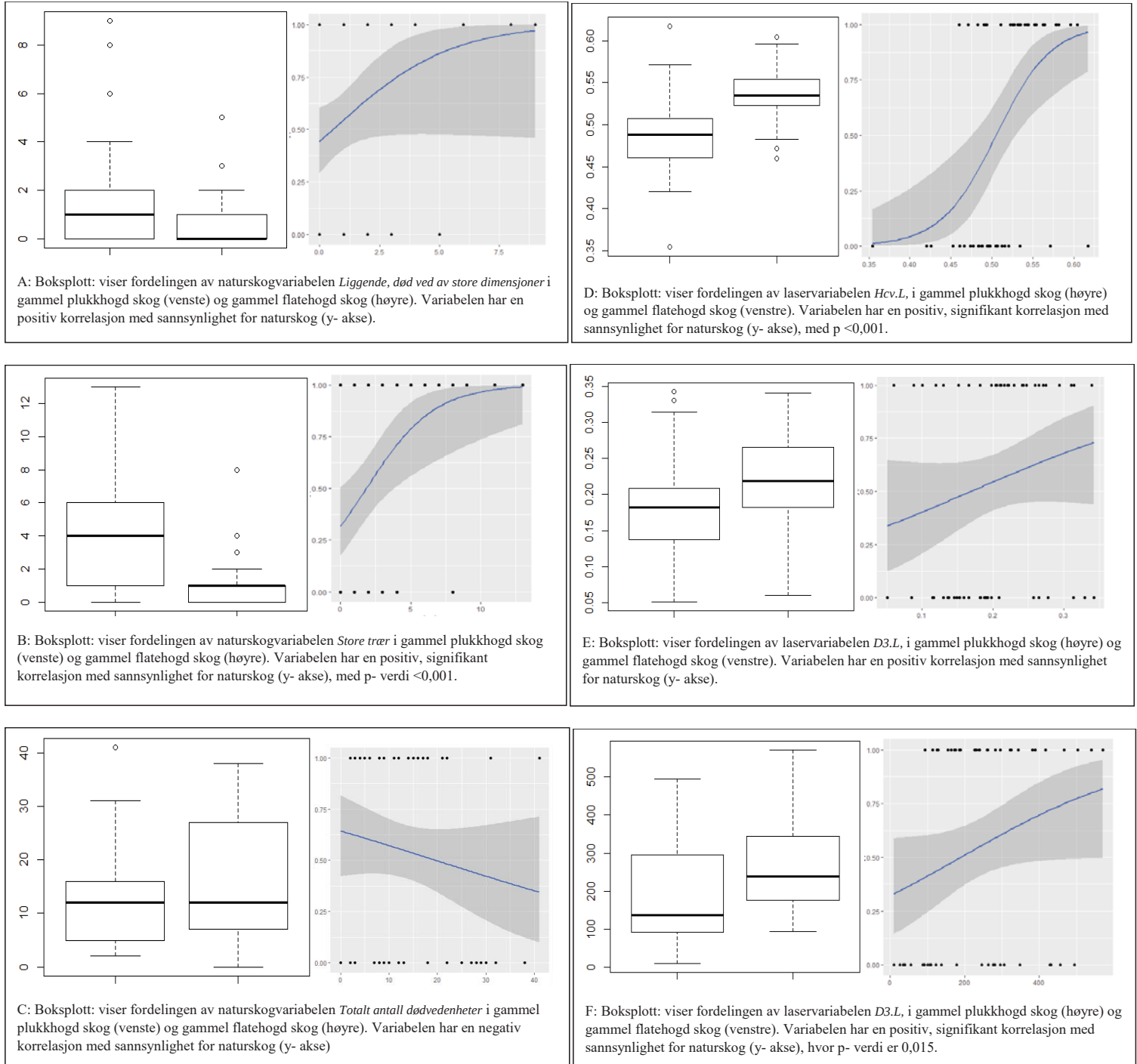
```

#Df      Deviance Resid. Df Resid.    Dev    Pr(>Chi)
#NULL      54      75.791
#dødvedenhet 1      1.2517 53      74.539 0.26323
#stortre    1      16.2079 52      58.331 5.676e-05 ***
# SD        1      2.8632 51      55.468 0.09062 .
# ---
# Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

#Df      Deviance Resid. Df Resid.    Dev    Pr(>Chi)
#NULL      54      75.791
#Hcv.L      1      16.3481 53      59.443 5.271e-05 ***
#D3.L       1      5.8424 52      53.601 0.015645 *
#gap.sum.area 1      8.4534 51      45.147 0.003644 **
# ---
# Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

```

Figur 10: ANOVA- tabell for variablene som naturskogmodellen og lasermodellen består av, naturskogvariabler øverst og laservariabler nederst.. Ifølge testen har naturskogvariablen stortre (Store trær) og laservariablene signifikante p- verdier.



Figur 11: Oversikt over naturskogvariablene og laservariablenes fordeling i gammel plukkhogd og gammel flatehogd skog, Logistiske regresjonsmodeller som viser variablenes sammenheng med sannsynlighet for naturskog.

4 Diskusjon

4.1 Generelle funn- et overblikk

Analysene viser at 1 av 55 prøveflater i gammel plukkhogd og gammel flatehogd skog kvalifiserte til NiN's inngangskriterier for naturskog. Hvis første hovedkriterium, *Hogststubbeandel*, utelukkes, er det 20 av 55 prøveflater som kategoriseres som naturskog. 8 av disse var i gammel flatehogd skog og 12 var i gammel plukkhogd skog. Det var tilnærmet lik mengde hogstspor i gammel flatehogd og gammel plukkhogd skog. Læger og gadd av middels dimensjoner dominerte den totale mengden av død ved (88 %), og var særlig representert på middels og høgere boniteter i gammel flatehogd skog. Prøveflater med gammel plukkhogd skog hadde en jevnere fordeling av forskjellige klasser død ved, men lavere totalt antall dødvedenheter enn gammel flatehogd skog. Det var størst mengde død ved på høyere boniteter. 7 av 55 prøveflater hadde flere enn ett sjikt, hvor 3 av disse var i gammel plukkhogd skog. Det var store trær på alle prøveflatene som ble kategorisert til naturskog, og det var færre store trær i gammel flatehogd skog enn i gammel plukkhogd skog (78 % i gammel plukkhogd skog). Det var store trær på alle bonitetene, men flere boniteter med store trær i gammel flatehogd skog enn i gammel plukkhogd skog. Den ene prøveflaten i furubestand skilte seg ut ved å ha flere store trær, men spesielt lite død ved. Ellers var det få store trær på de høyere bonitetene i gammel flatehogd skog. Resultatene fra modelleringene basert på NiN's naturskog, naturskogvariabler og laservariabler, viser at naturskogmodellen (70 % total nøyaktighet) hadde en høyere nøyaktighet enn NiN's naturskog (50 % total nøyaktighet). Mest nøyaktig var lasermodellen, med 80 % total nøyaktighet. Den logistiske regresjonen viste at naturskogvariablene *Store trær* og *Liggende, død ved av store dimensjoner* hadde en positiv sammenheng med sannsynligheten for naturskog, mens *Totalt antall dødvedenheter* hadde en motsatt korrelasjon. Laservariablene *Hcv.L*, *D3.L* og *gap.sum.area* hadde alle signifikant, positiv korrelasjon med sannsynlighet for naturskog.

4.2 NiN's naturskogkriterier

4.2.1 Hogststubber

Fullstendig mangel på spor etter hogststubber utgjør hovedkriterium 1 i NiN's inngangsverdier for naturskog, med NiN's definisjon for naturskog til grunn. Ifølge Thylén og Blindheim (2017) trenger fravær av hogststubber i seg selv ikke å være et kriterium for naturskog. Mangel på stubber kan skyldes at skogbestandet er vokst opp etter bruk som

kulturmark, eller at stubbene er overgrodd av mose. Man regne med å finne hogstspor i så godt som alle norske skogbestand, på grunn av kontinuerlig bruk gjennom flere hundre år (Brandrud et al 2013). Forskjellig nedbrytningshastighet, som kommer av regionale forskjeller eller om stubben er av gran eller furu kan (ifølge Midteng et al. (2017) bety mye for forekomsten av hogststubber. I miljøer med sen nedbrytning vil det være hogststubber selv om skogbestanden er svært gammelt og har andre elementer som tilsvarer naturskogkvaliteter, slik som på prøveflatene i denne oppgaven.

Hogststubber forekom på alle prøveflater unntatt én. Fraværet av hogststubber på denne ene prøveflaten kan skyldes prøveflatens størrelse. Bestanden er flatehogd, men tilfeldigheter kan gjøre at det ikke er hogd i prøveflatens plassering i bestanden, eller at stubbene ikke var synlige. På bakgrunn av skogbestandenes historikk, er det å forvente at det finnes hogststubber på prøveflatene med både gammel plukkhogd og gammel flatehogd skog. På flere av prøveflatene i gammel plukkhogd skog var det store, grove stubber etter store trær som ble felt for lang tid tilbake. Groven et al (2001) fant, i sin studie om rekonstruksjon av gamle skogbestand, hvor hogststubber i gammel plukkhogd skog ble brukt som historisk referanse, at hogststubbene brukte mer enn 100 år på å brytes fullstendig ned. Hogststubber er, på tross av å være hogd fremfor å være dannet naturlig, død ved med forskjellige dimensjoner og nedbrytningsgrader. Ifølge Hjalten et al. (2010), overses lave stubber ofte som livsmiljøer for vedlevende organismer. Lave stubber i flatehogd skog er funnet å være et viktig substrat for vedboende biller (Andersson et al. (2015), samt lav og moser (Caruso og Sjögren (2009). Ifølge studien til Brin et al. (2013), antyder antallet vedboende arter funnet i stubber, at stubber har høyere artsdiversitet enn læger, og kan fungere som substitutthabitat for et utvalg vedboende arter som er tilknyttet liggende død ved. Med tanke på stubbenes alder på prøveflatene i gammel plukkhogd skog, er det sannsynlig at også slike stubber er tilknyttet et utvalg vedboende arter. Det kan derfor være interessant å se om hogststubber i gammel plukkhogd skog er av verdi for biologisk mangfold og bør kartlegges i lys av dette.

4.2.2 Død ved

Døde trær er habitat for en rekke skoglevende arter, herunder mange sjeldne, spesialiserte og rødlistede arter av sopp og insekter. Forekomst, men også variasjon i dødvedkvalitet som treslag, dimensjoner og nedbrytningsstadium, er avgjørende for mange vedboende arter (Siitonen 2001). Ulike dimensjoner og nedbrytningsgrad av død ved tjener et forskjellig

utvalg av arter, hvor vedens egenskaper i form av treslag, soleksponering og dødsårsak også spiller inn på den døde vedens kvalitet (Stokland og Kauserud 2003).

Død ved, hvor alle klasser tilstrekkelig representert, er en indikasjon på konituitetsskog, hvor mengde og kvalitet av død ved utgjør en viktig ressurs for biologisk mangfold i skog (Rolstad et al. 2002). Ifølge Brandrud et al. (2013) er det viktig å skille mellom dødvedkonsentrasjoner i naturskog som er verdifull for gammelskogarter, og konsentrasjoner av død ved i høyproduktiv skog som er dannet på kort tid. Sistnevnte viser seg ofte å ha et ensartet dødvedsamfunn.

I en skog med naturlig dynamikk, forårsakes forandringer i skogstrukturen av forstyrrelser som bestemmer skogmiljøets prosesser, artssammensetning og struktur (McCarthy 2001: White og Pickett 1985). Storskala forstyrrelser som skogbrann, insektangrep og stormfelling kan endre store skogområder mot et tidligere suksjonsstadium (Kuuluvainen og Grenfell 2012). Død hos enkelttrær eller små tregrupper skyldes småskala forstyrrelser som sykdom, insekter, sopp, vindfall eller snøbrekk, og uregelmessigheter i bakken (Kuuluvainen 1994). Slik glennedynamikk gjør at det til stadighet er en pågang på nye substrater for vedboende arter (Siitonen 2001). Ved plukkhogst blir store trær som ellers ville forsynt skogen med stående og liggende død ved, fraktet ut av økosystemet (Brandrud et al 2013). På grunn av skogbrukshistorikken, er mengden død ved trolig redusert med mer enn 90 prosent de siste 300- 400 årene i Norge (Rolstad og Storaunet 2015). Siden Landsskogtakseringens første takst, har mengden død ved firedoblet seg i perioden mellom 1925 og 2012. Dette er fordi avvirkingen har vært lavere enn tilveksten i en lengre periode. Det har vært størst tilførsel med død ved av små dimensjoner (10- 20 cm) (Storaunet et al. 2011). Skogbestander som i dag har god tilgang på liggende, død ved av store dimensjoner kan derfor tenkes å være svært gamle, selv om størrelse og nedbrytningsgrad også henger sammen med lokale vekstforhold.

4.2.2.1 Dødvedmengde

Det var større mengde med død ved i gammel flatehogd skog enn i gammel plukkhogd skog, hvor bonitet G20 hadde høyest gjennomsnittlig dødvedmengde. Den større mengden dødt virke i flatehogd skog var ikke forventet, siden prøveflatene med gammel plukkhogd skog er eldre og burde ha produsert mer død ved. Denne forventningen har bakgrunn i resultatene fra Storaunet og Rolstads undersøkelse av mengde og utvikling av død ved (2015) hvor overaldrig hogstklasse 5 (naturskog) hadde nesten 50 prosent større mengde av død ved enn yngre hogstklasse 5. I lite påvirket, grandominert skog varierte dødvedmengden fra 20- 40

kubikkmeter pr. hektar i lavproduktive bestander, til 70- 120 kubikkmeter pr. hektar i høyproduktive bestander. Dette illustrerer forskjellen i produksjonen av død ved på ulike boniteter, hvor skoger med dårligere vekstforhold, på tross av lang tid (80- 100 år) uten påvirkning, kanskje ennå ikke har startet noen produksjon av død ved. Som motsats, vil flere høyproduktive gammelskoger ha begynt å opparbeide (mye) død ved (Brandrud et al. 2013). En forklaring på den høye forekomsten av dødvedenheter i gammel flatehogd skog, kan derfor være at den plukkhogde skogen som til dels står på svært dårlig bonitet, nyligere har begynt sin produksjon av dødt virke.



Gammel flatehogd skog på bonitet G17 og bonitet G20, med mye død ved av middels dimensjoner

4.2.2.2 Dødvedkvalitet

Det var gadd og læger av middels dimensjoner som utgjør mesteparten av det totale antallet dødvedenheter (88 %), og det var gammel flatehogd skog som hadde størst forekomst av denne dødvedkvaliteten. Sannsynligvis skyldes dette selvtynning på prøveflatene i gammel flatehogd skog. Selvtynning er et resultat av konkurranse i yngre skogbestander, mens trær i eldre skoger dør på grunn av eksterne forstyrrelser (Kuuluvainen 1994). Dette kan stemme overens med skogbestandets utseende og historikk på de prøveflatene hvor middels dimensjoner av død ved var overrepresentert. Prøveflatene med gammel flatehogst er muligens også blitt plantet tett, og dermed utsatt for selvtynning i større grad.

Naturskogvariabelen *Liggende død ved av store dimensjoner* hadde en positiv sammenheng med sannsynligheten for naturskog. Både gadd og læger av store dimensjoner forekom i større mengde i gammel plukkhogd skog. Dette har sannsynligvis en sammenheng med skogtypenes fordeling av store trær (se under).

4.2.3 Sjiktning

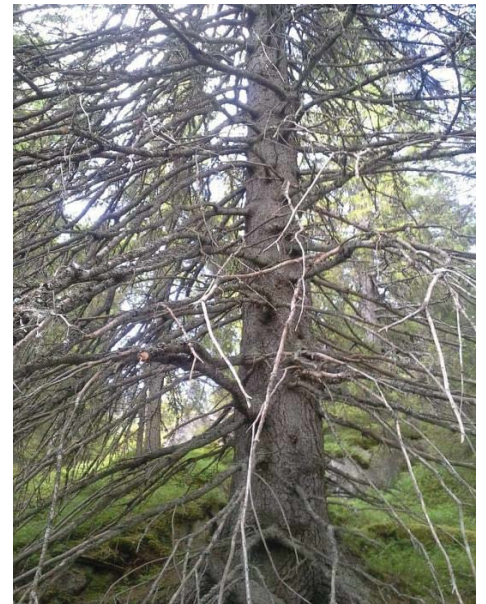
Inngangsverdiene for naturskogkriteriet er «3» - *flersjiktet struktur*. Variabelen registreres som enetasjet (1), toetasjet (2) og fleretasjet (3), og beskriver skogens fordeling av trestørrelser på vertikalt plan. I en skog som ikke domineres av storskala forstyrrelser (eller hogst) over lengre tid, vil utvikle en flersjiktet skogstruktur, hvor trærne har ulik alder og størrelse. Naturlig sjiktet skog er et resultat av småskala forstyrrelser (over), som fører til åpninger i kronedekket og gjør at lys og varme slipper ned til skogbunnen. Slik glenneforyngelse gir gode spireforhold, og forandrer skogstrukturen på romlig skala (Sverdrup- Thygeson et al. 2016). Man kan dermed forvente en viss grad av flersjiktet trestruktur i en skog hvor naturlig glennedynamikk har fått rå over lengre tid. Ifølge Pedersen et al. (2017) er tresjiktstruktur i praksis viktig for å skille naturskog fra normalskog.

Det var ikke registrert flere enn 2 sjikt på noen av prøveflatene. Siden data for sjiktning var registrert av en skogtekniker for et annet prosjekt, ble skogstrukturen oppført som 1) ensjiktet eller 2) flersjiktet. Om «flersjiktet» dekker NiN's krav om fleretasjet tresjiktstruktur er dermed usikkert. 7 av 55 prøveflater hadde flere enn ett sjikt, hvor 3 av 7 var i gammel plukkhogd skog. Mangelen på fleretasjet struktur kan komme av samme grunn som for dødvedmengde i gammel plukkhogd skog; at lavere boniteter og langsommere nedbrytningshastighet ligger til grunn for at skogen ikke er kommet til et slikt stadie ennå (over). Det er også mulig at bestandene er skjøttet ved tynning, og at dette er grunnen til at det var få yngre trær på prøveflatene.

4.2.4 Store trær

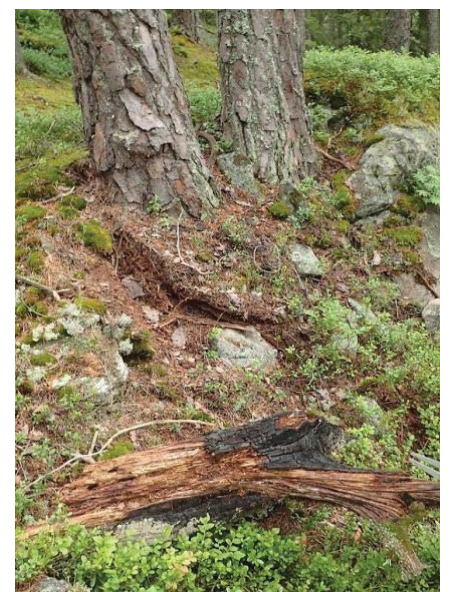
Store trær er det viktigste substratet for truede arter i tempererte og boreale skoger (Bunell et al. 1999). Store grantrær utvikler naturskogtrekk etter 80- 100 år, og fungerer som livsmiljø for arter av moser, lav, sopp, pattedyr og sekundære hullrugere (Humphrey 2005). Stor furu er viktig som reire for kongeørn (*Aquila chrysaetos*) (Menkens og Anderson (1987): Tjernberg (1983)). Både levende og dødt virke av store trær er viktig for mange arter av vedboende arter, hvor flere er knyttet utelukkende til store dimensjoner (Siitonen og Saaristo 2000).

Vekstforhold spiller i stor grad inn på antallet store trær i en skog. En gran på bonitet G20 når en høyde på 20 meter ved 40 års alder. En gran på bonitet G8 vil til sammenligning være 8 meter høy ved 40 års alder (Kjellsen 2014). Med andre ord, kan gran på høyere bonitet kan være hogstmoden i en alder av 60 år, mens en furu på lav bonitet er hogstmoden først når den er godt over 100 år gammel (Dalen 2016). Eksakt alder er vanskelig å forutsi uten en boreprøve, hvor antallet årringer gir en nøyaktig aldersbestemmelse av treet (Becker 1992). Trestørrelse henger i stor grad sammen med regionale forutsetninger, siden trær vokser saktere lenger nord, på fjellet, og på svært tørkeutsatt eller fuktig mark (Framstad et al. 2018). Regionale forskjeller i veksthastighet gjør at gamle trær ikke nødvendigvis er store, og det er foreslått at gran og furu skal registreres som gamle trær fremfor store trær, fordi strukturene som danner viktige mikrohabitater for arts mangfoldet i større grad er knyttet til treet alder enn størrelsen (Framstad et al. 2018).



Stor gran (>50 cm dbh) i gammel plukkhogd skog

Det var store trær på alle prøveflatene som kvalifiserte til NiN's naturskog, og det var en sammenheng mellom store trær og sannsynlighet for naturskog. Det var forventet at gammel plukkhogd skog hadde flere store trær enn gammel flatehogd skog, siden urørt skog vil ha et betydelig antall store og gamle trær (Rolstad et al. 2002). Det ble funnet store trær på alle bonitetene som er representert på prøveflatene. I gammel flatehogd skog var det få store trær på de høyere bonitetene (G20 og G17), og flest på F11, som var en lavere bonitet. At flere store furuer på en prøveflate med tydelig dårligere vekstforhold, kan skyldes at denne delen av bestandet ikke har vært hogd og at disse trærne var eldre. Brannspor, samt tilnærmet fravær av læger og gadd, kan tyde på at denne hogstflaten har hatt en mindre skogbrann. Siden furu er tilpasset mindre branner (Fernandes et al. 2008), kan dette være forklaringen på at det ikke var død ved i nevnbare grad på denne prøveflaten. Prøveflatene med gammel plukkhogd skog hadde et høyere antall store trær enn gammel flatehogd skog. De fleste var på lavere



Brannspor på bonitet F11. Foto: Elise K. Fjellberg

bonitet (G8- G14), hvor G11 hadde det høyeste antallet store trær. Boreprøver kan vise sikkert om de store trærne i gammel plukkhogd skog er eldre enn de store trærne på prøveflatene i gammel flatehogd skog. Det ble ikke registrert gamle trær under feltarbeidet, men de store trærne på de laveste bonitetene kan ha utviklet barkstruktur og andre kvaliteter som er viktige for vedboende arter som har nytte av gamle trær av store dimensjoner.

4.3 Funn av naturskog med NiN

Lang eller kort økologisk kontinuitet i skog avhenger av skogområdets historikk. Kort kontinuitet kjennetegner skog som er flatehogd, hvor tilnærmet hele biomassen er fraktet ut av systemet. Ved plukkhogst fraktes biomasse ut av skogen, men tapet av biomasse er ikke like stort. Trær av yngre alder og mindre dimensjoner står igjen, og slik kan det opprettholdes en kontinuitet i kronesjiktet og på skogbunnen. En forsiktig plukkhogd skog kan slik sett ha karaktertrekk som ligner glennedynamikken som er et resultat av småskala forstyrrelser. En skog med lang økologisk kontinuitet skiller seg fra flatehogd skog ved å ha et intakt rotsystem og kronesjikt, store mengder av stående død ved og liggende død ved i alle dimensjoner og nedbrytningsklasser og trær i alle størrelser og aldre representert (Hågvar 2011).

I lys av forskjellig hogsthistorikk og økologi, har gammel plukkhogd skog mange trekk som tilsier en biologisk verdi som naturskog. Likevel vil gammel plukkhogd skog som ikke er underlagt vern, gjerne skjøttes i form av tynning og annen skogbruksvirksomhet.

Dette kan ha en påvirkning på kategoriseringen av naturskog, jf. delen om sjiktning over. Flere av prøveflatene i gammel plukkhogd skog som ikke ble kategorisert til naturskog, hadde til dels et stort antall store trær, men liten mengde død ved. Dette gjaldt særlig prøveflatene på bonitet G8 og G11, som støtter oppunder indikasjonen om at lavere bonitet kan være grunnen til at prøveflatene ennå ikke har opparbeidet store mengder død ved. God bonitet og selvtynning som et resultat av dette kan derimot ha betydning for mengden av gadd og læger av middels dimensjoner. Ifølge Rolstad og Storaunet (2015), er en rekke arter knyttet spesifikt til sterkt nedbrutt virke eller død ved av store dimensjoner. En stor mengde død ved av middels dimensjoner vil derfor være bra for arter som kan nyttiggjøre seg



Død ved i gammel plukkhogd skog

av denne kvaliteten død ved, men ikke fungere som en erstatning for død ved av grovere dimensjoner, uansett nedbrytningsstadiet. Antallet prøveflater som ble kategorisert til naturskog hadde sannsynligvis sett annerledes ut hvis naturskogkriteriene i større grad vektla gadd og læger av store dimensjoner.

Ifølge Hansen et al (1991) er tettheten av store trær, kronedekke og bunnsjiktstruktur, gadd og læger varierende gjennom et skogbestands livsløp, hvor tettheten i stor grad korrelerte positivt med naturskog. Antall og volum for gadd og læger, var derimot høyest i unge (40- 80 år) og svært gamle (>200 år) bestander, og lavere i modne (80- 200 år) bestander. Det er usikkert om dette har noe å si for observasjonene gjort i denne oppgaven. Det er likevel en indikasjon om at høyt volum av gadd og læger i unge bestander og lavere volum i modne skoger gjør at gammel flatehogd skog kategoriseres som naturskog. Gammel plukkhogd skog som har kontinuitet i kronedekke og jordforhold, står på lavere boniteter eller er skjøttet ved tynning, risikerer dermed å falle utenfor NiN's kategorisering av naturskog, slik som 12 av 30 prøveflater gjorde i denne oppgaven. Dette er når kriteriet om fullstendig mangel på hogststubber ikke er inkludert.

4.4 Funn av naturskog med modeller basert på kontinuerlige naturskogvariabler, og laservariabler som beskriver vertikal og horisontal skogstruktur

Variablene som naturskogmodellen består av er som man kan forvente av struktur i en naturskog, da liggende og stående død ved av store dimensjoner og store trær er kjennetegn for ekte naturskog (Framstad et al. 2018). At sannsynligheten for naturskog øker ved forekomst av store trær og liggende død ved av store dimensjoner øker, stemmer derfor godt med etablert, vitenskapelig kunnskap om naturskogstruktur. Naturskogvariabelen *Totalt antall dødvedenheter* ga motsatt resultat, som forklares med store mengder død ved av middels dimensjoner i gammel flatehogd skog.

Lasermodellen bestående av variablene *Hcv.L*, *D3.L* og *gap.sum.area* forklarer skogstrukturen med variasjon av trehøyde, kronetetthet og glenner i skoglandskapet. Dette er også kjente elementer for å forklare naturskogstruktur. Modellen for laservariablene forklarte forskjellene på gammel plukkhogd og gammel flatehogd skog bedre enn naturskogvariablene, med høyere nøyaktighet og mindre grad av tilfeldighet. Variablene som modellen består av, hadde også en signifikant sammenheng med sannsynlighet for naturskog. Siden variablene var

en del av datasettet som stemte over ens med fasiten for naturskog i ni av ti tilfeller (Sverdrup- Thygeson et al. 2016), var det som forventet at modellen ville få lignende utfall i denne oppgaven.

Det opprinnelige datasettet var fra 369 prøveflater, hvor bare 55 prøveflater ble besøkt under feltarbeidet i denne studien. Opprinnelig var prøveflatene var også litt større (0,2 ha) enn 750 m², som kan ha hatt innvirkning på resultatet. Den mindre treffsikre lasermodellen i denne oppgaven skyldes derfor et snevrere datagrunnlag. Det er sannsynlig at også naturskogvariablene hadde fått en tydeligere nøyaktighet dersom flere av prøveflatene hadde vært kartlagt i felt.

4.5 Bruk av flybåren laser for kartlegging av naturskog

NiN's naturskogkriterier er under arbeid. Framstad et al. (2018), anbefaler å ikke kartlegge med variabelen 7SD- NU Naturskogens utviklingsfaser inntil videre, men heller registrere enkeltvariablene som naturskogkriteriene består av. Dette er hensiktsmessig fordi variablene er viktige elementer i et naturskogmiljø, og nyttige når NiN's naturskogkriterier er gjennomarbeidet og velprøvd. I mellomtiden, og i fremtiden, kan flybåren laser brukes til å grovsortere områder som er aktuelle for hogst på en objektiv og etterprøvbar måte. Med resultatene fra Sverdrup- Thygeson et al. (2016) ser man at FLS vil, med stor sikkerhet, kunne avgrense skogområder med struktur som er verdifull for biologisk mangfold i skog fra omkringliggende kulturskog. Skogområdet kan senere bekreftes med in situ registreringer, hvor enkeltvariabler kartlegges og kategoriseres med NiN's reviderte inngangskriterier for naturskog. Kartlegging med flybåren laser vil også skille ut skog med naturskogstruktur i områder med ulendt og ufremkommelig terreng, slik at tidkrevende og kostbare feltregistreringer kun gjennomføres i områder med naturskogkvaliteter.

Flybåren laser kan med fordel brukes til kartlegging av naturskog, jf. målet om å kartlegge hvor den eldste skogen finnes (St.meld.nr.6 (2016-2017)) og siden områder som er viktige for biologisk mangfold skal kartlegges først, jf Innst. 144 S (2014-2015).

5 Konklusjon

Kategoriseringen av naturskog etter NiN's naturskogkriterier stemte ikke over ens med fasiten for naturskog, som er georeferert gammel plukkhogd skog. Dette skyldes i hovedsak kravet om fullstendig fravær av hogststubber, som utelukker all skog som har spor etter hogst. Når man ser bort fra dette kriteriet, er det 12 av 30 prøveflater i gammel, plukkhogd skog som kvalifiserer til inngangsverdiene og kategoriseres som naturskog.

Andre hovedkriterium, total dødvedmengde, kan ha behov for justeringer da en overvekt død ved av middels dimensjoner har trukket snittet for total dødvedmengde opp, og kvalifisert flere prøveflater i gammel flatehogd skog til naturskog. Dette er når man ser bort fra første hovedkriterium. Det ser ut til at litt dårligere bonitet på prøveflatene i gammel plukkhogd skog kan være begrensende for produksjonen av dødvedenheter og store trær, samt utvikling av flersjiktet trestruktur. NiN håndterer forskjeller i vekstforhold ved å ha inngangsverdier for ulike boniteter, men dette tar ikke høyde for skog på lavere boniteter som ennå ikke har kommet i gang med produksjon av død ved. Slik NiN's naturskogkriterier fungerer i dag, er de dårlig egnet til å kategorisere gammel plukkhogd skog som naturskog. Hvis man ser bort fra kriteriet om totalt fravær av hogstflater er de noe bedre.

Ved sammenligning av modellen som er basert på NiN's kategorisering av naturskog, samsvarer modellen som består av kontinuerlige naturskogvariabler bedre med fasiten for naturskog som er bestemt ut fra de georefererte prøveflatene med gammel plukkhogd og gammel flatehogd skog. Modellen som er basert på vertikale og horisontale laservariabler sammenfaller best med fasiten for naturskog, som indikerer at bruk av flybåren laser er mer nøyaktig, og derfor mer hensiktsmessig å bruke til kartlegging av naturskog enn naturskogvariabler registrert i felt.



Stort tre og stor læger i gammel plukkhogd skog

6 Kilder

Andersson, J., Hjalten, J., Dynesius, M. (2015). «Wood- Inhabiting Beetles in Low Stumps, Hight Stumps and Logs on Boreal Clear- Cuts: Implications for Dead Wood Management. *PLoS ONE*. Vol. 10

Artsdatabanken 1. «4TS Trestørrelse». Lest fra:
<https://www.artsdatabanken.no/Pages/181884> (04.04.2019)

Bater, C. W, Coops, N., Gergel, S. E., Collins, D. (2009). «Estimation of standing dead tree class distributions in northwest coastal forests using lidar remote sensing». *Canadian Journal of Forest Research*. Vol. 39. s. 1080- 1091

Becker, B. (1992). «The History of Dendrochronology and Radiocarbon Calibration». I Taylor, R. E, Long, A., Kra, R. S. (red.). «Radiocarbon After Four Decades». Springer, New York. s. 34- 49.

Birin, A., Bouget, C., Valladaris, L., Brustel, H. (2013). «Are stumps important for the conservation of saproxylic beetles in managed forests? -Insights from a comparison of assemblages on logs and stumps in oak- dominated forests and pine plantations». *Insect Conservation and Diversity*. Vol. 6. s. 255- 264.

Brandrud, T. E., Skarpaas, O, Sverdrup-Thygeson, A. (2013). «Naturindeksens dødvedindikatorer og artsmangfoldet av vedboende sopp» - NINA Rapport 970. Norsk institutt for naturforskning

Bunnell, F. L, Kremsater, L. L., Wind, E. (1999). «Managing to Sustain Vertebrate Richness in Forests of the Pacific Northwest: Relationships within Stands». *Environmental Reviews*. 1999

Caruso, A., Sjögren, J. (2009). «Influence of substrate age and quality on species diversity of lichens and bryophytes on Stumps». *The Bryologist*. Vol. 112. s. 520- 531

Dalen, L. S. (2017). «Mye gammel skog og død ved». Lest fra:
<https://www.nibio.no/nyheter/mer-gammel-skog-og-dd-ved> (06.02.2019).

Dirksen, J.W. (2013). "Modelling presence of swamp forest and forest dwelling birds in a boreal forest reserve using airborne laser scanning". *Philosophicae Doctor Thesis*. Department of Ecology and Natural Resource Management, Norwegian University of Life Sciences.

Falkowski, M. J., Evans. J. S., Martinuzzi, S., Gessler, P.E. (2009). "Characterizing forest succession with lidar data: An evaluation for the Inland Northwest, USA". — *Remote Sensing Environment*. Vol. 113. s. 946- 956

Fernandes, P. M., Vega, J. A., Jiménez, E., Rigolot, E. (2008). "Fire resistance of European pines". *Forest Ecology and Management*. Vol. 256. s. 246- 255

Kjellsen, A. (2014). "Skogbruk- hva er det?- En kort presentasjon av norsk skogbruk for studenter og andre interesserte". 2. utg. *Kompendium*. Høgskolen i Nord- Trøndelag.

- Framstad, E., Økland, B., Bendiksen, E., Bakkestuen, V., Blom, H. & Brandrud, T. E. (2002). "Evaluering av skogvernet i Norge". – *NINA Fagrapport 54*. Norsk institutt for naturforskning
- Framstad, E., Blindheim, T. (2010). "Naturfaglig evaluering av Frivillig vern-områder." – *NINA Rapport 534*. Norsk institutt for naturforskning
- Framstad, E., Sverdrup- Thygeson, A. (2015). "Økt hogst av skog i Norge- effekter på naturmangfold.- *NINA Rapport 1148*. Norsk institutt for naturforskning
- Framstad, E. (red.), Blindheim, T., Granhus, A., Nowell, M. & Sverdrup-Thygeson, A. (2017). "Evaluering av norsk skogvern i 2016. Dekning av mål for skogvernet og behov for supplerende vern". – *NINA Rapport 1352*. Norsk institutt for naturforskning
- Framstad, E., Halvorsen, R., Storaunet, K.O. & SverdrupThygeson, A. (2018). "Kriterier for naturverdi i skog". *NINA Rapport 1447*. Norsk institutt for naturforskning
- Gao, T., Hedblom, M., Emilsson, T., Nielsen, A.B. (2014). "The role of forest stand structure as biodiversity indicator". *Forest Ecology and Management*. Vol. 330. s. 82- 93.
- Gaulton, R., Malthus, T. (2008). "LIDAR mapping of canopy gaps in continuous cover forests: A comparison of canopy height model and point cloud based techniques". *International Journal of Remote Sensing*. Vol. 31. s. 17-19
- Granavolden- plattformen (2019). Politisk plattform. Rapport. Statministerens kontor.
- Graae, B. J, Sunde, P. B. (2000). "The Impact of Forest Continuity and Management on Forest Floor Vegetation Evaluated by Species Traits". *Ecography*. Vol. 23. s. 720- 731
- Groven, R., Rolstad, J., Storaunet, K. O., Rolstad, R. (2002). "Using forest stand reconstructions to assess the role of structural continuity for late- successional species. *Forest Ecology and Management*. Vol. 164.
- Guo, X., Coops, N. C., Tompalski, P., Nielsen, S. E., Bater, C. W., Stadt, J. J. (2017). "Regional mapping of vegetation structure for biodiversity monitoring using airborne lidar data". *Ecological Informatics*. Vol. 38. s. 50- 61
- Halvorsen, R. (red.) (2015). "Grunnlag for typeinndeling av natursystem-nivået i NiN – analyser av generaliserte artslistedatasett". – *Natur i Norge, Artikkel 2 (versjon 2.0.2)*
- Halvorsen, R., Bryn, A. & Erikstad, L. (2016a). "NiNs systemkjerne – teori, prinsipper og inndelingskriterier". – *Natur i Norge, Artikkel 1 (versjon 2.1.0)*
- Halvorsen, R., medarbeidere og samarbeidspartnere. (2016b). "NiN – typeinndeling og beskrivelsessystem for natursystemnivået". – *Natur i Norge, Artikkel 3 (versjon 2.1.0)*.
- Halvorsen, R. & Bratli, H. (2018). "Veileder for beskrivelsessystemet i kartlegging av terrestrisk naturvariasjon etter NiN (2.2.0) – tilpasset målestokk 1:5 000 og 1:20 000" – utgave 1. – *Natur i Norge, Kartleggingsveileder nr 4 (versjon 2.2.0)*
- Henriksen, S., Hilmo, O. (2015). "Status for truede arter i skog. Norsk rødliste for arter 2015". Artsdatabanken. Tilgjengelig fra: <https://artsdatabanken.no/Rodliste/StatusSkog> (lest 24.01.2019)
- Hill, R. A. (2007). "Going undercover: mapping woodland understorey from leaf- on and leaf- off Lidar data". School of Conservation Sciences, University of Bournemouth, Poole, Dorset.

- Hjälten, J., Stenbacka, F., Andersson, J. (2010). "Saproxyllic beetle assemblages on low stumps, hugh stumps and logs: implications for environmental effects of stump harvesting". *Forest Ecology and Management*. Vol. 260. s. 1149- 1155
- Humphrey, J. W. (2005). "Benefits to biodiversity from developing old- growth conditions in British upland spruce plantations: a review and recommendations". *Forestry: An International Journal of Forest Research*. Vol. 78. s. 33- 53
- Hyde, P., Dubayah, R., Peterson, B., Blair, J. B., Hofton, M., Hunsaker, C., Knox., R., Walker, W. (2005). "Mapping forest structure for wildlife habitat analysis using waveform lidar: Validation of montane ecosystems". *Remote Sensing of Environment*. Vol. 96. s. 427-437
- Hysten, G., Granhus, A., Eriksen, R. (2017). "Arealrepresentativ overvåking av skogvernområder gjennom Landsskogtakseringen. Rapport fra taksering utført i femårsperioden 2012- 2016". *NIBIO rapport*. Vol. 3. Nr. 142. Norsk institutt for bioøkonomi.
- Hågvar, S. (2011). Fra "Hva er urskog?" I Hågvar, S. & Berntsen B. (red.) (2011). "Norsk urskog og gammelskog". Unipub. Side 39-57
- Innst. 144 S (2014-2015). (2015). "Innstilling fra energi- og miljøkomiteen om representantforslag fra stortingsrepresentantene Per Olaf Lundteigen og Marit Arnestad om tiltak for en kunnskapsbasert naturforvaltning". Energi og miljøkomiteen. Stortinget.
- Jönsson, M.T, Fraver,S., Jonsson, B. G. (2009). "Forest history and the development of old- growth characteristics in fragmented boreal forests". *Journal of Vegetation Science*. Vol. 20. s. 91- 106
- Kazakova, A. N.(2014). "Quantifying vertical and horizontal stand structure using terrestrial LiDAR in Pacific Northwest forests". *Master of Science*. University of Washington.
- Koukoulas, S., Blackburn, G.A. (2003). "Quantifying the spatial properties of forest canopy gaps using LIDAR imagery and GIS". *International Journal of Remote Sensing*. Vol 25. s. 3049- 3072
- Kuuluvainen,T. (1994). "Gap disturbance, ground microtopography, and the regeneration dynamics of boreal coniferous forests in Finland: a review". *Ann. Zool. Fennici*. Vol. 31. s. 35- 51.
- Kuuluvainen, T., Grenfell, R. (2012). "Natural disturbance emulation in boreal forest ecosystem management- theories, strategies, and a comparison with conventional even-aged management". *Canadian Journal of Forest Research*. Vol. 42. s. 1185- 1203
- McCarthy, J. W. (2001). "Gap dynamics of forest trees: A review with particular attention to boreal forests". *Environmental Reviews*. Vol. 9. s. 1-59
- Menkens, G. E., Anderson, S. H. (1987). "Nest Site Characteristics of a Predominantly Tree- Nesting Population of Golden Eagles ". *Journal of Field Ornithology*. Vol. 58. s. 22- 25
- Midteng, R., Ihlen, P. G. & Høitomt, G. (2017). "Metodeutvikling – bruk av NiN ved naturfaglige registreringer i skog" - *evalueringsrapport*: Asplan Viak

Mienna, I. M., Eidegard, K., Bollandsås, O. M., Gobakken, T., Ørka, H. O. (2018). Lidar data as indicators for forest biological diversity: a review". *Project report*. Department of Ecology and Natural Resource Management, Norwegian University of Life Sciences.

Miljødirektoratet (2016). "Skog." Tilgjengelig fra:
<https://www.miljostatus.no/Tema/Naturmangfold/Skog/> (lest 08.03.2019)

Miljødirektoratet (2018). "Kartleggingsinstruks. Kartlegging av Viktige naturtyper for naturmangfold etter NiN i 2018". *Veileder*. M-1102. Miljødirektoratet.

Nordén, B., Dahlberg, A., Brandrud, T. E., Fritz, Ö., Ejrnaes, R., Ovaskainen, O. (2014). "Effects of Ecological Continuity on Species Richness and Composition in Forests and Woodlands: A review." *Ecoscience*. Vol. 12

Paillet, Y., Bergés, L., Hjalten, J., Ódor, P., Avon, C., Bernhardt- Römermann, M., Bijlsma, R- J., Bryun, L., Fuhr, M., Grandin, U., Kanka, R., Lundin, L., Luque, S., Magura, T., Matesanz, S., Mézáros, F., Sebastiá, M. T., Schmidt, W., Staandovár, T., Tóthmérész, B., Uotila, A., Valladares, F., Vellak, K., Virtanen, R. (2009). "Biodiversity Differences between Managed and Unmanaged Forests: Meta- Analysis of Species Richness in Europe. *Conservation Biology*, Vol. 24. s. 102- 112

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. Norsk institutt for naturforskning

PEFC-Norge 2004. "Status for miljøsertifisering av skog, ISO 14001 med Levende Skogs Standarder som miljøkrav. – Fakta fra PEFCNorge." Tilgjengelig fra:
<http://www.pefcnorge.org/status.pdf> (lest 04. 03. 2019)

Rolstad, J., Framstad, E., Gundersen, V. & Storaunet, K. O. (2002). "Naturskog i Norge. Definisjoner, økologi, og bruk i norsk skog- og miljøforvaltning. Aktuelt fra skogforskningen", 1-2002 1-55

Rolstad, J., Storaunet, K. O. (2015). "Vedlevende rødliste- sopper og norsk skogbruk- en kritisk gjennomgang av Norsk Rødliste for Arter 2010". *Rapport til ekstern oppdrags giver*. Norsk institutt for skog og landskap

Siitonen, J., Saaristo, L. (2000). "Habitat requirements and conservation of *Pytho kolwensis*, a beetle species of old- growth boreal forest". *Biological Conservation*. Vol. 94. s. 211- 220

Siitonen, J. (2001) "Forest Management, Coarse Woody Debris and Saproxylic Organisms: Fennoscandian Boreal Forests as an Example". *Ecological Bulletins*. Vol. 49. s. 11- 41

St.meld. nr. 14 (2015-2016). "Natur for livet: Norsk handlingsplan for naturmangfold". Oslo: Klima- og miljødepartementet. 156 s.

St.meld. nr. 6 (2016- 2017). Verdier i vekst- Konkurransedyktig skog- og trenæring. Oslo: Landbruks- og matdepartementet. 83 s

Stokland, J., Kauserud, H. (2003). "Phellinus nigrolimitatus- a wood- decomposing fungus highly influenced by forestry". *Forest Ecology and Management*. Vol. 187. s. 333-343

Storaunet, K. O., Rolstad, J. Gjerde, I., Gundersen, V. S. (2005). "Historical Logging, Productivity, and Structural Characteristics of Boreal Coniferous Forests in Norway". *Silva Fennica*. Vol. 39

Storaunet, K.O., Eriksen, R., Rolstad, J. (2011). "Mengde og utvikling av død ved i produktiv skog i Norge – Med basis i data fra Landsskogtakseringens 7., 8. og 9. takst". *Oppdragsrapport 15/2011*, Norsk institutt for skog og landskap, Ås.

Storaunet, K. O., Rolstad, J. (2015). «Mengde og utvikling av død ved i produktiv skog i Norge - Med basis i data fra Landsskogtakseringens 7. (1994-1998) og 10. takst (2010-2013)». *Oppdragsrapport*. Skog og Landskap 06/2015.

Sverdrup-Thygeson, A., Ørka, H. O., Godbakken, T., Næsset, E. (2016). «Can airborne laser scanning assist in mapping and monitoring natural forests?» *Forest Ecology and Management*, Vol. 369. s. 116-125

Tomter, S. M., Dalen, L.S. (Red). (2014). «Bærekraftig skogbruk i Norge.». Norsk institutt for skog og landskap. s. 23- 25

Thylén, A., Blindheim, T. (2017). «Metodeutvikling for naturfaglige registreringer i skog». *BioFokus rapport*.

Wulder, M. A., White, J. C., Nelson, R. F., Næsset, E., Ørka, H. O., Coops, N. C., Hilker, T., Bater, C. W., Gobakken, T. (2012). «Lidar sampling for large- area forest characterization: A review». *Remote Sensing of Environment*. Vol. 121. s. 196-209

Ørka, H. O., Gobakken, T., Næsset, E., Ene, L., Lien, V. (2012). «Simultaneously acquired airborne laser scanning and multispectral imagery for individual tree species identification». *Canadian Journal of Remote Sensing*. Vol. 38. s. 125- 138

Ørka, H.O., Framstad, E., Gailis, J., Nowell, M., Strimbu, V., Jutras, M. C., Sverdrup-Thygeson, A., Næsset, E., Gobakken, T. (2018). «Fjernmålingsbasert kartlegging og overvåkning av økosystemet skog». Prosjektrapport. Tilgjengelig fra: <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m1218/m1218.pdf> (Lest 02.05.2019).

Vedlegg

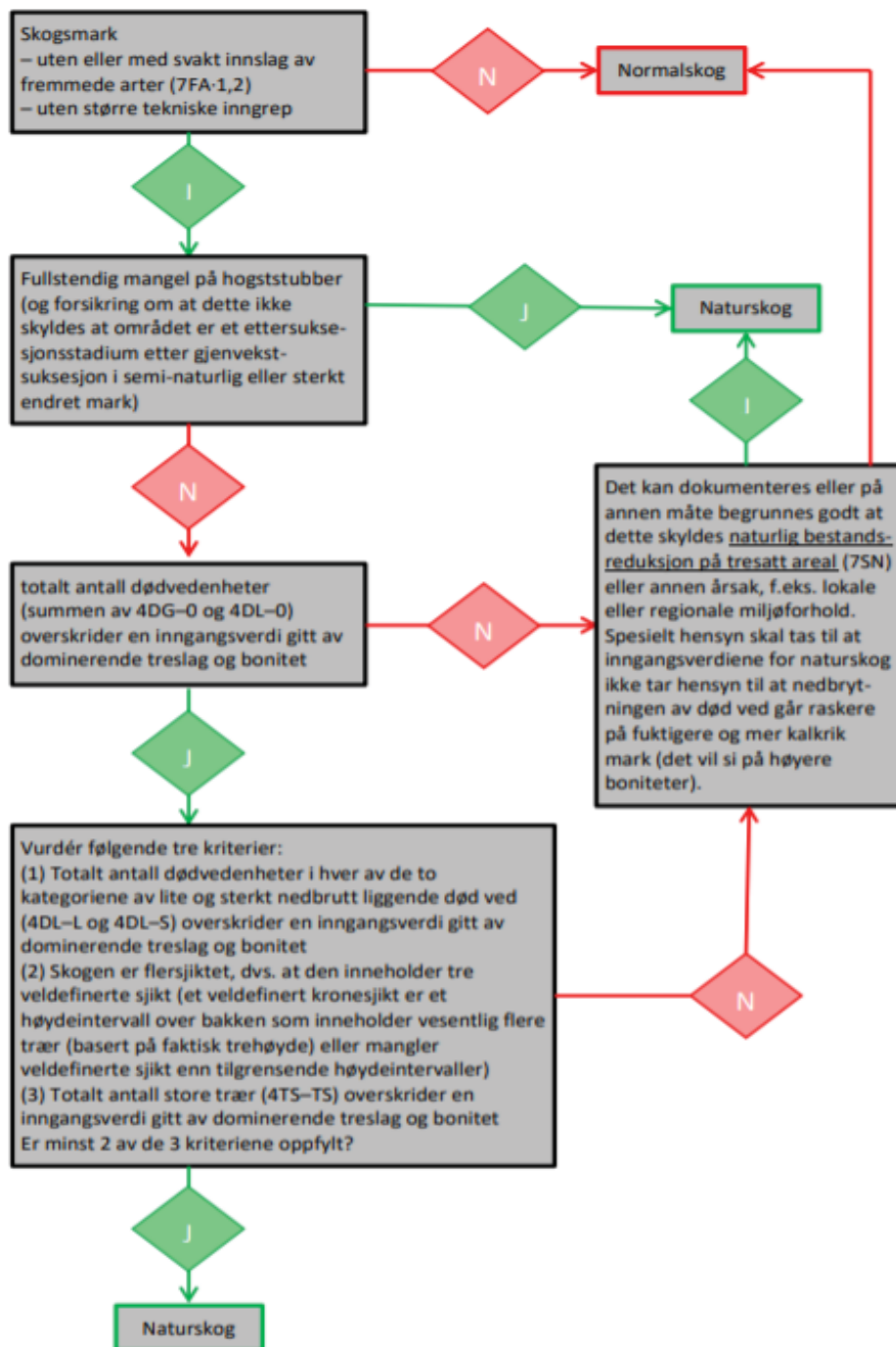


Diagram 1: Nøkkelfor kategorisering av naturskog

Tabell x: NiN's kriterier for naturskog

Inngangsverdier for naturskog (7SD-N)		Hovedkrit. 1 Mangel på hogststubber (7SB-HS)	Hovedkrit. 2 Dødvæd- mengde (4DG +4DL)	Tilleggs-kriterium 1 Dødvædprofil for liggende død ved (4DL-L og 4DL-S)							Tilleggs-krit.2 Flersjiktet trestruktur (9TS)	Tilleggs-krit. 3 Totalantall store trær (4TS-TS)	Naturskog = 1 Normalskog = 0
PlotID	Bonitet	Hogstspor	Totalt antall dødvæd-enheter	MD-med.dim., lite nedbr.	SL-stor dim., lite nedbr.	Sum lite nedbr.	MS-med. dim, sterkt nedbr.	SS-stor dim.,sterkt nedbr.	Sum sterkt nedbr.	Sum lite og sterkt nedbr.	Sjiktning	Store trær	Naturskog
GF_4_149	G17	14	32	0	0	9	0	0	0	9	1	1	0
GF_4_160	G14	32	12	4	1	5	0	0	0	5	1	1	0
GF_4_182	G11	0	28	18	0	18	0	0	0	18	1	1	1
GF_4_183	G11	30	3	1	0	1	0	1	1	2	1	1	0
GF_4_237	G11	19	13	3	0	3	1	0	1	4	1	0	0
GF_4_246	G11	23	9	0	0	0	7	0	7	7	1	0	0
GF_4_250	G11	14	22	3	0	3	3	1	4	7	2	0	1
GF_4_355	G14	16	30	10	0	10	4	0	4	14	1	0	0
GF_4_412	G17	19	3	2	0	2	1	0	1	3	1	2	0
GF_4_600	G17	12	30	11	0	11	7	0	7	16	1	1	0
GF_4_614	G14	16	8	4	0	4	0	0	0	4	2	0	0
GF_4_637	G20	15	29	11	0	11	1	0	1	12	1	1	1
GF_4_644	G20	12	38	13	0	13	6	0	6	19	1	1	1
GF_5_239	G14	12	25	10	1	11	9	1	10	21	1	8	1
GF_5_500	G8	40	2	0	0	0	1	0	1	1	2	0	0
GF_5_503	G11	19	12	4	3	7	1	0	1	8	1	0	0
GG_4_107R	G11	23	18	5	0	5	3	1	4	9	1	0	0
GG_4_139	G8	18	11	2	6	8	0	2	2	10	1	0	0
GG_4_141	G8	8	4	2	0	2	1	1	2	4	1	3	0
GG_4_143	G8	2	3	0	0	0	1	0	1	1	1	0	0
GG_4_186R	G11	21	16	3	2	5	2	0	2	7	1	13	1
GG_4_188	G8	11	2	1	0	1	0	1	1	2	1	2	0
GG_4_193	G11	19	8	2	0	2	0	0	0	2	1	1	0
GG_4_210	G11	15	15	5	0	5	4	1	5	10	1	5	1
GG_4_378	G11	16	12	3	2	5	0	1	1	6	1	7	0
GG_4_387	G11	11	14	8	0	8	0	0	0	8	1	0	0
GG_4_533	G11	19	14	2	0	2	6	0	6	8	1	4	1
GG_4_537	G11	15	2	0	0	0	0	0	0	0	1	4	0
GG_4_538	G11	36	3	1	0	1	0	0	0	1	1	0	0
GG_5_101	G8	23	2	0	0	0	1	0	1	1	1	0	0
GG_5_132	G14	16	17	5	0	5	2	2	4	9	1	7	1
GG_5_159	G11	11	15	2	2	4	9	0	9	13	1	5	1
GG_5_216	G14	19	5	2	0	2	1	0	1	3	1	1	0
GG_5_217	G14	15	22	5	3	8	2	1	3	11	1	9	1
GG_5_240R	G11	36	41	16	3	19	10	6	16	35	1	6	1
GG_5_241	G11	23	6	3	0	3	1	0	1	4	1	5	0
GG_5_262	G11	16	12	2	0	2	3	1	4	6	1	11	0
GG_5_286	G11	11	21	4	3	7	5	1	6	14	1	9	1
GG_5_483	G11	23	3	1	0	1	0	0	0	0	1	8	0
GG_5_508R	G11	16	15	2	2	4	0	4	4	8	1	5	1
GG_5_517R	G11	11	18	6	0	6	2	2	4	10	2	1	1
GG_5_544	G8	19	9	1	1	2	2	0	2	4	2	4	1
GG_5_545	G8	15	12	5	1	6	1	0	1	7	2	2	1
GG_5_547	G8	36	31	4	1	5	7	0	7	12	1	4	1
GG_5_549	G8	23	6	3	0	3	1	0	1	4	1	5	0
GG_5_612	G8	16	6	0	1	1	1	0	1	2	1	0	0
UG_5_172	G11	11	27	7	0	7	1	5	6	13	2	3	1
UG_5_235	G8	15	18	4	0	4	0	0	0	4	1	3	1
UG_5_384	G11	36	10	4	1	5	0	0	0	5	1	0	0
UG_5_426	F11	23	3	2	0	2	0	0	0	2	1	4	0
UG_5_516	G11	19	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
UG_5_548	G8	15	7	0	0	0	2	0	2	2	1	0	0
UG_5_616	G11	36	8	5	0	5	0	0	0	5	1	0	0
UG_5_656	G11	23	8	1	0	1	1	0	1	2	1	0	0
UG_5_657	G11	16	3	1	1	2	0	0	0	2	1	1	0
Sum		1030	743	222	34	256	110	32	142	396		149	20

Tabell 1: Fargede celler markerer verdier som oppfyller kriteriene for naturskog. Røde tall markerer flater med naturskog.
Boniteter: G8- G11 (lavere bonitet). G14 (midlere bonitet). G17- G20 (høyere bonitet).

Nedbrytningsgrad og dimensjoner av dødvedenheter						
Nedbrytningsgrad				Dimensjoner		
PlotID	LN-Lite nedbrutte læger	SN-Sterkt nedbrutte læger	MD-middels dimensjon, læger	SD-Stor dimensjon, læger	Middels str. gadd total	Stor gadd total
GF_4_149	9	0	9	0	23	0
GF_4_160	5	0	4	1	7	0
GF_4_182	18	0	18	0	10	0
GF_4_183	1	1	1	1	1	0
GF_4_237	3	1	4	0	9	0
GF_4_246	0	7	7	0	2	0
GF_4_250	3	4	6	1	15	0
GF_4_355	10	4	14	0	16	0
GF_4_412	2	1	3	0	0	0
GF_4_600	11	7	18	0	11	1
GF_4_614	4	0	4	0	4	0
GF_4_637	11	1	12	0	16	1
GF_4_644	13	6	19	0	19	0
GF_5_239	11	10	19	2	4	0
GF_5_500	0	1	1	0	1	0
GF_5_503	7	1	5	3	4	0
GG_4_107R	5	4	8	1	8	1
GG_4_139	8	2	2	8	1	0
GG_4_141	2	2	3	1	0	0
GG_4_143	0	1	1	0	1	1
GG_4_186R	5	2	5	2	8	1
GG_4_188	1	1	1	1	0	0
GG_4_193	2	0	2	0	6	0
GG_4_210	5	5	9	1	5	0
GG_4_378	5	1	3	3	3	2
GG_4_387	8	0	8	0	6	0
GG_4_533	2	6	8	0	6	0
GG_4_537	0	0	0	0	2	0
GG_4_538	1	0	1	0	2	0
GG_5_101	0	1	1	0	1	0
GG_5_132	5	4	7	2	6	2
GG_5_159	4	9	11	2	1	0
GG_5_216	2	1	3	0	2	0
GG_5_217	8	3	7	4	8	3
GG_5_240R	19	16	26	9	5	1
GG_5_241	3	1	4	0	2	0
GG_5_262	2	4	5	1	4	2
GG_5_286	7	6	9	4	6	2
GG_5_483	1	0	1	0	0	2
GG_5_508R	4	4	2	6	4	3
GG_5_517R	6	4	8	2	7	1
GG_5_544	2	2	3	1	4	1
GG_5_545	6	1	6	1	5	0
GG_5_547	5	7	11	1	18	1
GG_5_549	3	1	4	0	2	0
GG_5_612	1	1	1	1	4	0
UG_5_172	7	6	8	5	14	0
UG_5_235	4	0	4	0	14	0
UG_5_384	5	0	4	1	5	0
UG_5_426	2	0	2	0	1	0
UG_5_516	0	0	0	0	0	0
UG_5_548	0	2	2	0	5	0
UG_5_616	5	0	5	0	3	0
UG_5_656	1	1	2	0	5	1
UG_5_657	1	0	1	1	1	0
Total mengde	225	142	332	66	317	26

Tabell 2: Grad av nedbrytning og dimensjoner i de ulike klassene av død ved. Prøveflatene markert med farge for å skille mellom kolonnene og kombinasjonen av farge og rød skrift viser prøveflater som er kategorisert som naturskog.

Bonitet	Tilpassede inngangsverdier for totalt antall dødvedenheter	Tilpassede inngangsverdier for totalt antall av de ulike nedbrytningsgradene for død ved	Tresjiktstruktur	Tilpassede inngangsverdier for totalt antall store trær
G20	14,025	4,95	3	2,625
G17	14,025	4,875	3	1,8
G14	13,725	4,8	3	1,275
G11	12,9	4,5	3	0,75
G8	11,325	3,975	3	0,45
F11	15,525	5,4	3	0,975

Tabell 3: Inngangsverdier for naturskogkriteriene, tilpasset prøveflatenes størrelse på 750 m². De tilpassede verdiene er rundet oppover eller nedover til hele tall.



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet