

Prosjektrapport 2018

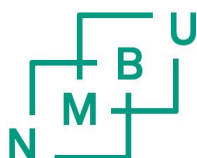
# Fjernmålingsbasert kartlegging og overvåkning av økosystemet skog

Hans Ole Ørka<sup>1</sup>, Erik Framstad<sup>2</sup>, Jānis Gailis<sup>3</sup>, Megan Nowell<sup>2</sup>, Victor Strimbu<sup>1</sup>, Marie-Claude Jutras<sup>1</sup>, Anne Sverdrup-Thygeson<sup>1</sup>, Erik Næsset<sup>1</sup>, Terje Gobakken<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Norges miljø- og biovitenskaplige universitet (NMBU), Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA)

<sup>2</sup>Norsk Institutt for naturforskning (NINA)

<sup>3</sup>Science and Technology (S&T)



Versjon: 31. januar 2019

## **Forord**

Denne rapporten oppsummerer resultatene fra 2018 i prosjektene “Fjernmålingsbasert kartlegging og overvåkning av økosystemet skog” og “Kartlegging av naturskog ved hjelp av fjernmåling”. Prosjektene er finansiert av Miljødirektoratet og gjennomført av NMBU i samarbeid med NINA og S&T.

NINA har bidratt i begge prosjektene med kunnskap om naturskog, samt GIS og landskapsanalyse. I denne rapporten er NINAs bidrag knyttet til Del 3. Landskapsanalyse av naturskog identifisert ved fjernmåling.

S&T har vært samarbeidspartner i prosjektet “Fjernmålingsbasert kartlegging og overvåkning av økosystemet skog”. I prosjektet har S&T vært ansvarlig for prosessering av satellittdata.

# Innhold

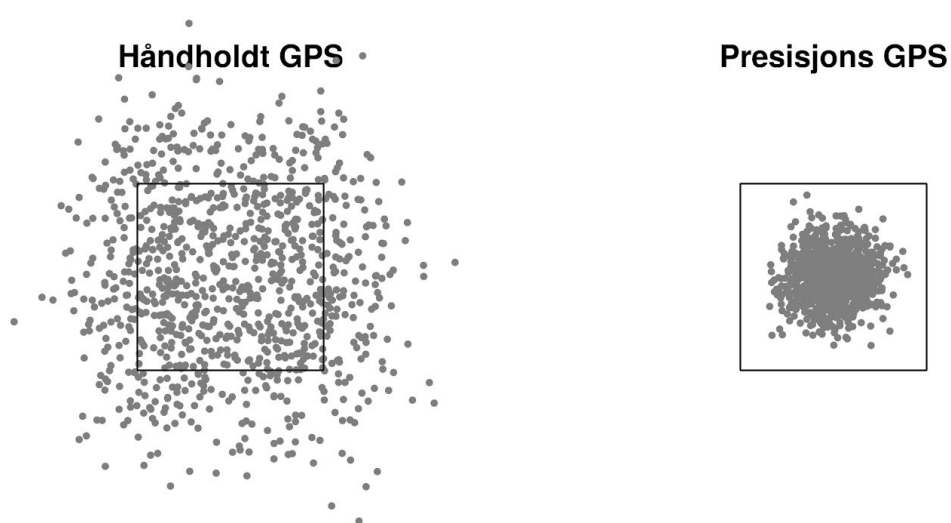
<b>Forord</b>	<b>1</b>
<b>Innhold</b>	<b>2</b>
<b>Sammendrag</b>	<b>4</b>
<b>Abstract</b>	<b>7</b>
<b>Innledning</b>	<b>10</b>
<b>Del 1. Innhenting av referansedata</b>	<b>12</b>
1. Introduksjon	12
2. Landsskognakseringen	12
3. Tidsserier fra bilder (Ortofoto)	14
4. Resultater fra fototokningstest	15
5. Innhenting av referansedata i felt	17
6. Balansering av datasett	18
7. Konklusjon og videre arbeid	20
<b>Del 2. Kartlegging og overvåkning av økosystemet skog</b>	<b>22</b>
1. Innledning	22
2. Metodisk oversikt	22
2.1. Definisjoner	23
2.2. Etablering av mosaikker fra satellittdata	24
2.3. Etablering av mosaikker fra flybåren laserscanning	26
2.4. Kombinasjoner av datakilder	26
2.5. Estimeringsmetoder	27
3. Resultater og diskusjon	28
3.1. Kombinasjoner av datakilder	28
3.2. Dekningskart og arealestimat	29
4. Konklusjon og videre arbeid	32
<b>Del 3. Landskapsanalyse av naturskog identifisert ved fjernmåling</b>	<b>33</b>
1. Bakgrunn og mål	33
2. Naturskog	34
2.1. Karakteristika og økologisk betydning	34
2.2. Definisjoner i bruk	35
2.3. Naturskogens landskapsøkologi	36
3. Datagrunnlag og metoder	37
3.1. Data fra analysen av fjernmålingsdata	37
3.2. Aggregering av piksler til naturskogspolygoner	37
3.3. Landskapsøkologiske variabler	38
3.4. Andre mål på naturskogskvaliteter	39
4. 'Naturskogspolygonenes' landskapsegenskaper	40

4.1. Forekomst av naturskog	40
4.2. De enkelte 'naturskogspolygonenes' egenskaper	41
4.3. Landskapsøkologiske egenskaper for populasjonen av naturskogspolygoner	46
4.4. Sammenheng mellom 'naturskogspolygoner' og andre mål på naturverdi	49
5. Konklusjon	54
<b>Referanser</b>	<b>56</b>

## Sammendrag

Fjernmåling kan potensielt forbedre og effektivisere kartlegging og overvåking av økosystemet skog, både ved å redusere kostnader og ved å gjøre kartlegging og overvåking heldekkende. Fjernmålte data fra nasjonale kartleggingsprogrammer som omløpsfotografieringen og laserskanning for nasjonal høydemodell, sammen med satellittdata fra det amerikanske Landsat programmet og det europeiske Copernicus programmet gir tilgang til store mengder data for miljøforvaltningen. Denne rapporten presenterer arbeidet med å etablere heldekkende nasjonale sannsynlighetskart for utvalgte skogegenskaper innen 2020 ved hjelp av fjernmåling - etablering av et skogøkologisk grunnkart.

Sentralt i bruk av fjernmåling er bruk av referansedata fra kjente lokaliteter posisjonert med god nøyaktighet. Kunnskap fra disse lokalitetene kan kobles med fjernmålingsdata via statistiske modeller og heldekkende kart og arealestimat kan produseres. Figure S1 viser plassering av innmålt koordinat i forhold til en Sentinel 2 piksel (10 m) ved bruk av håndholdt GPS og presisjons-GPS og hvor sann posisjon for flaten er lokalisert i sentrum av pikselen. Simuleringen av feil viser at man ved bruk av presisjons-GPS hele tiden vil koble felldata til riktig piksel, mens bruk av håndholdt GPS blir 54% av feltflatene koblet til feil piksel. For å dekke behovet til fremtidig miljøkartlegging og overvåking bør referansedata posisjoneres på en best mulig måte slik at man får mest mulig ut av billige satellittdata som Sentinel 2.



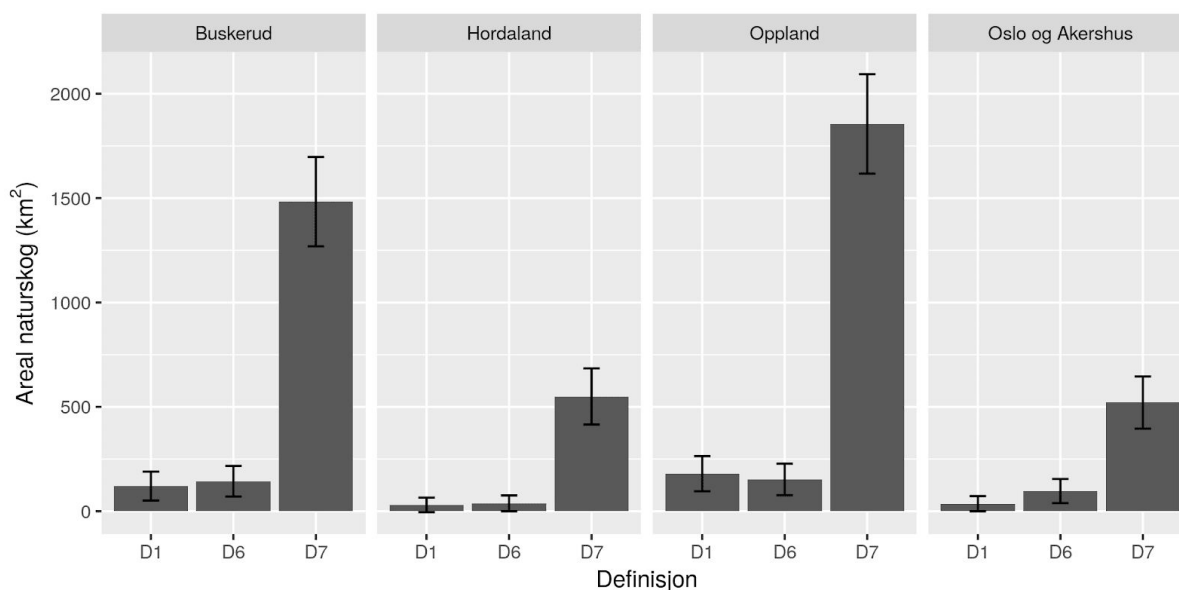
*Figur S1: Simulert posisjon av feltflate (grå punkter) der flatens sanne posisjon er i senter av pikselen ved bruk av håndholdt GPS (gjennomsnittsfel = 3.44 m, standardavvik = 2.84 m) og presisjons-GPS (gjennomsnittsfel = 0.50 m, standardavvik = 1.2 m) for et Sentinel 2 piksel (10 x 10 m, sort kvadrat).*

Landsskogtakseringen er den beste referansedatabasen for økosystemet skog i Norge og arbeidet med å koordinatfeste flatene med presisjons GPS er pågående. I Landsskogtakseringen samles data inn systematisk over hele Norge. Dette datasettet bør danne basisen for kartlegging av økosystemet skog i Norge. Landsskogtakseringens

data-policy knyttet til flatekoordinater hindrer utvikling av effektive metoder knyttet til effektiv bruk av Landsskogtakseringens data sammen med fjernmålingsdata i miljøkartlegging og overvåkning.

Mange av de fenomenene miljøforvaltningen er interessert i har liten forekomst, f.eks. naturskog og sitkagran. Det kan derfor være aktuelt å supplere Landsskogtakseringen data med andre referansedata. Vi har undersøkt mulighetene for å benytte tidsserier av ortofoto tilgjengelig gjennom nasjonale løsninger for å etablere referansedata for naturskog. Det ble etablert et eget web-grensesnitt for tolkning av naturskog som hentet data fra kartverkets servere for utvalgte lokaliteter. Videre har vi utført simuleringer for å best kunne studere effekten av en slik tilleggsinnhenting av referansedata. Det anbefales å undersøke effekten av innhenting av referansedata i tillegg til Landsskogtakseringen. Dette bør gjøres ved å supplere landsskogtakseringen med målinger med tilleggsflater i felt. Disse prøveflatene bør også tolkes i ortofoto for å evaluere nøyaktigheten av å benytte tolkninger i ortofoto. Flatene bør fordeles utover i landskapet basert på forhåndsinformasjon dvs. etablerte sannsynlighetskart og/eller ved hjelp av "adaptive cluster sampling".

I arbeidet med å etablere et heldekkende skogøkologisk grunnkart har vi utviklet en produksjonsløype som bruker data fra en rekke nasjonale databaser. Vi bruker AR5 for å etablere en første fase av en skogmaske. Vi har videreutviklet produksjonen av et heldekkende skogstrukturkart basert på laserscanning som gir et bilde på skogens høyde, kronetetthet og kompleksitet. Videre har vi utviklet metodikk for å etablere årlige mosaikker fra Sentinel-2 og Landsat-8 som er datakilder som går inn i produksjonen av heldekkende kart og estimater. Satellittdata og laserscanningsdata fremstår som en viktig kombinasjon av datakilder. Sentinel-2 og Landsat-8 har blitt brukt for å produsere heldekkende kart og arealestimat for Buskerud, Hordaland, Oppland, samt Oslo og Akershus for tre ulike definisjoner. Disse definisjonene er naturskog slik den er definert i Landsskogtakseringen (D1), biologisk gammelskog (D6) og gammel hogstklasse V (V+ dvs. hogstklasse V i Landsskogtakseringen 7.takst og fremdeles V i siste takst). Arealestimater med usikkerhet for de fire fylkene og de tre definisjoner er vist i figur S2. Sentinel-2 og Landsat-8 ga en svært liten forbedring av estimatene, men produserte heldekkende sannsynlighetskart. Videre arbeid bør fokuseres på å integrere flere datakilder og forbedre modellering og klassifisering slik at nøyaktigheten på kartet forbedres.



Figur S2. Arealestimat med usikkerhet for naturskog etter ulike definisjoner (D1, D6 og D7) i Buskerud, Hordaland, Oppland, samt Oslo og Akershus. Definisjonen for naturskog er definert i Landsskogtakseringen (D1), som biologisk gammelskog (D6) og gammel hogstklasse V (V+ dvs, hogstklasse V i Landsskogtakseringens 7.takst og fremdeles V i siste takst). Estimatenes er basert på Landsskogtakseringens prøveflater.

Landskapsøkologisk analyse er gjennomført for Oslo og Akershus. En metodikk for å aggregere de heldekkende sannsynlighetskartene på rasterform til polygoner ble utviklet og polygonene ble analysert. Størrelse og form for polygonene med naturskog varierte mye og det er vanskelig å peke på konkrete forskjeller mellom definisjoner og datakilder. Det er likevel klart at den strengeste definisjoner medfører tydelige mønstre som er enklere å tolke. Det er også høyere arealoverlapp med områder med høye naturverdier enn skog generelt.

Prosjektet har etablert en første produksjonsløype for dataprosessering av Landsat 8, Sentinel 2 og laserdata og det er produsert dekningskart for naturskog i fire fylker. Videre arbeid for å etablere heldekkende nasjonale dekningskart og arealestimat bør bestå av forbedring av nøyaktighetene i dekningskartene ved innhenting av referansedata i tillegg til Landsskogtakseringens data samt ved bruk av andre datakilder.

## Abstract

Remote sensing can potentially improve and streamline mapping and monitoring of the ecosystem forest, both by reducing costs and by introducing complete coverage mapping and monitoring. Remotely sensed data from national mapping programs, such as national acquisition programs for aerial photography and laser scanning for the national digital terrain model, along with satellite data from the US Landsat program and the European Copernicus program provide access to large amounts of data for environmental management. This report presents the work of establishing comprehensive national probability maps for selected forest characteristics by 2020 by means of remote sensing - establishing a forest ecological base map.

Central to applying remote sensing is the use of reference data from well-known sites positioned with good accuracy. Knowledge from these sites can be linked with remote measurement data through statistical models and solid map and area estimates can be produced. Figure S1 shows the position of measured coordinate relative to a Sentinel 2 pixel (10 m) using a handheld GPS and a high precision GPS where true position of the plot center is located in the center of the pixel. Simulated errors show that high precision GPS always connects field data to the correct pixel, while when using a handheld GPS 54% of the field plots will be connected to a wrong pixel. In order to meet the need for future environmental mapping and monitoring, reference data should be positioned in the best possible way to get as much as possible out of cheap satellite data such as Sentinel 2.

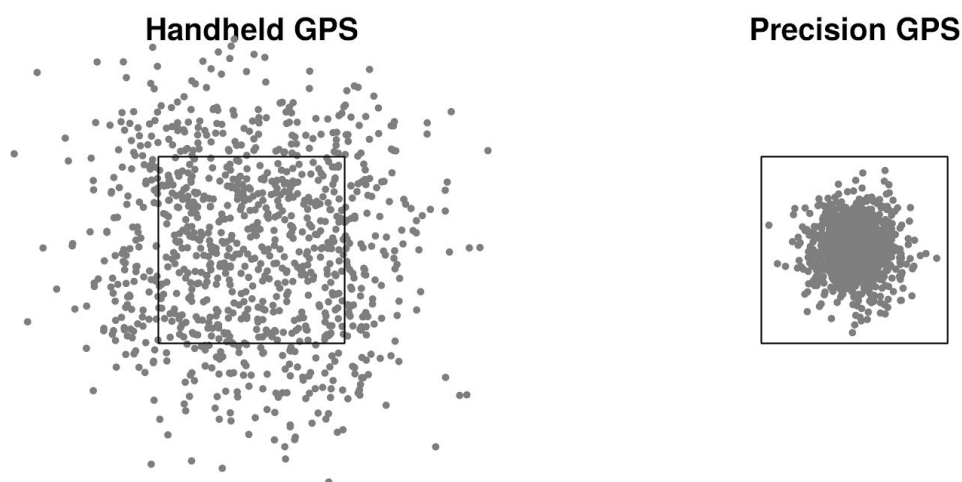


Figure S1: Simulated position of field plot (gray points) where the true position of the plot is in the center of the pixel using handheld GPS (average error = 3.44 m, standard deviation = 2.84 m) and high precision GPS (average error = 0.50 m, standard deviation = 1.2 m ) for a Sentinel 2 pixel (10 x 10 m, black square).

The National Forestry Inventory is the best available reference database for the forest ecosystem in Norway and the work to positioning the plots using high precision GPS is ongoing. Data is collected systematically across Norway. This dataset should form the basis for mapping the forest ecosystem in Norway. The data policy of the National Forest



Inventory related to access to plot coordinates prevents the development of effective methods related to efficient use of the National Forestry Inventory data together with remote measurement data in environmental mapping and monitoring.

Many environmental objects are rare, for example natural forest and areas with Sitka Spruce. It may therefore be useful to supplement the National Forestry Inventory data with other reference data. We have investigated the possibilities of using time series of orthophotos available from the Norwegian mapping authority to establish reference data for natural forests. Furthermore, we have performed simulations to study the effect of such additional retrieval of reference data. It is recommended to investigate the effect of obtaining additional reference data in addition to the National Forestry Inventory data. This should be done by supplementing the National Forestry Inventory with additional field plots. These plots should also be evaluated using orthophoto to assess the accuracy of using interpretations in orthophoto. The plots should be distributed throughout the landscape based on pre-information i.e. using probability maps and / or using adaptive cluster sampling.

In the process of establishing a forest ecological base map, we have developed a production line that uses data from a number of national databases. We use AR5 to establish a first draft of a forest mask. We have further developed the production of a forest structure map based on laser scanning that gives a picture of the height of the forest, crown density, and complexity. Furthermore, we have developed methodologies for establishing annual mosaics from Sentinel-2 and Landsat-8, which are data sources that go into the production of maps and estimates. Satellite data and laser scanning data appear as an important combination of data sources. The different data sources have been used to produce maps and area estimates for the counties Hordaland, Buskerud, Oppland, as well as Oslo and Akershus. Three definitions are used, i.e. natural forests as defined in the National Forest Inventory (D1), biological old forest (D6) and old development class V (V + development class V in the 7th National Forest Inventory and still V in the inventory). Area estimates with uncertainty for the four counties and the three definitions are shown in figure S2. Sentinel-2 and Landsat-8 provided very little improvement in the estimates, but probability maps were produced. Further work should be focused on integrating multiple data sources and enhance modeling and classification to improve map accuracy.

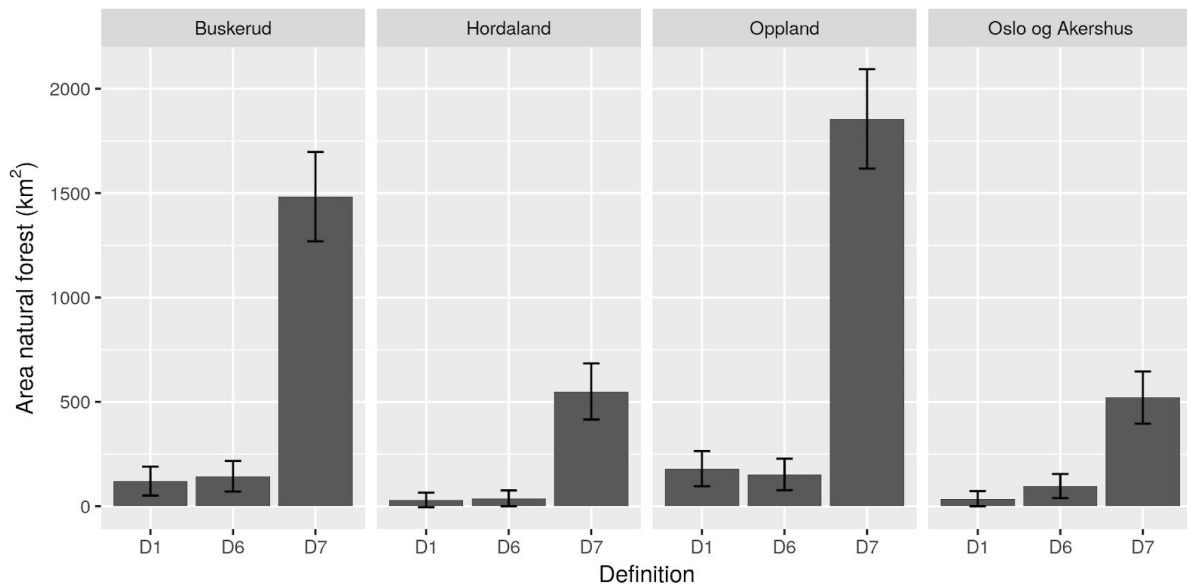


Figure S2. Area estimate with uncertainty for natural forest according to different definitions (D1, D6 and D7) in Buskerud, Hordaland, Oppland, as well as Oslo and Akershus. The definition for natural forest is defined according to the National Forest Inventory (D1), as biological old forest (D6) and old development class V (V + ie, development class V in National Forest Inventory 7th inventory and still V in the last inventory). The estimates are based on the National Forest Inventory plot data.

Landscape ecological analysis has been conducted for the counties Oslo and Akershus. A methodology for aggregating the probability maps in raster form and convert to polygons was developed and the polygons were analyzed. The size and shape of the polygons with natural forest varied widely and it is difficult to point out specific differences between definitions and data sources. It is nevertheless clear that the strictest definitions lead to clear patterns that are easier to interpret. There is also larger area overlap with areas with high natural values than forest in general.

The project has established a first production line for data processing by Landsat 8, Sentinel 2 and laser data, and probability maps for natural forest in four counties have been produced. Further work to establish comprehensive national coverage maps and area estimates should consist of improving the accuracy of the coverage maps by obtaining reference data in addition to the data from the National Forest Inventory.

## Innledning

Økosystemet skog har stor variasjon i struktur og livsmiljø som er viktig for mange arter. For å forvalte natur- og artsmangfoldet er derfor informasjon om dette økosystemet sentralt. Den økende mengden data fra flyfoto og flybåren laserskanning gjennom nasjonale kartleggingsprogrammer og satellitter f.eks. gjennom Landsat programmet eller det europeiske Copernicus programmet gir et økende potensiale for å etablere informasjon om økosystemet skog. Fjernmåling av skog for å fremskaffe tradisjonell skoginformasjon som volum, trehøyder og treslagsfordeling har vært sentralt lenge og flere fjernmålingsteknikker benyttes (Fassnacht et al., 2016; Næsset et al., 2004; Wulder, 1998). Informasjon knyttet til mer økologisk orientert informasjon er i økende grad pekt på som et potensiale (Bradley, 2014; McRoberts et al., 2012; Pettorelli et al., 2014; Wulder et al., 2004). I kartlegging og overvåkning av økosystemet skog har fjernmåling store fordeler sammenlignet med alternativet som vil være feltkartlegging. Dette er at store områder kan dekkes mer kostnadseffektivt. Ulempen med fjernmåling kan være at nøyaktigheten på registreringer blir lavere enn ved feltregistreringer. I Norge er fagsystemet for økologisk tilstand under utvikling og det pekes på at fjernmåling bør bli benyttet mer aktivt i overvåkingen av tilstanden i norsk natur (Nybø et al., 2017). Det er derfor ønskelig å undersøke potensialet for fjernmåling av økosystemet skog for både kartlegging og overvåking.

Hovedmålet med prosjektet er å utvikle dekningskart med arealestimater av områder med høy sannsynlighet for naturskog og sitkagran-bestand ved hjelp av fjernmålingsdata, og hvor det skal utvikles en produksjonsløype for ferdigstilling, uttesting og levering av en første versjon av heldekkende nasjonale kart innen 2020.

Delmål for prosjektet er å videreutvikle optimaliserte, standardiserte og automatiserte metoder for å:

- Forbedre og utvikle metoder for å identifisere naturskog, med særlig vekt på gammel naturskog.
- Forbedre og utvikle metoder for å identifisere sitkagran, i og utenfor naturlig utbredelse til vanlig gran.
- Forbedre og utvikle metoder for raskt å kunne sette sammen bilde-mosaikker for store regioner med fjernmålte data, med vekt på LiDAR.
- Utvikle dekningskart og arealestimater nasjonalt kalibrert mot bakkesannheter som viser naturskog og sitkagran, herunder biomasse, volum, tetthet og kronedekke i skog. Foreslå og teste ut overvåking av sannsynlig utbredelse av naturskog og sitkagran, herunder integrere viktige arealendringer i analysene og kartgrunnlaget (se også opsjon 3)

Prosjektet er et 3 årig prosjekt og denne rapporten oppsummerer første år i prosjektet. Fokus for første år har vært på muligheter innhenting av referansedata, videreutvikling av metoder for kartlegging og overvåking av økosystemet skog, samt gjennomføring av landskapsanalyse av naturskog identifisert ved fjernmåling. Disse fokusområdene er presentert i tre uavhengige deler i rapporten. De tre delene bruker forskjellig datagrunnlag og analysemetoder. Del 1 har fokus på innhenting av referansedata, Del 2 videreutvikler metoder for å lage heldekkende kart nasjonalt, her har etablering av mosaikker vært

fokusert. Den siste delen (Del 3.) analyser data fra et tidligere prosjekt med hensyn på hvordan naturskog fordeler seg i landskapet.

## Del 1. Innhenting av referansedata

### 1. Introduksjon

For å få oversikt over skogressursene som grunnlag for planlegging av skogforvaltningen, utføres det en skogtakst. En viktig årsak til behovet for slike skogtakster har i tilbakegående tidsepoker vært en antakelse om at utnyttelsen av skogene ikke har vært bærekraftig. I historisk tid finnes det eksempler på dette allerede ved slutten av middelalderen der områder nær byer og bergverk ble gjenstand for mer eller mindre systematiske skogkartlegginger for å få oversikt over tilgjengelig skogareal og arealenes tilstand. I Norge ser vi det samme fra tidlig 1700-tallet, og særlig i begynnelsen av forrige århundre. Skogene var glissne og preget av lang tids dimensjonshogst. Dette ledet fram til etableringen av den norske Landsskogtakseringen i 1919. Innhenting av informasjon ved statistisk basert utvalgskartlegging for å kunne si noe om skogen som helhet stod sentralt.

Både Landsskogtakseringen og lokale takster har gjennomgått en omfattende faglig utvikling de siste 100 år, men prinsippene for innhenting av referansedata knyttet til en statistisk utvalgsprosess er fremdeles helt fundamentale. Innhenting av referansedata for bruk sammen med fjernmålingsdata er essensielt med tanke om å etablere skoginformasjon både på nasjonalt, regionalt og lokalt nivå. Uten å ha kjennskap til observasjoner av en høyere nøyaktighet enn det man observerer fra fjernmålingsdata, kan man ikke si noe om systematiske og tilfeldige feil i informasjon ekstrahert fra fjernmåling.

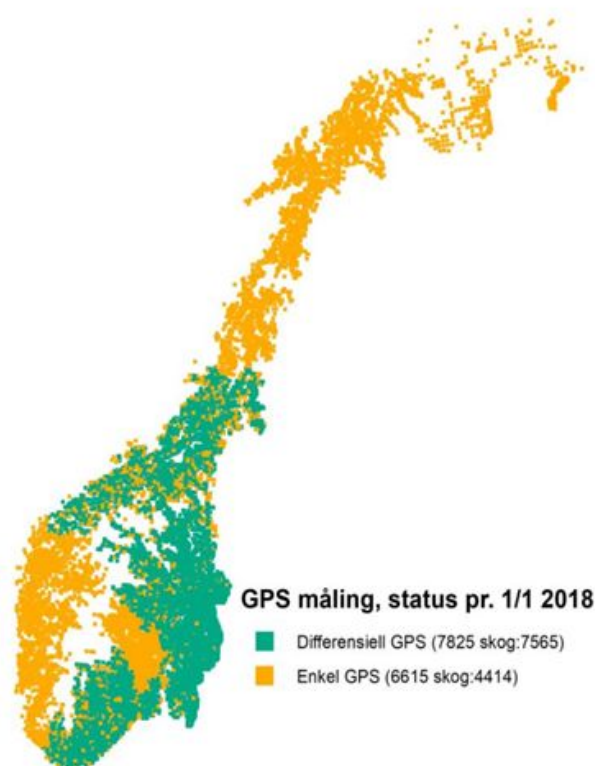
Hovedmålet med denne studien er å skaffe fram informasjon om økosystemet skog knyttet til det vi kan kalle "økologiske indikatorer". I det følgende går vi gjennom ulike kilder for innhenting av slike referansedata.

### 2. Landsskogtakseringen

Landsskogtakseringen er en viktig kilde til referansedata for økosystemet skog. McRoberts et al. (2012) peker på Landsskogtakseringens målinger som de mest helhetlige og omfattende data for å beskrive "naturalness":

*"The national forest inventories (NFIs) conducted in Europe and North America and increasingly in Asia and South America are sources of the most comprehensive and extensive data that can be used to assess forest naturalness." (McRoberts et al., 2012)*

Den norske Landsskogtakseringen startet i som sagt i 1919, men det var først i 1986 at man begynte etableringen av permanente flater, d.v.s. lokaliteter med regelmessige målinger over tid. I dagens system oppsøkes flatene regelmessig hvert 5. år. I løpet av 2019 er alle de permanente flatene oppsøkt og målt fem ganger. Alle flater er innmålt med håndholdt GPS flere ganger, men bare 63 % av flatene i skog var pr. 1.1.2018 registrert med differensiell GPS (Granhus, 22-23 August 2018) (Figur 1). En undersøkelse utført av MINA, NMBU, i perioden 2006-2008 for 918 av Landsskogtakseringens flater i Hedmark viste at posisjonen fra håndholdt GPS kunne være over 30 meter feil. I gjennomsnitt var feilen 3,44 m (Tabell 1) selv om posisjonen var beregnet som et gjennomsnitt av flere målinger.



Figur 1. Status for GPS-måling ved Landsskogtakseringen (Granhus, 22-23 August 2018).

Tabell 1. Nøyaktighet ved posisjonering med håndholdt GPS i Landsskogtakseringen.

Utstyr	Antall flater	Gj.snitt (m)	Min. (m)	Maks. (m)	Standardavvik (m)
Håndholdt GPS	918	3,44	0,01	31,56	2,94

Flatene lokalisert under barskoggrensen ligger i et 3 x 3 km rutenett, mens over barskoggrensen er et 3 x 9 km rutenett benyttet. I Finnmark benyttes et 9 x 9 km rutenett. Landsskogtakseringen oppsøker ca. 2500 av prøveflatene årlig.

I Norge utføres Landsskogtakseringen av NIBIO, og det er bare NIBIO som har tilgang til flatekoordinatene og kan oppsøke flatene. I f.eks. Sverige samarbeider ulike institusjoner om å gjøre registreringer på prøveflatene. Der utføres de skoglige registreringene av Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Umeå, mens registreringen av skogsjorden utføres av Institutionen för mark och miljö, SLU, Uppsala.

Landsskogtakseringen har et velfungerende system for datainnsamling, datalagring, kvalitetskontroll, beregning og rapportering. Siden koordinatene for flatene i Norge er hemmelige, kan kobling mot fjernanalysedata bare gjøres av NIBIO slik bestemmelsene er i dag. Slik sammenkobling er selve nøkkelen til utnyttelse av det potensialet som ligger i rimelige/gratis og stadig mer avanserte fjernmålingsdata.

I perioden 2012 til 2016 ble Landsskogtakseringen i Norge utvidet i verneområder. Her ble et rutenett på 1.5 x 1.5 km benyttet. Resultatene fra den første målingen av disse flatene er beskrevet i Hysten et al. (2017). Bestemmelsene i forhold til tilgang på koordinater for disse flatene er de samme som for de permanente flatene i Landsskogtakseringen.

### **3. Tidsserier fra bilder (Ortofoto)**

Både for satellittbilder og flybilder eksisterer det opptak som er 40 år eller eldre. Med tanke på kartlegging av naturskog er dette viktige datakilder. I første rekke vil nok kun data fra flybilder ha god nok oppløsning for bruk til å skaffe tilbakegående referansedata. De eldste Landsat-bildene har en oppløsning på 60 m og er mindre egnet til dette formålet. Sverdrup-Thygeson (2016) peker på gamle flybilder som en mulig datakilde der det ikke eksisterer tilgjengelig skogbruksplandata. En innhenting av referansedata i gammel naturskog ved hjelp av flybilder vil samsvare med definisjonen brukt av Sverdrup-Thygeson et al. (2016) der områder definert som eldre skog på 50 og 60 tallet ble brukt til å avgrense naturskog. Ved å tolke gamle flybilder m.h.p. hogstklasse kan det skilles mellom hva som var gammelskog også for 50-60 år tilbake i tid og hva som har blitt gammelskog i senere tid. Videre er det også mulig å tolke utviklingen der det er tilgjengelige flybilder. Dersom man ikke har bilder 50 år tilbake i tid kan man ikke identifisere om skogen er naturskog etter en slik definisjon eller etablert som en del av nyere bestandsskogbruk. Figur 2 gir en oversikt over dekningen av flybilder 50 år eller eldre i Sør-Norge. I Nord-Norge er kun 4 flyfotoprosjekt i perioden før 1969. Flyfoto-prosjektene er fra 50 - 1000 km<sup>2</sup>, noen er også større. Det er to mulige bruksområder for slike referansedata:

- Bruk i etablering av modeller for prediksjon av naturskog og derpå etterfølgende modell-basert estimering.
- Validering av eksisterende naturskogskart etablert fra andre kilder, f.eks. Landsskogtakseringen.

For å teste en slik metodikk har vi etablert 250 referansepunkt i Oslo og Akershus. Referansepunktene er lagt ut basert på predikert sannsynlighet for naturskog. Området for referansepunktene ble begrenset til områder der det fantes digitalt tilgjengelige ortofotoprosjekt i Norge i Bilder, som var eldre en 50 år, d.v.s. fra 1968 eller tidligere. Videre ble sannsynlighet for naturskog predikert ved hjelp av modellen for naturskog basert på laserscanning og definisjon D5 (GINI > median GINI i hogstklasse V) i rapporten fra Ørka et al. (2018b) og ble benyttet som utgangspunkt. Deretter delte vi den predikerte sannsynligheten inn i 10 klasser, d.v.s. 0 til 0,1, 0,1 til 0,2, ..., 0,9 til 1. Tolkingsprogrammet ble utviklet i R som en shiny app og et eksempel er publisert på shinyapps.io<sup>1</sup>. Applikasjonen vil for en predefinert koordinat aksessere Norge i Bilder for å finne tilgjengelige flybildeporsjekt basert på metadatatjenesten levert av Statens kartverk<sup>2</sup>. Alle prosjekt blir deretter presentert for tolkere med de nyeste bildene først. Web Map Service tilgjengelig fra Statens kartverk er benyttet. Funksjonaliteten i applikasjon er noe begrenset av hastigheten på levering fra denne WMS-tjenesten. Tidsbruken for selve den manuelle tolkning er betydelig mindre enn ventetiden knyttet til nedlastingen av data fra kartverket.

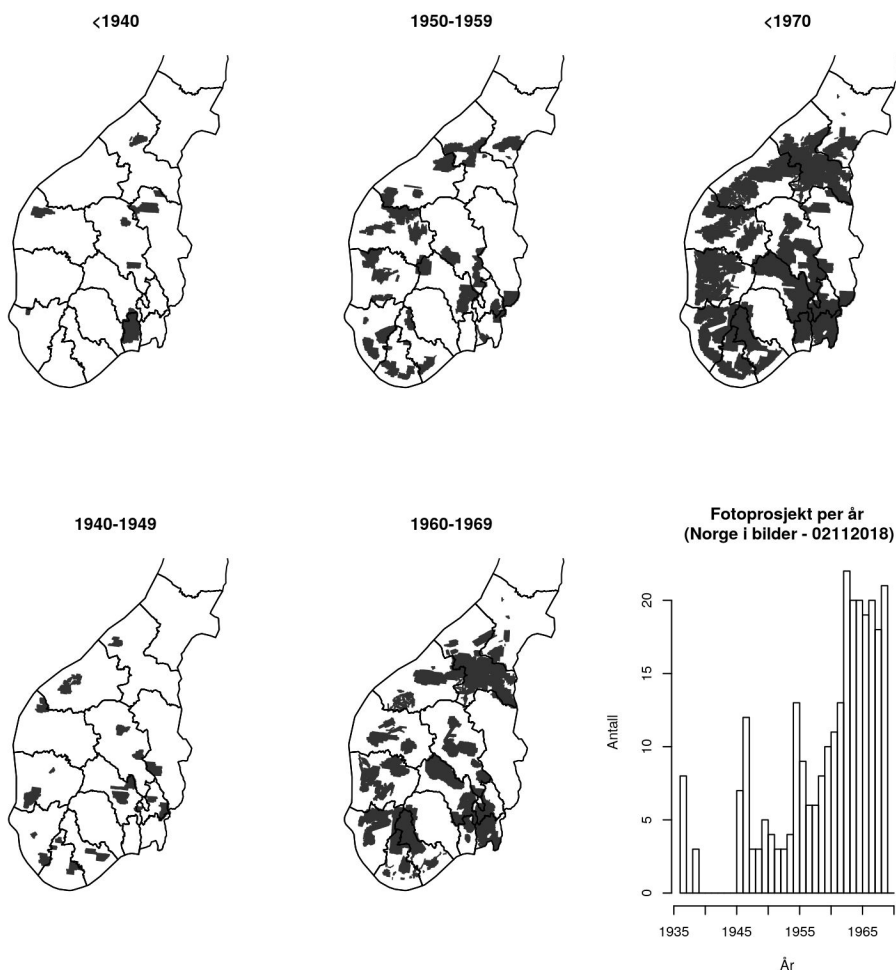
<sup>1</sup> <https://hansoleoerka.shinyapps.io/naturskog/> (Klikk New og Load for å se ulike lokaliteter.

Applikasjonene krever tilgang til IP som er registrert i Norge Digitalt for å viser flybilder)

<sup>2</sup> <http://innsyn.norgebilder.no/dok/webtjenester.pdf>

I den første testen er denne applikasjon bygd opp med tanke på å tolke en hel tidsserie av bilder og registrere om lokaliteten fortsatt er naturskog i det nyeste bildet. Applikasjonen kan videreutvikles til å tolke naturskog på ulike tidspunkt. Dette kan være en aktuell metode for å etablere referansedata for naturskog for bruk sammen med tidsserier av satellittbilder. En slik tolkning kan også benyttes til å tolke tidspunkt for flatehogst.

Dersom alle tilgjengelige bilder tolkes, kan disse eventuelt benyttes som referansedata eller supplere Landsskogtakseringens data som referansedata. Dersom koordinatene for Landsskogtakseringens flater hadde vært tilgjengelige, hadde man kunnet utføre bildetolking også for disse flatene. En tolkning av Landsskogtakseringens flater ville åpnet opp for bruk av langt mer effektive statistiske metoder enn det man nå kan anvende.



Figur 2. Oversikt over digitalt tilgjengelige ortofoto i Norge i bilder for ulike perioder før 1970 (Vist som kumulativt areal med flybilder), samt en oversikt over antall prosjekter fordelt på år.

#### 4. Resultater fra fototokningstest

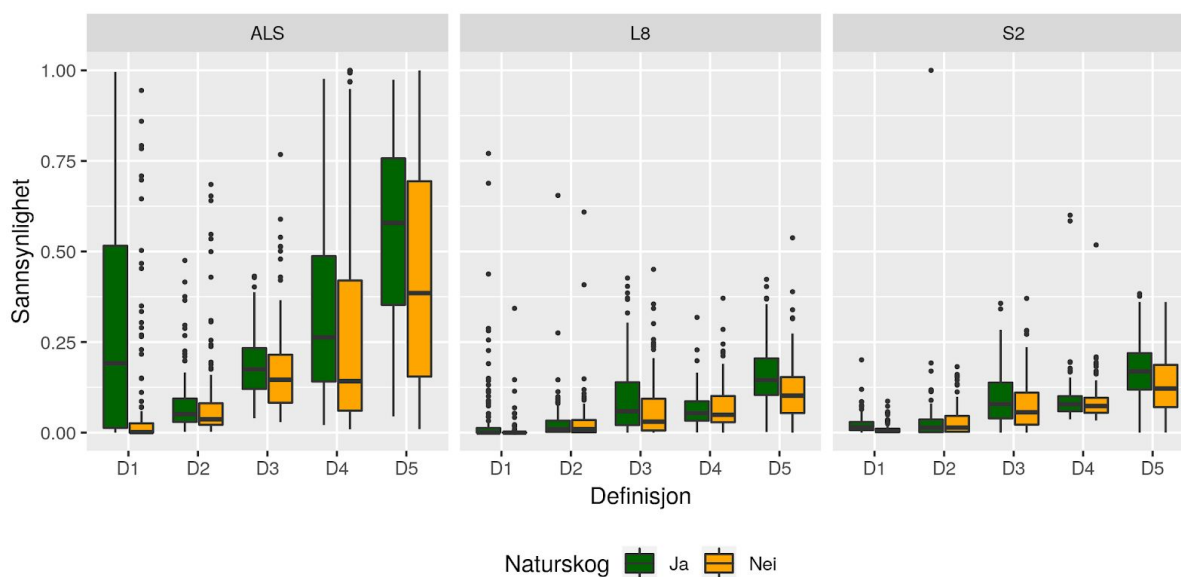
Av de 250 fototolkede flatene på 250 m<sup>2</sup> ble 226 registrert med arealtype skog i nyeste flybilde. Av disse var 15 registrert som bebygde areal, tre på jordbruksareal, tre på beite og tre på myr (hvorav to ble klassifisert som naturskog). Både bebygde arealer og beite fikk



høye sannsynligheter for naturskog (0,56 og 0,55 i gjennomsnittsnitt). Bebygde arealer bestod hovedsakelig av el-ledninger og veier. Ledningstraseer i skog såvel som veier i skog blir ofte klassifisert som skog, hvilket framstår som logisk da en kvadratisk beregningscelle på 250 m<sup>2</sup> ofte domineres av skog og ikke av vei.

Figur 3 viser predikert sannsynlighet for ulike naturskogsdefinisjoner og datakilder for de 250 lokalitetene for områder tolket som naturskog og områder ikke tolket som naturskog. For områder som ikke er tolket som naturskog, er det høyere sannsynlighet for naturskog i hogstklasse I - III, enn i hogstklasse IV og V, d.v.s. at faren for falske positive er størst i yngre skog. I den eldre skogen er sannsynligheten for naturskog høyere i områdene tolket som naturskog enn de som ikke er det. For områder tolket som hogstklasse V og naturskog er sannsynligheten 0,56 og i områdene ikke tolket som naturskog 0,31, for hogstklasse IV er tallene 0,38 og 0,24.

Resultatene gir viktig informasjon om nøyaktigheten av kartet. Det er tydelig at klassifisering av arealtype og etablering av skogmasken innfører feil. Skogmasken som ble lagt til grunn i denne analysen var basert på AR5. Det er et identifisert behov å forbedre denne (Hans Ole Ørka et al., 2018b), bl.a. ved bruk av fjernmålingsdata. Resultatene fra denne tolkningsstudien gir viktig kunnskap som bør inngå i forbedringen av skogmasken. Videre er de yngre hogstklassene et problem da disse får høye sannsynligheter for naturskog. Her kan det jo selvfølgelig være at det har vært naturskog på det tidspunktet laserskanning fant sted og at området er hogd i etterkant og at hogstklassen sånnsett gir feil inntrykk. Det er derfor viktig å identifisere slike endringer og innarbeide disse i produksjonsløypen.



Figur 3. Boksplott med sannsynlighet for naturskog for ulike definisjoner og sensorer (ALS: flybåren laserscanning, L8: Landsat-8, S2: Sentinel-2) (ALS og naturskogsdefinisjon D5, se tekst, ble brukt for å distribuere flatene utover i området).

## **5. Innhenting av referansedata i felt**

Før man går ut for å samle egne referansedata i felt må man tenke på hvordan dataene skal benyttes i etterkant. Designet for utleggingen av referansedata eller prøveflatene har avgjørende betydning for hvordan de statistiske beregningene kan gjøres og hvordan dataene kan utnyttes i etterkant. På grunn av mulighetene i det statistiske rammeverket bør det tilstrebes å legge flatene ut ved en eller annen form for randomisering og ikke benytte en subjektiv plassering. Dersom man legger ut flatene f.eks. tilfeldig og gjerne i et systematisk nett, kan man benytte modell-assistert beregning, som gjør at man vil kunne korrigere for systematiske feil i estimatet. Dersom man ikke har benyttet en randomiserings-mekanisme ved etablering av utvalget, er man låst til å benytte en form for modellbasert beregning der man ikke vil kunne estimere eventuelle systematiske avvik i det endelige estimatet.

Landsskogtakseringens systematiske prøveflatenett på 3 x 3 km ble etablert for å overvåke skogtilstanden i Norge ned på fylkesnivå. For observasjoner som opptrer sjeldent i landskapet, slik som sitkagran og naturskog vil andelen flater være for liten til at dataene kan benyttes som beslutningsgrunnlag. En aktuell strategi kan derfor være å øke antall observasjoner med siktagran og naturskog. Et alternativt opplegg for en feltbasert registrering vil være å gjennomføre en tilleggsregistrering som en "adaptiv cluster sampling". Denne kan også benyttes stratifisert basert på forhåndsinformasjon (Thompson, 2012). Utlegging av flater for naturskog og sitkagran bør gjøres basert på forhåndsinformasjon. Den beste forhåndsinformasjonen vil være de produserte sannsynlighetskartene. Utlagte flater bør kontrolleres mot ortofoto slik at helt klare tilfeller av hogst etc. kan fjernes. For modell-basert estimering er det ikke nødvendig å lokalisere flatene etter et spesielt design.

Når man har bestemt seg for et design for utlegging av prøveflatene og går ut i felt, er det viktig at prøveflatene posisjoneres på en tilstrekkelig nøyaktig måte. Selv med presisjons-GPS får man noe feil i posisjonering av flaten. En mindre undersøkelse i Spania viste 50 cm gjennomsnittlig feil med et standardavvik på ca. 1.2 m ved bruk av presisjons-GPS eller differensiell GPS som er en mer korrekt betegnelse (Valbuena et al., 2010).

Dersom dataene fra flatene bare skal kobles mot f.eks. Landsat-data med pixler på 30 x 30 meter, er kanskje en håndholdt GPS tilstrekkelig. I figur 4 vises simulert posisjon av feltflate der flatens sanne posisjon er i senter av pikselen ved bruk av håndholdt GPS (gjennomsnittsfeil = 3.44 m, standardavvik = 2.84 m) og presisjons- GPS (gjennomsnittsfeil = 0.50 m, standardavvik = 1.2 m) for henholdsvis Landsat piksel (30 x 30 m, sort kvadrat) og Sentinel 2 piksel (10 x 10 m, sort kvadrat). Kostnaden ved en slik feil posisjonering er vanskelig å kvantifisere, men det er tydelig at om pikselstørrelsen reduseres til f.eks. 10 x 10 m slik det er i Sentinel-2 data vil antall posisjoner som ikke treffer korrekt piksel øke betydelig og senterpunktet for hele 46% av flatene ligger utenfor den aktuelle piksel (Figur 4). Selv om flata ikke bestandig ligger i sentrum av en pikselen, samt at pikselen også kan være feil posisjonert så er en god posisjonering av prøveflatene fortsatt viktig.

Dersom man skal hente ut fjernanalysedata fra flybilder eller laserdata må en benytte en GPS av landmålingskvalitet om man skal oppnå en nøyaktighet som man f.eks. krever for prøveflater registrert for skogbruksplanlegging. Ulempen med nøyaktig GPS-utstyr er at det

er kostbart i anskaffelse. En enkelt enhet koster kanskje 100000 kr, men ved å benytte posisjoneringstjenester, f. eks. CPOS<sup>3</sup> og sanntidskorrigering vil kostnaden til etterarbeid være minimal. Ved bruk av slikt utstyr benyttes korreksjonsdata og man oppnår vanligvis en nøyaktighet på bedre enn en meter, selv i tett skog (Valbuena et al., 2010). Dersom en regner at et slikt utstyr kan brukes i minimum 5 år og i 30-60 dager per år så blir kostnaden 500 til 1000 kr per dag.

En stor fordel med å benytte presis posisjonering er at man senere enkelt kan finne igjen prøveflatene. Dette muliggjør gjentatte målinger og bruk av tidsserier. Dersom man har etablert et datasett etter et godt design og presis stedfesting, vil dette ofte være nyttig i andre sammenhenger enn det man hadde som utgangspunkt for etableringen av datasettet. Landsskogtakseringens datasett er et eksempel på dette. Landsskogtakseringens data tjener mange samfunnsnyttige formål det ikke nødvendigvis var tenkt på da systemet ble etablert.

Hvilke variable man skal registrere på den enkelte flate vil avhenge av formålet med registreringen og tilgjengelig budsjett. Enkelte skog- og tre-variable, som f.eks. grunnflate, trehøyde og hogstklasse, er lite kostnadskrevende å registrere og bør trolig inkluderes ved datafangst for ulike formål.

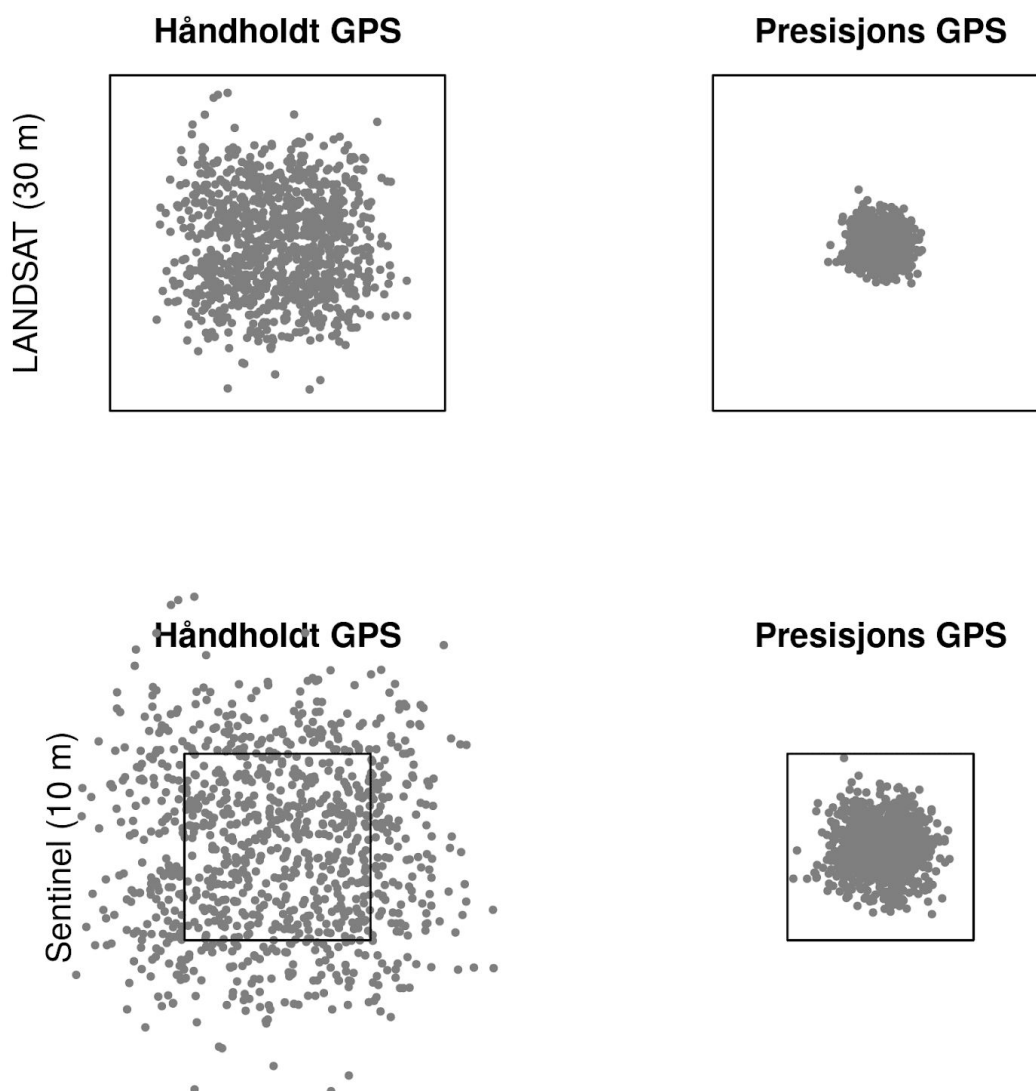
## **6. Balansering av datasett**

Mange fenomener i skog som er av interesse for miljøforvaltningen, opptrer relativt sjelden. Antall observasjoner tilgjengelig i Landsskogtakseringen kan være begrenset for slike forekomster, slik som f.eks. sitkagran og naturskog. Det kan derfor vært ønskelig å øke antallet referanseobservasjoner for slike fenomener for å kunne utvikle modeller som beskriver sammenhengen mellom fjernanalysedata og referanseobservasjonene på en god måte. Ovenfor har vi pekt på en metode som kan benyttes for å etablere referansedata ved hjelp av gamle flybilder. Det finnes også andre muligheter for å balansere slike datasett, f.eks. gjennom gode kvalitetssikrede registreringer fra andre kilder og/eller oppsøking av prøveflater i felt (f.eks. jevnt fordelt etter sannsynlighet for forekomst). En balansering av slike datasett har innvirkning på modelleringen, estimeringen og konklusjonene som trekkes fra disse (Salas-Eljatib et al., 2018).

For å belyse effektene av ubalanserte datasett, har vi gjennomført en simuleringsstudie med 100 iterasjoner og med ulike populasjoner der andelen 1-observasjoner (forekomst) varierer. Populasjonen bestod av 10000 observasjoner. For hver populasjon har vi så valgt h.h.v. et tilfeldig og et balansert referansedatasett. I det siste tilfellet er antallet 1- og 0-forekomster i utvalget det samme. For hver observasjon med 0 eller 1 i referansedatasettene har vi to simulerte fjernanalyse-variable. Ut fra alle observasjonene etablerer vi en logistisk regresjonsmodell med h.h.v. god og dårlig forklaringssevne.

---

<sup>3</sup> <https://www.kartverket.no/Posisjonstjenester/prisliste-posisjonstjenester/>

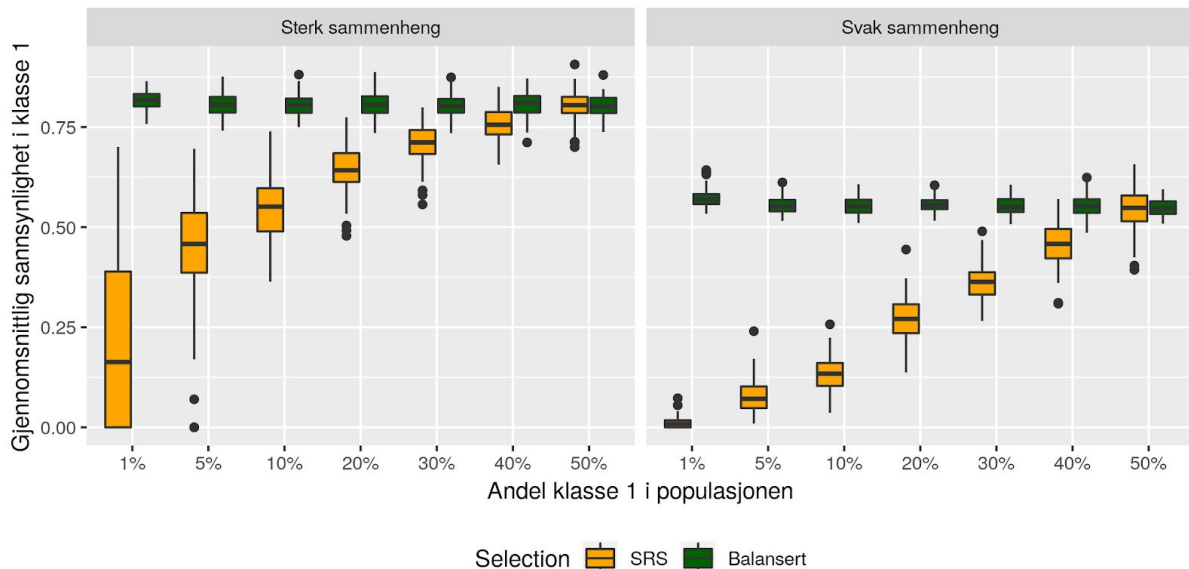


*Figur 4: GPS-punkt simulert for håndholdt og presisjons-GPS relatert til Landsat (Øverst) og Sentinel-2 (Nederst) piksler. Kvadrat representer pikselen med en størrelse på henholdsvis 30 m og 10 m. Simuleringen benytter en gjennomsnittsfel på 3.44 m og standardavvik på 2.94 m for håndholdt og 0.5m og 1.2 m for presisjons-GPS. Figuren viser flateposisjon ved plassering av flate i senter av piksel. Simuleringen er gjort 1000 ganger. Det er ikke tatt hensyn til posisjoneringsfeil i pikselen*

Resultatene av simuleringen peker på to viktige egenskaper når man benytter en logistisk regresjon (Figur 5). Ved tilfeldig utvalg av prøveflatene vil gjennomsnittlig sannsynlighet for klasse 1 (forekomst) øke med økende andel i populasjonen. Dersom det er en svak sammenheng mellom de simulerte fjernmålingsdata og den observerte klassen, vil gjennomsnittlig sannsynlighet for klassen være langt under 0,5 i de fleste tilfeller. Dette gjelder også om sammenhengen er sterk men andelen av klasse 1 i populasjonen er liten. Både for en populasjonsandel på 1 % og 5 %, som vi finner både for sitkagran og for enkelte

naturskog-definisjoner, vil hovedtyngden av prediksjonsverdiene være lavere enn 0,5. Dette må man ta hensyn til når grenseverdi for predikert naturskog skal bestemmes.

En balansering av datasettet bedrer Area Under the Curve (AUC) verdiene for klassifikasjonen. AUC er et mål på klassifikasjonsnøyaktighet og beregnes som arealet under en kurve der andelen sanne positive er plottet mot sanne negative. Konklusjonen av denne simuleringsstudien er at balansering av et datasett øker gjennomsnittlig sannsynlighet i en klasse og nøyaktigheten målt i AUC både når man har modeller med god og dårlig forklaringsevne.



Figur 5. Gjennomsnittlig sannsynlighet i klasse 1 (forekomst) for ulike andeler av klassen i populasjonen predikert med logistisk regresjon der flatene er valgt tilfeldig (SRS) eller balansert (like mange av hver klasse). I tillegg er det simulert med en sterk modell-sammenheng og svak modell-sammenheng.

## 7. Konklusjon og videre arbeid

- Landsskognetakingen er en svært viktig datakilde for å etablere skogøkologisk informasjon, videre arbeid bør inkludere bruk av fortettet grid i verneområder. Landsskognetakingens data-policy knyttet til tilgang på flatekoordinater hindrer effektiv bruk av en nasjonal infrastruktur som registreringsopplegget tilsvarer i en fjernmålingsbasert kartlegging og overvåking av økosystemet skog.
- Tidsserier fra gamle flybilder kan gi nyttig tilleggsinformasjon. Det er et behov for å evaluere nøyaktigheten av en slik tolkning i hovedsak knyttet til feltmåling, men også knyttet til variasjon mellom tolkere.
- Utlegging av referansedata bør gjennomføres på bakgrunn av produserte sannsynlighetskart og utleggelse guides til områder med høye sannsynligheter. Det bør testes et opplegg knyttet til adaptive cluster sampling. Utlagte prøveflatekoordinater bør sjekkes i ortofoto før de oppsøkes i felt for å minimere gangtid.

- Balansering av datasett kan ha utfordringer knyttet til modell-basert estimering. Det bør derfor evalueres etter innhenting av referansedata i tillegg til Landsskognøkningen.
- Innsamling av referansedata bør fokuseres på problemstillingen knyttet til sitkagran i ett fylke, evt. også på naturskog i et annet fylke.

## Del 2. Kartlegging og overvåkning av økosystemet skog

### 1. Innledning

Skogen i Norge er et dynamisk system, med en lang historie med naturgitte klimaendringer og naturlig innvandring av arter. Samtidig er skogen påvirket av omfattende menneskelig påvirkning av varierende intensitet og omfang. Den menneskelige påvirkning har økt gjennom årene, med særlig gjennomgripende effekter på skogøkosystemene ved innføring av bestandsskogbruket etter 2. verdenskrig.

Den økologiske tilstanden i skog skal vurderes for naturtyper som følger typeinndelingen i Natur i Norge (NiN). NiN deler inn natur i ulike naturtyper og inneholder omfattende beskrivelser av naturvariasjon som er nyttig for det videre arbeidet. Datagrunnlaget som nå samles inn gjennom NiN-kartlegging, er viktig for stedfesting av naturtyper i Norge. For skog er det likevel Landsskogtakseringen som har det viktigste datagrunnlaget. I Landsskogtakseringen gjennomføres en utvalgsbasert kartlegging der permanente prøveflater oppsøkes hvert 5 år. Fokus for Landsskogtakseringen er estimater for Norge som helhet og ned på fylkesnivå.

Den raske utviklingen innen tilgang på fjernanalysedata har nå medført at man effektivt kan produsere nyttige kart for store områder. Ved denne metodikken benyttes Landsskogtakseringens prøveflater som kalibreringsdata. Fjernanalysedata kan også benyttes til å forbedre nøyaktigheten på estimatene i forhold til estimatene hvor bare felldata er benyttet.

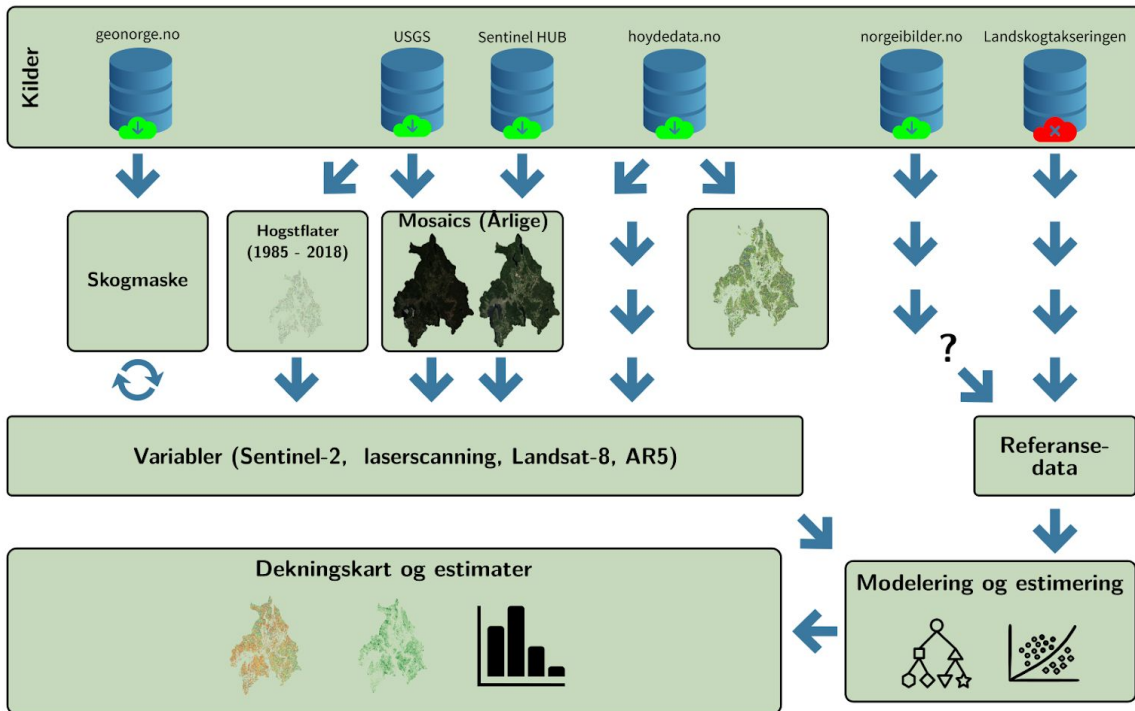
Som en del av dette prosjektet har vi benyttet fjernanalysedata fra Landsat og Sentinel til å etablere en produksjonsløype for å etablere skogøkologiske variabler med fokus på sannsynlighet for sitkagran og sannsynlighet for naturskog. Utviklingen av en slik produksjonsløype er basert på tidligere studier av naturskog og fremmede treslag (Hans Ole Ørka et al., 2018b, 2018a).

### 2. Metodisk oversikt

For å nå målsettingen i prosjektet er en produksjonsløype bestående av følgende sju steg etablert:

1. Etablering av skogmaske fra AR5
2. Etablering av mosaikker fra satellittdata
3. Beregning av fjernmålingsvariabler for grid-celler
4. Etablering av Presence/absence data
5. Modellering (Logistisk regresjon)
6. Prediksjon (Output -> Kart)
7. Estimering (Arealestimater med usikkerhet)

Produksjonsløypen utvikles som en programvare pakke i R med tentativt navn femR "Forest ecosystem monitoring in R" for samle nødvendige funksjoner og dokumentasjon på et sted. Pakken utvikles på en lukket repository på Github og planen er å tilgjengeliggjøre denne når første versjon av produksjonsløypen er klar. Flytdiagrammet for produksjonsløypen er beskrevet i figur 6.



Figur 6. Flytdiagram for produksjonsløype for skogøkologiske kart.

## 2.1. Definisjoner

Basert på Landsskogtakseringens instruks som anvendes for prøveflatene, kan en rekke definisjoner etableres. I dette arbeidet har vi fokusert på tre definisjoner av naturskog og en for fremmede treslag:

- D1: Definisjon i samsvar med Landsskogtakseringen (SKOGKARAKTER = 2)
- D6: Definisjon av biologisk gammelskog (Søgaard et al., 2012). Se tabell 2.
- D7: Definisjon i samsvar med V+ definisjon (Storaunet and Rolstad, 2015)(hogstklasse V i 7.takst og fremdeles V i siste takst).
- S1: Fremmed treslag registrert i Landsskogtakseringen (Bestandtreslag introdusert)



Tabell 2. Aldersgrenser for biologisk gammel skog for ulike treslag og bonitetsklasser (Søgaard et al., 2012).

Bestandstreslag	Bestandsalder (år, nedre grense)		
	Lav bonitet	Middels bonitet	Høy bonitet
	6-8	11-17	20-26
<b>Gran</b>	>160	>140	>120
<b>Furu</b>	>180	>160	>140
<b>Løvtrær</b>	>120	>100	>80

## 2.2. Etablering av mosaikker fra satellittdata

Den generelle prosedyren for etablering av en mosaikk fra satellittdata ble gjennomført fylkesvis. Først ble alle satellittbildene ordnet i tidsserier sortert etter opptakstidspunkt. Tidsseriene inkluderte bilder fra forskjellige utsnitt som overlappet den aktuelle regionen. Koordinatsystemet for mosaikken var gitt og bilder som ikke var i den angitte projeksjonen, ble re-projisert. For hvert bilde ble følgende prosedyre gjennomført:

1. En sjekk ble gjort for å avgjøre om bildet overlapper regionen av interesse.
2. En vektet kvalitetskode ble beregnet for hver piksel (se beregning nedenfor).
3. "Dårlige" piksler blir erstattet i mosaikken med "bedre" piksler basert på et klassehierarki.
4. "Gode" piksler erstattes i mosaikken med "gode" piksler fra den aktuelle scenen, hvis kvalitetskoden for en piksel er bedre enn forrige verdi.

For Sentinel-2 bli kvalitetskode beregnet på følgende måte:

$$S_{des} = w_{date}S_{date} + w_{gpix}S_{gpix} + w_{aot}S_{aot} ,$$

hvor  $S_{date}$  beskriver relativ avstand fra en bestemt dato,  $S_{gpix}$  er et forhold mellom antall gode piksler i bilde og totalt antall piksler,  $S_{aot}$  beskriver gjennomsnittlig "aerosol optical thickness" for bildet, og  $w_{date}$ ,  $w_{gpix}$ ,  $w_{aot}$  er relative vekter:

$$\begin{aligned} w_{date} &= [0 .. 1], \\ w_{gpix} &= [0 .. 1], \\ w_{aot} &= [0 .. 1], \\ w_{date} + w_{gpix} + w_{aot} &= 1 \end{aligned}$$

$S_{aot}$  er beregnet som følger:

$$S_{aot} = 1 - \frac{\sum_1^n aot}{n} ,$$

hvor  $aot$  er "aerosol optical thickness" for hvert piksel, og  $n$  er antall pixsler.

Variabelen  $S_{date}$  er en verdi mellom 0 og 1 i en kvasi-Gaussisk fordeling. Verdien 1 er benyttet hvis bildet er fra ønsket dato. Bilder fra +/- 15 dager er sterkt foretrukket framfor andre datoer på grunn av at et standardavvik på 30 dager er benyttet i fordelingen:

$$S_{date} = \exp\left(-\left(\frac{D_{target}-D}{\sigma}\right)^2\right)$$

Hvor  $D_{target}$  beskriver måldato for mosaikken,  $D$  beskriver dato av aktuelle scenen og  $\sigma$  er standardavvik i dager.

Gode pixler er definert som pixler som tilhører klassene: vegetasjon, jord og vann, med følgende klassehierarkiet benyttet for Sentinel-2:

no\_data, saturated, defective < cloud\_medium\_probability, cloud\_high\_probability < thin cirrus < snow/ice < dark, shadow, unclassified < vegetation, soil, water

Den samme fremgangsmåten for å beregne kvalitetskode er benyttet for Landsat som for Sentinel, men med unntak av at variabelen  $S_{aot}$  er beregnet som et forhold mellom pixler merket som lav eller ingen aerosol i forhold til totalt antall pixler. Videre er gode pixler definert som pixler merket som 'clear terrain' og 'water' som piksel-kvalitet og uten skyproblemer etter følgende klassehierarkiet benyttet for Landsat er følgende:

no\_data, saturated < terrain\_occlusion < cloud\_medium\_probability, cloud\_high\_probability < cirrus\_medium\_probability, cirrus\_high\_probability < snow/ice < dark, shadow < clear\_terrain, water

Hele metodikken beskrevet over er utviklet som en programvarepakke i Python kalt Geomosaic. Den kan benyttes for å prosessere ferdige mosaikker for Landsat 8 og Sentinel-2. Programmet er tilgjengelig under MIT lisens og kan lastes ned fra Gitlab<sup>4</sup>.

Eksempler på mosaikker etablert fra Sentinel-2 og Landsat-8 for Buskerud og Oslo og Akershus er vist i Figur 7. Volumet med prosesserte data (Se tabell 3) er bestemt ut fra:

1. Hvor mye data som har blitt samlet inn i den angitte tidsperioden. Datamengdene i 2015 og 2016 var signifikant mindre siden Sentinel-2B først ble operativ sommeren 2017.
2. Antall skyfrie dager over området og grensen for skypåvirkning som ble valgt for den initielle filtreringen.
3. Tidsintervallet som dekkes. Mosaikkene som er laget er alle basert på data innsamlet mellom 1. mai og 30. september hvert år.

Den totale årlige datamengden for Landsat 8 var ca 236 GB. Dette er et betydelig mindre volum enn det man får fra Sentinel 2. Dette skyldes at Landsat har lavere oppløsning (30 m for Landsat 8 vs 10m+20m for Sentinel 2), i tillegg til langt sjeldnere gjentatte opptak av samme område. Vi har brukt både tier 1 og tier 2 Landsat 8 data<sup>5</sup> for å maksimere den totale tilgjengelige datamengden.

<sup>4</sup> <https://gitlab.com/stcorp/processors/geomosaic>

<sup>5</sup> <https://landsat.usgs.gov/what-are-landsat-collection-1-tiers>

Tabell 3. Eksempler på datamengder (GB) som er prosessert i prosjektet

	<b>Oslo og Akershus</b>	<b>Buskerud</b>	<b>Oppland</b>	<b>Hordaland</b>	<b>SUM</b>
<b>Sentinel-2</b>					
<b>2017</b>	1412	0916	1922	1872	6122
<b>2018</b>	2674	1791	3686	3686	11837
<b>LASER:</b>					
<b>Antall prosjekter<sup>a</sup></b>	16	22	61	51	150
<b>Laserfiler ( i laz-format)</b>	384	644	1184	245	2457

<sup>a</sup> Prosjekt i forhold til Kartverkets inndeling. Se hoydedata.no

### 2.3. Etablering av mosaikker fra flybåren laserscanning

Mosaikkene etablert fra satellittdata gjør det mulig å beregne fjernmålingsvariabler for hele arealet. Data fra flybårenlaserscanning finnes over hele arealet. Utfordringen er at ulike sensorer og opptakparametere varierer mellom prosjekt. Siden dette er informasjon som allerede eksisterer er det naturlig å benytte denne i modelleringen av ulike responser uten å etablere en helhetlig mosaikk som nødvendigvis vil redusere informasjonsinnholdet noe.

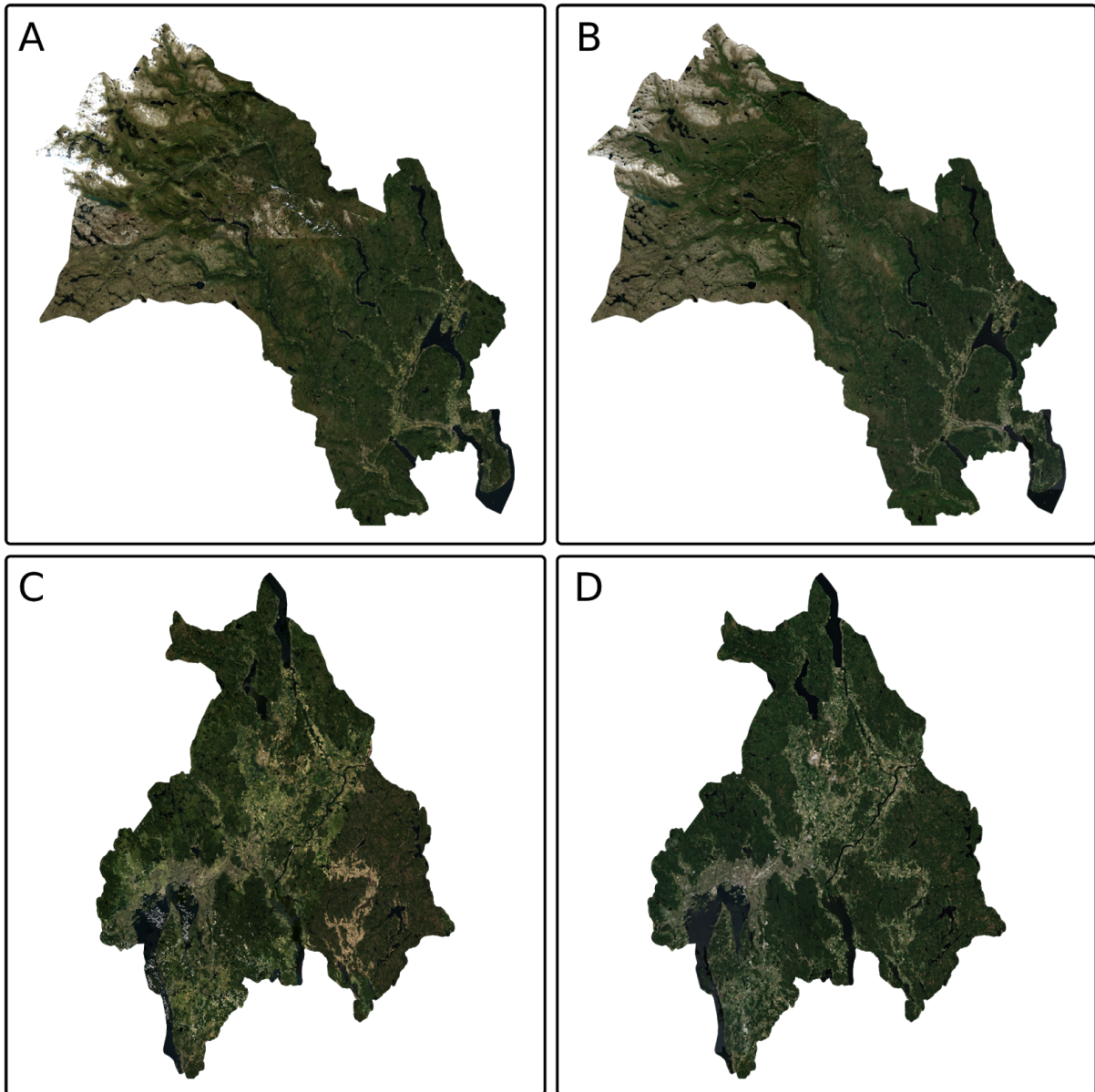
Vi har derfor etablert en mosaikk som skal tjene som en visuell beskrivelse av skogen. Mosaikken blir derfor utviklet som en skogstrukturindeks og tar utgangspunkt høyde, tetthet og variasjon i laser ekkoene. Indeksen er beskrevet i detalj av Coops et al. (2016/8). Den lages basert på det høyeste ALS-ekkoet, den laveste tetthetsverdien og variasjonskoeffisienten i høydefordelingen fra laserdata. For å håndtere utfordringene i ulike ALS-prosjekter ble verdiene skalert for hvert prosjekt før sammenslåing. FSHI er visualisert i tre dimensjoner som beskriver skogens høyde, skogstetthet og skogskompleksitet. Indeksen er prosessert for Hordaland, det meste av Buskerud, samt Oslo og Akershus. På grunn av tidsrammen for prosjektet var det ikke mulig å prosessere de 61 prosjektene i Oppland.

### 2.4. Kombinasjoner av datakilder

En test ble gjennomført i Oslo og Akershus og naturskog definisjon D7. Ulike datakilder ble kombinert for å analysere hvordan dette innvirket på klassifiseringsnøyaktigheten. Randomforest klassifiseringalgorithmen (Breiman, 2001) ble benyttet da denne har en innebygd vektning av variabler, samt en "out-of-bag" nøyaktighet, dvs. at observasjoner som ikke er med i etableringen av en iterasjon blir benyttet til validering. Vi vurderte følgende datasett, med variabler fra:

- Flybåren laserscanning (ALS)
- AR5 (Skogbonitet, treslag, arealtype)
- GFW (gain, lossyear, treecover2000, datamask)
- Hogst identifisert fra LandTrendr (Se Hand Ole Ørka et al., 2018)

- Satellittene Sentinel-2 og Landsat-8 (Ulike mosaikker) og ulike kombinasjoner av disse.



Figur 7. Eksempel på mosaikker for Landsat (A og C) og Sentinel (B og D), for Buskerud øverst og Oslo og Akershus nederst.

## 2.5. Estimeringsmetoder

Metodikken for estimering følger prosedyrer beskrevet av Ørka et al. (2018b).

Klassifikasjonen ble utført ved hjelp av logistisk regresjon, en robust klassifikator, egnet for modellassistert og modellbasert arealestimering (McRoberts, 2010). Logistiske regresjoner ble modellert for ulike definisjoner og ulike datasett. Tre ulike definisjoner ble benyttet (D1, D2, D3) og vegg-til-vegg data fra Landsat 8 og Sentinel-2 (15 modeller totalt). De logistiske modellene ble valgt ved å bruke den best-subset valg av modell i R-pakken *bestglm*, med AIC som kriterie og modeller begrense maksimalt fem variabler.

Arealandelen av klassifikasjonen ble beregnet ved å bruke tre forskjellige estimatorer:

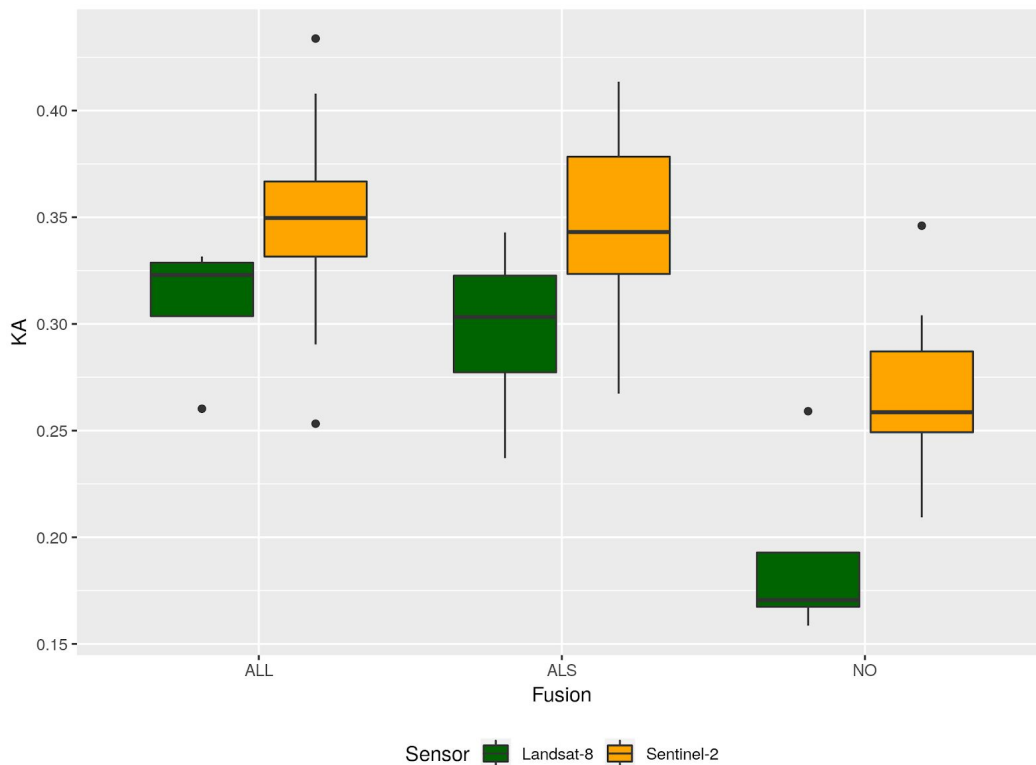
1. HT: Horvitz-Thompson direkte estimator der kun feltobservasjoner ble benyttet. Dette er referanse estimatoren.
2. MA: modell-assistert estimator ved hjelp av en probabilistisk utvalg av feltobservasjoner og vegg-til-vegg-hjelpevariabler avledet fra eksternt sensede data.
3. MB: modellbasert estimator ved hjelp av heldekkende fjernmålingsvariabler

For oversikt over beregningen av de ulike estimatorene se Ørka et al. (2018b).

### **3. Resultater og diskusjon**

#### 3.1. Kombinasjoner av datakilder

Flybåren laserskanning ga den høyeste nøyaktigheten av de ulike kildene unntatt satellittdata. Både data fra hogstidentifikasjon (LandTrendr og GFW) og AR5 ga dårligere klassifisering. Nøyaktigheten ble noe forbedret ved kombinerings av AR5 og data fra laserskanning, men er likevel lav med en AUC på 0,75 og en kappa-koeffisient på 0,21. Sentinel-2 data ga alene bedre klassifisering i de fleste tilfeller (Figur 8), men ble med likhet med Landsat-8 forbedret når laserskanning og satellittdata ble brukt sammen. Bruk av andre variabler i tillegg forbedret ikke resultatene ytterligere, men resultatene ble mer stabile over ulike sensorer (Figur 8). Det var ingen klar forskjell mellom de ulike Sentinel mosaikkene etablert for ulike perioder på året, men Sentinel mosaikken etablert med 15 juli som ønsket dato var i gjennomsnitt noe bedre. Landsat-8 ga alltid dårligere resultat enn Sentinel-2. Bidraget fra hogstklassedeteksjon var liten i denne testen. Det bør derfor vurderes og bruke dette som et maskerings kartlag før estimering av f.eks. naturskog - da feilklassifikasjoner av hogstflater og yngre skog er en utfordring (Se Del 1).



Figur 8. Boksplott med kappa verdier for Landsat-8 og Sentinel-2 for klassifisering av D7 både alene "NO" fusion, sammen med flybåren laserskanning (ALS) og alle variablene.

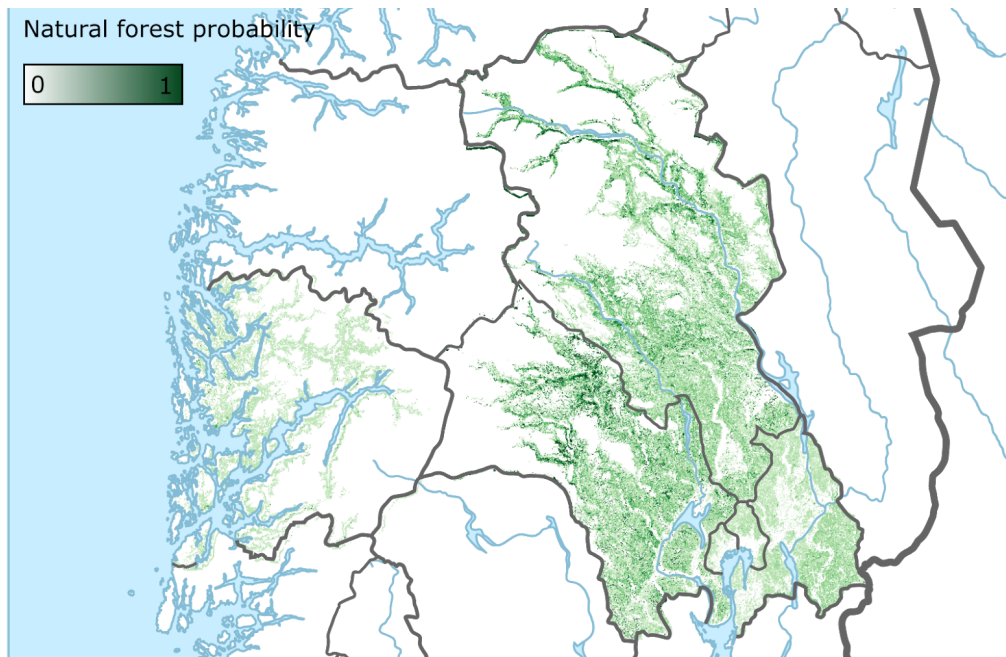
### 3.2. Dekningskart og arealestimat

For fylkene Hordaland, buskerud, Oppland, samt Oslo og Akershus, produserer vi arealestimat og dekningskart for Landsat-8 og Sentinel-2 mosaikkene, samt for ulike definisjoner. I figur 9 og 10 er dekningskart og estimat basert på Landsat-8 og Sentinel-2 for de tre ulike definisjonen gjengitt for alle fylkene. Alle estimatene forbedres ved bruk av modell-basert estimering.

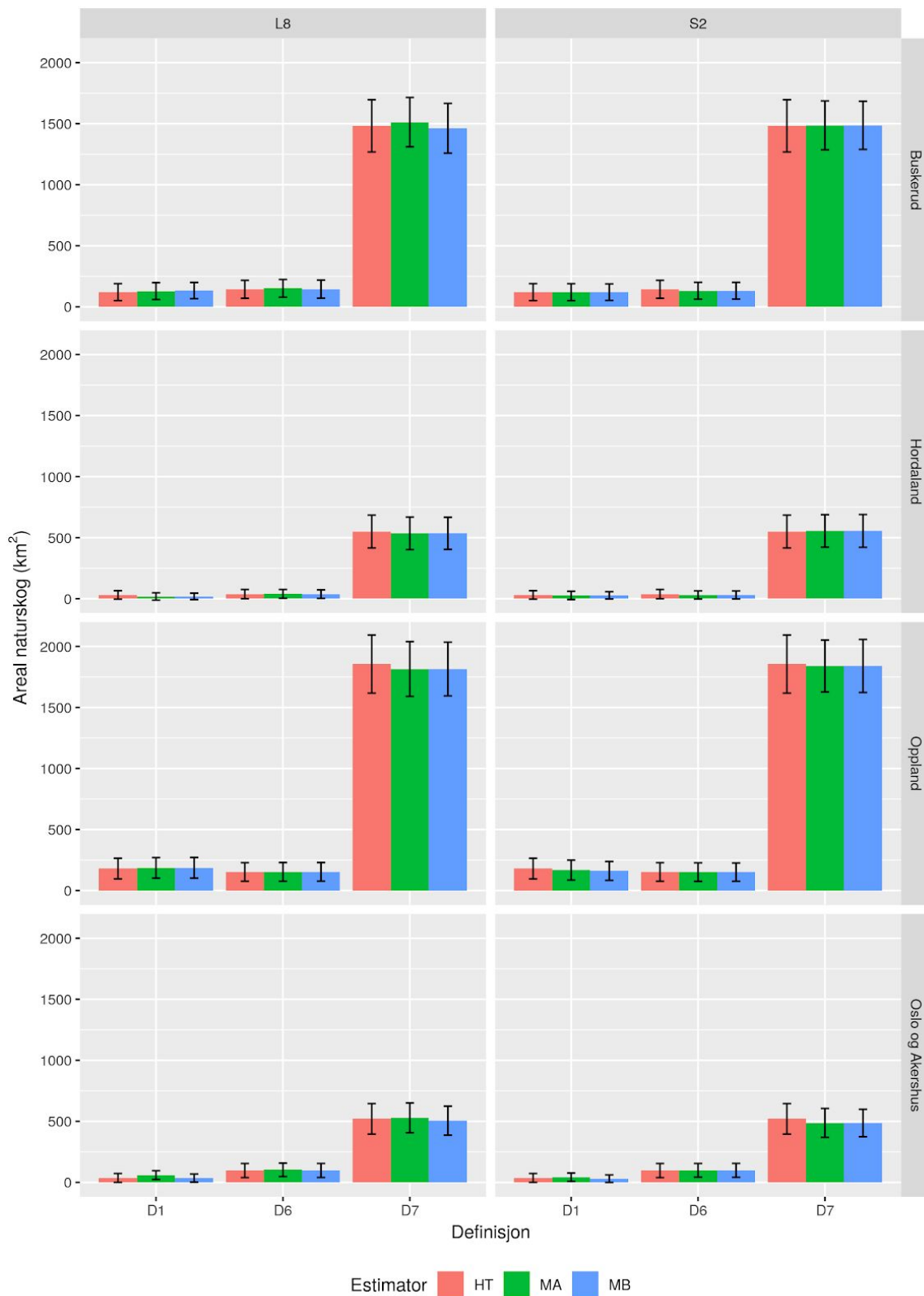
Arealestimatene kan etableres direkte fra Landsskogtakseringen med en feil fra 0.4 til 1.8 % på arealet. Prosjektet har etablert estimat for naturskog basert på årlige mosaikker fra Sentinel-2 og Landsat 8. Satellittdata alene gir dårlige modeller og for å etablere sikrere dekningskart må andre datakilder benyttes f.eks. laserdata. Det er etablert en produksjonsløype både for satellittdata og laserdata som gjør at datagrunnlaget som er nødvendig kan produseres for hele Norge innen utgangen av 2020. Fokus på forbedringen av modeller og klassifiseringer bør derfor være fokus i 2019. Etablering av datagrunnlag for satellittdata og laserdata er tidkrevende. I tillegg vil klipping av data mot Landsskogtakseringens prøveflater kreve ytterligere tid. Mye av prosjektperioden i 2018 har derfor vært knyttet til etablering av en produksjonsløype for datahåndtering og mindre på modellering.

For å etablere trender i utviklingen av naturskog må det fokuseres på et lengre tidsrom. Det er mulig å etablere en sikker trend innen dette tidsrommet aktuelle tidsrommet vi har

produsert satellitmottaker for. Landsskogtakseringen har en femårig syklus, dvs. at en prøveflate besøkes hvert femte år, etablering av trender i naturskogsutviklingen over dette tidsrommet bør derfor være mulig.



*Figur 9 Dekningskart for naturskog definisjon (D7) basert på Landsat-8*



**Figur 10** Arealestimat med usikkerhet for ulike naturskogdefinisjoner (D1=Landsskogsdefinisjon, D6="Biologisk gammelskog", D7=V+ (hogstklasse V i 7.takst og fremdeles V i siste takst) basert på Landsat-8 (L8) og Sentinel-2 (S2) for de fire fylkene. MA er modell-assistert estimat, MB er modell-basert estimat og HT er estimat kun etablert fra felldata.



Tabell 4. Andel og areal for ulike definisjoner og fylker med tilhørende standardfeil basert på estimater fra landsskogtakseringen (SE = standard feil). (D1 er definisjon i landsskogtakseringen, D6 er biologisk gammelskog og D7 er V+ (hogstklasse V siden landsskogtakseringens 7. takst)

Fylke	Definisjon	Andel (%)	SE (%)	Areal(km <sup>2</sup> )	SE (km <sup>2</sup> )
Buskerud	D1	1.6	0.45	121	35
Buskerud	D6	1.9	0.48	143	37
Buskerud	D7	19.4	1.40	1483	107
Hordaland	D1	0.8	0.44	30	17
Hordaland	D6	0.9	0.47	38	19
Hordaland	D7	13.7	1.68	550	67
Oppland	D1	1.9	0.45	180	42
Oppland	D6	1.6	0.40	152	38
Oppland	D7	19.8	1.27	1856	119
Oslo og Akershus	D1	1.1	0.53	36	18
Oslo og Akershus	D6	2.8	0.84	97	29
Oslo og Akershus	D7	15.1	1.81	521	63

#### 4. Konklusjon og videre arbeid

- Vi har etablert estimater basert på Landsskogtakseringen denne metodikken kan produseres for alle fylker.
- Det er produsert mosaikker for Landsat 8 og Sentinel-2 for årene 2015-2018 for fylkene Buskerud, Hordaland, Oppland og Oslo og Akershus.
- Det er produsert mosaikk for laserdata for fylkene Buskerud, Hordaland og Oslo og Akershus.
- Kombinering av Sentinel-2, laserdata, AR5 og hogstklasse identifikasjon ga den beste klassifisering av naturskog i Oslo og Akershus.
- Det er liten forskjell på modell-assistert og modell-basert estimering. Dette skyldes i hovedsak at referansedataene er de samme.
- Logistisk regresjon har store fordeler knyttet til modell-basert estimering, men alternative klassifiseringsmetoder bør testes da vi ser at det er liten forskjell mellom modell-basert og modell-assistert estimering. Metoder som bør testes er f.eks. random forest, support vector machine og deep learning algoritmer.

## Del 3. Landskapsanalyse av naturskog identifisert ved fjernmåling

### 1. Bakgrunn og mål

Norsk skog har over lang tid vært utnyttet av mennesker, med særlig gjennomgripende effekter for skogens arter og økosystemprosesser de siste hundre årene. Det aller meste av skogen er omformet fra opprinnelig naturskog til en mer eller mindre menneskepåvirket kulturskog eller semi-naturlig skog. Gjenværende rester av naturskog representerer likevel viktige verdier for naturmangfoldet i skog. For å kunne forvalte slike verdier knyttet til naturskog, er det viktig å vite hvor skog med naturskogsegenskaper finnes. Slike naturskogsegenskaper omfatter dels strukturer som gammel skog, død ved og variert bestandsstruktur, i tillegg til forekomst av arter særlig knyttet til naturskog, og økosystemprosesser karakteristisk for naturskog. Det er ressurskrevende å lete etter skogområder med naturskogspreg i felt. Derfor bør feltarbeidet rettes mot et begrenset areal skog med høy sannsynlighet for å ha naturskogsegenskaper. Dersom en del av de strukturelle egenskapene ved naturskog kan identifiseres ved hjelp av fjernmålingsdata, og dette kan fungere som en grovsortering av de mest aktuelle områdene for naturskogskartlegging, vil det gjøre feltkartleggingen langt mer effektiv.

I en annen del av denne rapporten (Del 2; se også Ørka et al. 2018) er det redegjort for hvordan tre ulike kilder til fjernmålingsdata kan analyseres for å angi sannsynlighet for forekomst av skog med ulike grader av naturskogspreg, spesifisert ved fem definisjoner:

- D1: Landsskogtakseringens definisjon av naturskog: Skog uten synlige inngrep, med naturlige treslag, høy alder, flersjiktet, og dødt virke i flere nedbrytingsstadier, inkludert grove dimensjoner.
- D2: Bestandsalder på minst 160 år
- D3: Bestandsalder på minst 140 år
- D4: De 25% av bestandene med mest variert størrelsesfordeling i hogstklasse 5.
- D5: De 50% av bestandene med mest variert størrelsesfordeling i hogstklasse 5.

Disse naturskogsdefinisjonene har en forventet arealandel i studieområdet Oslo og Akershus gitt ved Landsskogtakseringens data på 1%, 3%, 8%, 6,5% og 13% for henholdsvis D1, D2, D3, D4 og D5.

I denne delen av rapporten har vi tatt resultatene fra analysen av fjernmålingsdata og sett hvordan disse kan bearbeides videre til sammenhengende skogpolygoner som kan karakteriseres som 'naturskog' ut fra de spesifiserte definisjonene (D1-D5). Disse 'naturskogspolygonene' er videre analysert for å beskrive deres landskapsøkologiske egenskaper og deres sammenfall med andre dokumenterte naturverdier i skog innen studieområdet.

Målsettingen med denne delen av rapporten kan oppsummeres som:

- Sammenstilling av punkter med høyest sannsynlighet for å være naturskog (slik de framkommer fra analysen av fjernmålingsdata) til sammenhengende polygoner med antatt naturskogspreg, for tre datakilder og fem naturskogsdefinisjoner.

- Beskrive ulike landskapsøkologiske egenskaper for 'naturskogspolygonene' som framkommer, dels for de enkelte polygonene og dels for hele nettverket av polygoner.
- Analysere geografisk sammenfall mellom naturskogspolygonene og ulike kartlagte naturverdier i skog innen studieområdet i form av:
  - Eksisterende verneområder
  - Nøkkelbiotoper med livsmiljøer for artsmangfoldet (MiS)
  - Verdifulle naturtypelokaliteter i skog
  - Forekomst av skogtilknyttete rødlistearter av insekter, sopp og lav

## **2. Naturskog**

### 2.1. Karakteristika og økologisk betydning

Begrepet naturskog brukes i ulike sammenhenger, og det finnes flere definisjoner. Disse definisjonene har likevel til felles at de beskriver en skog der menneskelig påvirkning ikke i vesentlig grad har endret skogens naturlige struktur, sammensetning, eller økologiske prosesser. En slik skog vil formes av ulike naturgitte forstyrrelser og suksesjonsprosesser, som igjen avhenger av klima, terreng, jordsmonn og stedegent artsmangfold. I norsk boreal skog regner vi skogbrann og stormfelling som de viktigste naturgitte storskala forstyrrelsene, men også insektangrep, tørke og flom spiller inn.

Forstyrrelser og endringsprosesser virker på ulik skala i tid og rom. Forstyrrelser på liten skala, som snøbrekk og stormfelling av enkelttrær, vil forekomme ofte, mens storskala forstyrrelser, som omfattende og gjennomgripende branner, vil endre store deler av skoglandskapet mot et tidligere suksesjonsstadium. Slike storskala forstyrrelser vil imidlertid forekomme relativt sjelden, kanskje med flere hundre års mellomrom, i vår del av verden (Kuuluvainen, 2009; Shorohova et al., 2011).

Et slikt naturskogslandskap formet av naturens egne prosesser, karakteriseres av stor variasjon i mønstre, struktur, treslagssammensetning og alder og dimensjon på trærne, samt et høyt volum av gamle trær og mye og variert død ved.

En naturskog vil ha en variert skogstruktur, der trærne varierer i så vel treslag som alder og dimensjon. I sene faser av suksesjonen vil det være et betydelig antall trær av høy alder (gran kan i enkelte tilfeller bli 400–500 år gammel, furu 700–800 år). Også i yngre suksesjonsstadier vil det ofte stå igjen gamle trær fra forrige tregenerasjon, især etter skogbrann i furudominert skog. Gamle trær representerer et langlevende substrat med mange ulike leveområder for en lang rekke arter av sopp, lav, ulike insekter og andre virvelløse dyr. Trærnes egenskaper endrer seg med økende alder og størrelse: Gamle (og store) trær får en oppsprukket og porøs bark som holder godt på fuktigheten, og som er mer stabil på grunn av treets reduserte tilvekst. Dermed oppstår et større mangfold av finskalastrukturer som er egnede levesteder for en lang rekke arter. Tre kronene får med økende alder ofte også et økende innslag av lav og moser, som i sin tur får betydning for virvelløse dyr.

Mye og variert død ved er typisk for en naturskog. Anslag for mengden av død ved i gammel naturskog varierer mellom 90-120 m<sup>3</sup>/ha for høyproduktiv sør- og mellomboreal skog, 50-80 m<sup>3</sup>/ha i nordboreal skog og 20 m<sup>3</sup>/ha for lavproduktiv fjell-skog (Siitonen, 2001; Stokland et al., 2012) Død ved fra ulike treslag og dimensjoner, med ulik dødsårsak, representerer en viktig og variert ressurs gjennom ulike stadier av nedbryting, fra nylig dødt til svært nedbrutt virke. Store dimensjoner og sene nedbrytningsstadier er av spesielt stor viktighet for tilknyttet artsmangfold. Det er også vesentlig hvor mye død ved det finnes i de ulike stadiene og totalt, både fordi det sier noe om tilgang på habitat, og fordi tidligere inngrep i mange tilfeller kan reflekteres i fordelingen av død ved i lang tid etter inngrepet. I Norden er anslagsvis 7500 kjente arter knyttet til død ved (jf tabell 11.1 i Stokland et al., 2012).

En boreal naturskog vil normalt ha innslag av både gran og furu samt ulike lauvtreslag. Treslagssammensetningen er av stor betydning for skogens økologiske egenskaper og tilhørende artsmangfold, fordi ulike treslag gir opphav til skog med ulike strukturelle egenskaper og fordi en lang rekke skoglevende arter er spesifikt knyttet til gitte treslag. Dette gjelder mange mykorrhizasopper, enkelte strølevende skogbunnmoser, samt en lang rekke vedboende og epifyttiske arter i de dominerende artsgruppene insekter, sopp, lav og moser. Innslag av lauvtrær er også viktig for flere større dyr, som jerpe og hakkespetter.

En naturskog vil ha en heterogen struktur både i horisontal- og vertikalplanet. Ulike småskala forstyrrelser, som rotvelt og 'rosen' av granbarkbilledrepte trær, vil gi små glenner med mer lysåpen skog. Stor variasjon i alder, trehøyde og kronehøyde gir en mer sjiktet skog med stor variasjon også vertikalt. I furudominert naturskog kan ulike generasjoner (kohorter) som har overlevd tidligere skogbranner framtre som tydelig adskilte sjikt.

På en større romlig skala vil storskala forstyrrelser prege landskapsmønstret. Vi har begrenset kunnskap om skogbranners hyppighet og omfang i Norge, men fra fennoskandisk forskning vet vi at begge deler kan variere mye. Generelt vil derfor landskapet være svært heterogent også på stor skala, med betydelig variasjon i størrelse av de ulike suksesjonsstadiene av skog.

I sum kan vi si at trærnes tredimensjonale struktur, og det faktum at trær gir opphav til nye mikrohabitater etter at de dør, bidrar til at skogsmark har et særlig stort mangfold av økologiske nisjer som gir rom for et høyt artsmangfold. 60% av Norges kjente arter er knyttet til skog. Hele 84 % av de truede artene i skog er knyttet til gammelskog (Henriksen and Hilmo, 2015). I følge en svensk rapport om rødlistearter i skog i Fennoskandia finnes 70 % av de felles boreale, rødlistete skogsartene i hovedsak i biologisk gammel skog (Larsson et al., 2011).

God tilførsel av død ved og et rikt og variert liv av jordbunnsorganismer er også svært viktig for å bygge opp karbonlageret i jorda. Nyere forskning (Clemmensen et al., 2013; Wardle et al., 2012) tyder på at et kontinuerlig skogdekke er viktig for å bygge opp karbonlageret i jord, der en aktiv flora av mykorrhizasopp kan omforme lettløselige karbonforbindelser fra trærne til tungt nedbrytbare forbindelser i sopp-hyfer.

## 2.2. Definisjoner i bruk

Flere ulike definisjoner er brukt i ulike sammenhenger. I analysene som er gjort i denne rapporten, er fem ulike definisjoner brukt (kap. 1). Disse er alle kjennetegnet ved at de kan gis en operasjonell definisjon ut fra Landsskogtakseringens data.

Det er også noen andre definisjoner av naturnær skog som kan avledes fra Landsskogtakseringens data, henholdsvis biologisk gammel skog og gammel skog som (sannsynligvis) ikke tidligere er flatehogd.

Med biologisk gammel skog forstår vi skog med en bestandsalder vesentlig over normal hogstmodenhetsalder, justert for treslag og bonitet, slik begrepet brukes i bakgrunnsarbeidene til Naturindeks for skog (Nilsen mfl. (2010)) og i Sjøgaard mfl. (2012)

Naturskog kan også defineres som skog som aldri har vært flatehogd. Et konkret eksempel er ved bruk av Landsskogtakseringens data, der Storaunet og Rolstad (2015) definerer (gammel) naturskog som skog som var i den eldste hogstklassen (hkl 5) midt på 1990-tallet (Landsskogtakseringens 7. takst) og som fortsatt er i samme hogstklasse 15 år senere (Landsskogtakseringens 10. takst). Målt på denne måten kan om lag en fjerdedel av Norges produktive skogareal beskrives som naturskog.

For en mer omfattende diskusjon av internasjonal terminologi, se Rolstad mfl. (2002).

## 2.3. Naturskogens landskapsøkologi

Fra naturens side finnes ulike skogtyper som en mosaikk mellom myr, ferskvann og åpen fastmark (over eller under skoggrensa). Større sammenhengende skogområder er særlig karakteristisk for de sentrale skogstrøkene på Østlandet, mens skogen er mer oppdelt av andre naturtyper og forekommer mer flekkvis mot fjellet, i Trøndelag og Nord-Norge, og spesielt i kyststrøkene fra Vest-Agder og nordover.

Dagens påvirkning gjennom skogbruk og skogbrannslukking fører ikke bare til endring av treslags- og alderssammensetning og forekomst av grov død ved og gamle trær, men også en fragmentering av resterende naturskogsareal. Dette har særlig betydning for de artene som er knyttet til suksesjonsstadier og ressurser som det er mindre av i kulturskog enn i den naturskogen som disse artene opprinnelig er tilpasset.

Fragmentering av naturskog er en kombinasjon av flere prosesser. Samtidig som totalarealet reduseres, går gjennomsnittsstørrelsen på de gjenværende områdene ned, og avstanden mellom dem øker. Dessuten kan habitatkvaliteten i gjenværende areal reduseres. For å vurdere fragmentering av naturskog er det derfor nødvendig å se på flere landskapsøkologiske egenskaper: størrelse, form, kanteffekter/kjerneareal, fragmentering, konektivitet og betydningen av kvaliteten på mellomliggende areal.

Størrelsen på gjenværende arealer er viktig fordi store områder av naturskog vil gi livsmuligheter for flere individer av flere arter enn små områder av samme type. Det skyldes

dels at store områder gir plass til flere leveområder, at de kan tilby leveområder for arter med store arealkrav, og at store områder også gjerne vil ha mer variert habitat enn små områder og dermed by på flere ulike livsmuligheter for artene. Vi har begrenset kunnskap om hva som er et tilstrekkelig stort område for arter knyttet til naturskog. Dette er selvsagt svært avhengig av artenes habitatkrav og spredningsevne.

Områdets form og grad av kontrast mot omgivende areal spiller inn på flere måter. Et avlangt, lite naturskogsbestand omgitt av hogstflater, vil i stor grad påvirkes av abiotiske og biotiske forhold i disse omgivelsene. Jo mer irregulær/lineær form og jo større kontrast, jo større påvirkning. Slike kanteffekter kan innebære økt solinnstråling, økt effekt av vind, lettere tilgang for fremmede arter, økt predasjon fra arter i omgivelsene mm. Hvor bred en slik sone med kanteffekter vil være, vil variere, men ofte regnes 100 m som en relevant avstand i våre boreale skogsystemer. Et sirkelformet område gir minst kanteffekt, men selv i et sirkelformet område på >360 daa vil halvparten av arealet være påvirket av kanteffekter (gitt 100 m). Arealet som ikke påvirkes av kanteffekt, kalles ofte kjerneareal.

Hva som omgir et bestand med gammel naturskog, vil også påvirke hvor lett artene kan flytte seg til andre gammelskogsbestand i landskapet. En stor andel skog i eldre hogstklasser vil by på mindre motstand mot forflytning enn en stor andel skog i tidlig suksesjon etter flatehogst. Velegnede korridorer kan gjøre det lettere for individer å ta seg fram til andre naturskogsarealer enn den fysiske avstanden tilsier.

Sammenhengene mellom naturskogsbestand i skoglandskapet (strukturell konnektivitet) kan altså si oss noe om potensialet for arters livsmuligheter. Likevel er det viktig å være klar over at funksjonell konnektivitet, altså hvordan artene faktisk bruker og flytter seg mellom disse naturskogsbestandene, også er avhengig av artenes habitatkrav og spredningsevne.

Det er med andre ord krevende å skille de ulike effektene av fragmentering, dvs reduksjon i leveområder, en oppsplitting av restarealet i mer isolerte deler, og en kvalitetsreduksjon, fra hverandre.

### **3. Datagrunnlag og metoder**

#### 3.1. Data fra analysen av fjernmålingsdata

For landskapsanalysen i prosjektet er det foreløpig bare data tilgjengelig for Oslo og Akershus fylker. Dataene for landskapsanalysen er basert på analyse av tre typer fjernmålingsdata (ALS: flybåren laserscanning, S2: Sentinel-2, L8: Landsat-8, se Ørka et al. (2018b) for nærmere beskrivelse) for fem definisjoner av naturskog (D1-D5; kap 1). Klassifiseringen av naturskog fra fjernmålingsdata er avgrenset til arealer definert som skog i kartgrunnlaget AR5. Dataene foreligger som raster-kart en romlig oppløsning på 15.81 x 15.81 meter. For hvert raster-celle er det en estimert sannsynlighet for at cellen representerer naturskog. I denne Del 3 er disse raster cellene omtalt som georefererte punkt eller bare punkt. Dataene for S2 ga ikke noen holdbare resultater for definisjonen D1 ved bruk av aggregeringsmetoden beskrevet under. Det er derfor til sammen 14 datasett med georefererte punkt for Oslo og Akershus.

### 3.2. Aggregering av piksler til naturskogspolygoner

Vi har tatt utgangspunkt i data fra analysen av fjernmålingsdata som gir georefererte punkter for hele studieområdet, med en angitt sannsynlighet for at hvert enkelt punkt er naturskog. Disse omfatter ett sett med data for hver datakilde og hver underliggende definisjon av naturskog (jf D1:D5). Dataene viser stor variasjon i sannsynlighetsverdier for nærliggende punkter. For å få økologisk meningsfylte arealenheter (polygoner) som kan representere bestand med naturskog, må disse punktene fra analysen av fjernmålingsdata samles til større sammenhengende polygoner. Vi har satt en minstestørrelse for slike polygoner til 0,5 ha i tråd med skogdefinisjonen til FAO, Landsskogtakseringen, og andre (jf. <http://www.fao.org/docrep/005/y4171e/y4171e10.htm>).

Vi har lagt til grunn følgende tilnærming for sammenslåing av nærliggende punkter til avledete 'naturskogspolygoner':

- Punkter fra høyeste sannsynlighet for å være naturskog til lavere sannsynlighet ble suksessivt gjennomgått helt til et samlet antall punkter ga samme arealandel 'naturskog' som andelen 'naturskog' gitt ved Landsskogtakseringens data (jf. kap. 1).
- Disse punktene ble så suksessivt slått sammen hvis de lå innen to 'punkt lengder' fra hverandre eller fra et etablert polygon (figur 11).
- Bare polygoner på minst 0,5 ha ble tatt med videre i analysene.

### 3.3. Landskapsøkologiske variabler

Vi har beregnet en del landskapsøkologiske mål (metrics) for de avledete 'naturskogspolygonene' som resulterte fra sammenslåing av punkter etter algoritmen skissert over. Disse målene omfatter dels lokale egenskaper ved de individuelle polygonene og dels egenskaper for hele populasjonen eller nettverket av polygoner, der også lokaliseringen av polygonene i forhold til hverandre ble tatt hensyn til.

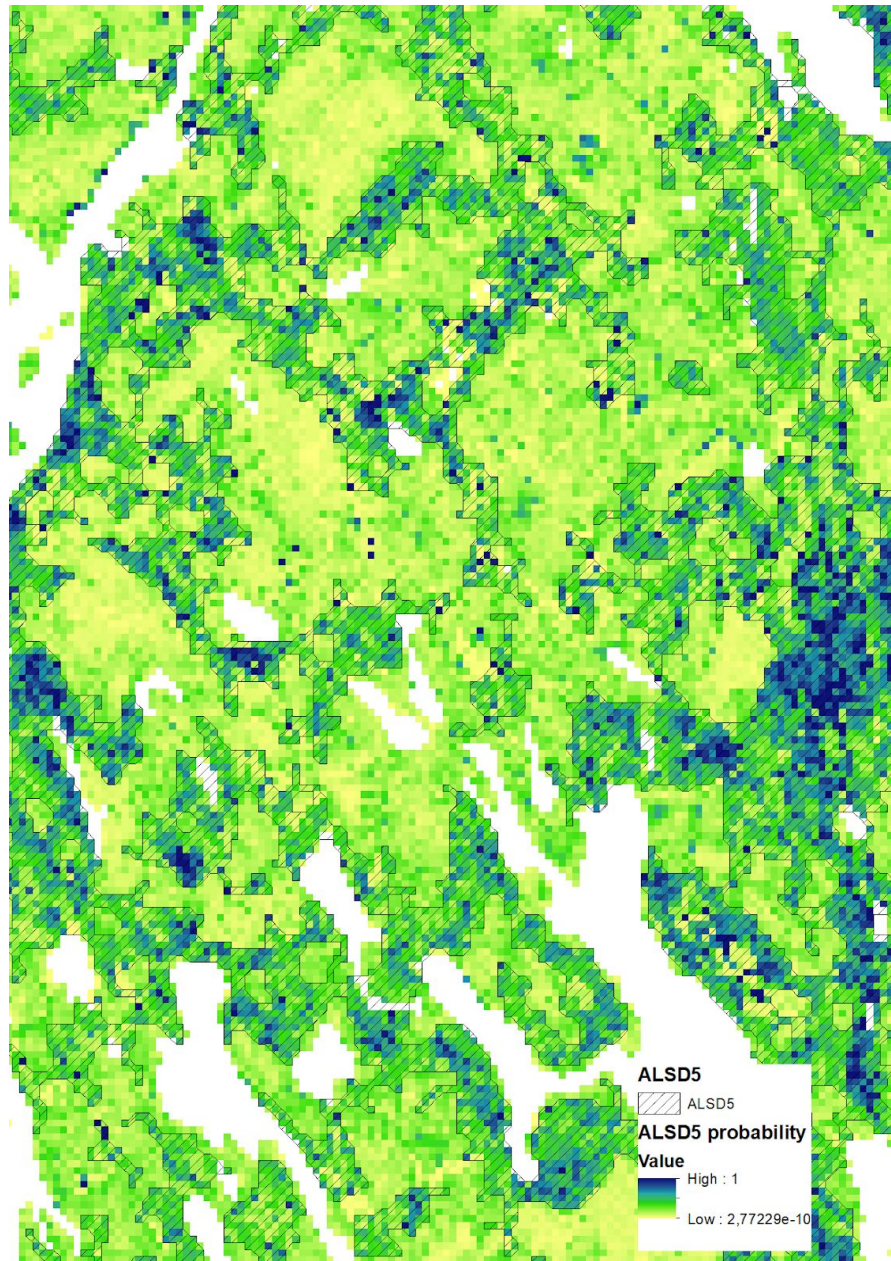
Vi har brukt åtte ulike mål for de enkelte 'naturskogspolygonenes' egenskaper, knyttet til størrelse og form. Disse egenskapene har betydning for hvor godt polygonene kan fungere som leveområder for arter knyttet til naturskog – jo større og mer regelmessige polygoner, jo bedre. Analysene er gjort med Vector-based Landscape Analysis Tool (V-Late v 2.0), et tillegg til ArcGIS v 10 (Tiede, 2004):

- Antall 'naturskogspolygoner' (NP)
- Gjennomsnittlig polygonstørrelse (MPS)
- Gjennomsnittlig formindeks (Mean Shape Index, MSI); MSI er forholdstallet mellom omkretsen av et polygon og omkretsen av et kvadrat med samme areal; MSI=1 tilsvarer den mest kompakte formen, et kvadrat, og verdien øker med polygonens uregelmessighet. MSI=2,1 tilsvarer f.eks. et rektangel med langside 16 ganger lenger enn kortsiden.
- Gjennomsnittlig forhold mellom omkrets og areal (MPAR); øker med polygonens uregelmessighet, men er også følsom for polygonens størrelse
- Gjennomsnittlig fraktaldimensjon (MFRAC); varierer mellom 1 (kvadrat) og 2 maksimalt uregelmessig

- Kanttetthet (edge density, ED); kantlengde (m) pr arealenhet (ha)
- Total kantlengde eller omkrets (TE);
- Gjennomsnittlig polygonomkrets (MPE)

For landskapsegenskapene til 'naturskogspolygonene' har vi brukt følgende mål:

- Gjennomsnittlig avstand til nærmeste nabopolygon (MNN), dvs euklidsk avstand mellom et polygon og nærmeste nabopolygon definert som naturskog
- Andel av areal for 'naturskogspolygoner' innen ruter på 1 km<sup>2</sup>. Dette viser konsentrasjoner av antatt naturskogsareal.



Figur 11. Eksempel på sammenslåing av punkter med ulike sannsynlighet for å være naturskog (små kvadrater med farger) til større sammenhengende 'naturskogspolygoner' >0,5 ha (skravert), basert på resultater fra ALS for D5 i et utsnitt av studieområdet.



### 3.4. Andre mål på naturskogskvaliteter

De identifiserte skogpolygonene er sammenlignet med andre mål for naturverdier knyttet til naturskog:

- Naturvernområder (alle typer), lastet ned fra Miljødirektoratets Naturbase 24. sep. 2018
- Nøkkelbiotoper (MiS-figurer) i skog (alle kategorier) basert på registreringer i forbindelse med skogbruksplanlegging, er stilt til rådighet av Landbruksdirektoratet (15. okt. 2018).
- Registrerte forekomster med naturtyper av verdi for biologisk mangfold er hentet ned fra Naturbase 24. sep. 2018. Her er alle naturtyper med skog inkludert (jf. DN, 2007).
- Registrerte forekomster av skogtilknyttete rødlistearter av insekter, sopp og lav er hentet fra Artsdatabankens Artskart (23. nov. 2016). Bare registrerte observasjoner mellom årene 1995 og 2016 er tatt med.

For å undersøke i hvilken grad avledede 'naturskogspolygoner' og forekomster av andre naturverdier i skog overlapper, gjorde vi en enkel overlappsanalyse i GIS. Vi beregnet arealet for områdene med overlapp mellom 'naturskogspolygoner' og henholdsvis verneområder, MiS-nøkkelbiotoper og lokaliteter med verdifulle naturtyper for biologisk mangfold. I tillegg beregnet vi tettheten av observasjoner av skogtilknyttete rødlistearter for 'naturskogspolygonene'.

## 4. 'Naturskogspolygonenes' landskapsegenskaper

### 4.1. Forekomst av naturskog

Som forklart ovenfor, har vi sammenstilt punkter til avledete 'naturskogspolygoner' ut fra punktenes sannsynlighet for å være naturskog og slik at de utvalgte punktenes samlede areal utgjør omtrent like stor andel av skogarealet som Landsskogtakseringens data tilsier at det er av 'naturskog' ut fra de ulike definisjonene D1-D5. Fra tabell 5 ser vi at dette kravet til arealandel medfører at samlet areal for de utvalgte punktene er nokså likt for de ulike datakildene og varierer fra drøyt 4300 ha for D1 til over 50 000 ha for D5. Prosedyren for sammenslåing til 'naturskogspolygoner' innebærer på den ene siden at en del punkter mellom de utvalgte punktene kan bli inkludert i polygonen. På den andre siden vil kravet til at polygonene skal være på minst 0,5 ha, medføre at en del utvalgte punkter ikke grupperes sammen til polygoner. For de definisjonene av 'naturskog' som omfatter forholdsvis liten arealandel (D1, dels D2), medfører dette ofte at samlet areal av 'naturskogspolygonene' blir noe mindre enn samlet areal for de utvalgte punktene. For de definisjonene som omfatter forholdsvis stor arealandel (D3-D5), der mange punkter er utvalgt, medfører dette at 'naturskogspolygonenes' samlede areal blir en del større enn samlet areal for de utvalgte punktene (tabell 5, figur 12). Andelen av skogarealet som de avledede 'naturskogspolygonene' dekker, er dermed noe annerledes enn for de utvalgte punktene, fra <1% for D1 til >20% for D5 (for ALS, L8). Det er noe variasjon mellom de ulike datakildene, men hovedtrekkene er de samme.

Antall 'naturskogspolygoner' reflekterer i stor grad kravet til arealandel for de utvalgte punktene og konsekvensene av sammenslåingsprosedyren (tabell 5). Men i tillegg er det også variasjon i gjennomsnittlig antall punkter som inngår, og i gjennomsnittsareal pr polygon. Dataene fra ALS resulterer i noen flere polygoner for D1, D2 og D4 enn dataene fra henholdsvis L8 og S2, mens dataene fra S2 resulterer i flest polygoner for D3 og D5. Antall punkter som i gjennomsnitt inngår i 'naturskogspolygonene', varierer mellom datakildene for de ulike definisjonene og uten noe klart mønster. Antall punkter som inngår, er imidlertid direkte proporsjonalt med gjennomsnittlig polygonstørrelse.

Den gjennomsnittlige sannsynligheten for at 'naturskogspolygonene' skal være naturskog, varierer også en god del mellom datakildene og naturskogsdefinisjonene (tabell 5). Høyest gjennomsnittlig sannsynlighet for naturskog (0,44) har ALS for D1, mens ALS for D2 har lavest gjennomsnittlig sannsynlighet (0,11). Den gjennomsnittlige sannsynligheten for naturskog er en refleksjon av hvor stor sannsynlighet de enkelte utvalgte punktene har, og hvor mange andre punkter (med lav sannsynlighet) som inngår i polygonene. Begge deler varierer betydelig mellom de ulike datakildene og definisjonene.

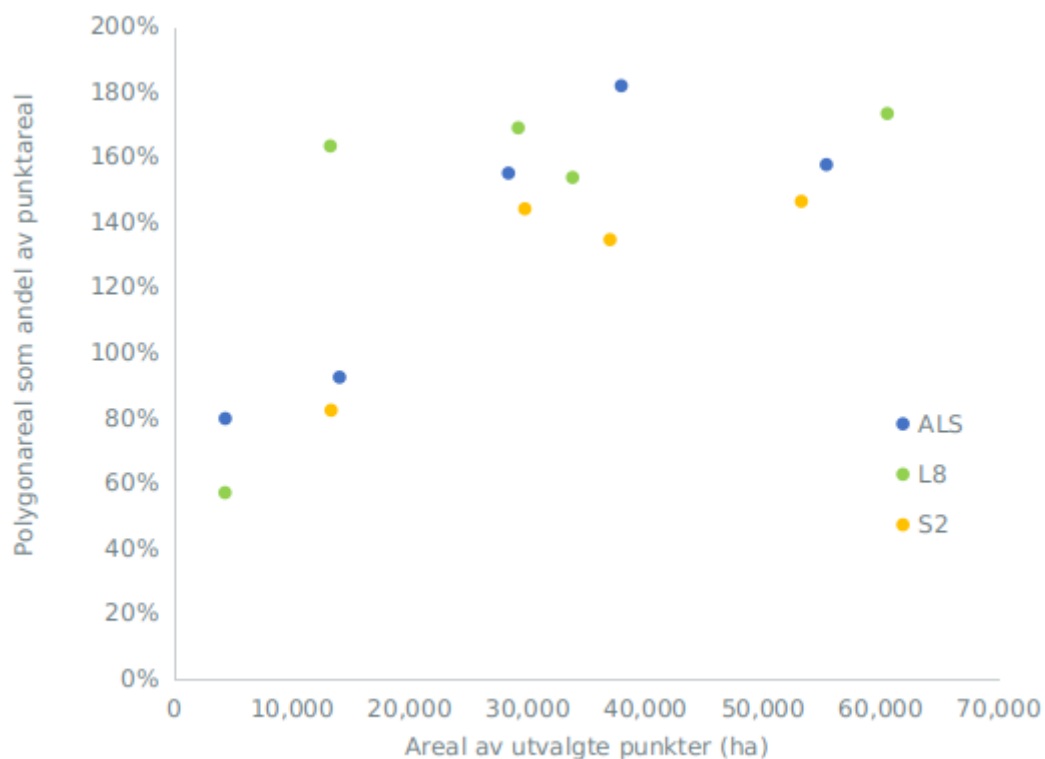
#### 4.2. De enkelte 'naturskogspolygonenes' egenskaper

Prosedyren for å avlede 'naturskogspolygoner' fra de utvalgte punktene med høyest sannsynlighet for å være naturskog, resulterer i en rekke polygoner med stort spenn i størrelse og form (se f.eks. figur 14). Vi har beregnet en rekke indekser for de enkelte 'naturskogspolygonene' (tabell 6).

Som angitt over, varierer antall 'naturskogspolygoner' for de enkelte naturskogsdefinisjonene mellom datakildene, men i store trekk er det en sammenheng mellom antallet polygoner og samlet polygonareal (tabell 5). Samlet polygonareal henger også sammen med hvor store de enkelte polygonene er (målt som antall punkter eller areal). Med unntak for D1, gir dataene fra L8 størst gjennomsnittlige polygoner, og denne snittstørrelsen reflekterer variasjonen i totalareal for polygonene basert på data fra L8, dvs stort totalareal tilsier også gjennomsnittlig store polygoner.

Tabell 5. Areal av utvalgte punkter som utgjør forventet arealandel naturskog for de ulike naturskogsdefinisjonene (D1-D5), sammenlignet med arealet av slike sammenslåtte punkter inkludert mellomliggende punkter og de resulterende 'naturskogspolygonene' som er større enn 0,5 ha. De ulike kildene for fjernmålingsdata (ALS, L8, S2) og de ulike definisjonene (D1-D5) er nærmere forklart i begynnelsen av denne delen.

Kilde for fjernmålingsdata	ALS				
	D1	D2	D3	D4	D5
<b>Naturskogsdefinisjon</b>					
Areal av punkter inkludert i forventet arealandel naturskog (ha)	4 347	14 049	37 971	28 397	55 391
Areal av alle sammenslåtte 'naturskogspolygoner' (ha)	7 060	28 457	78 164	59 016	96 673
Areal av 'naturskogspolygoner' >0,5 ha (ha)	3 463	12 969	69 002	43 991	87 254
Arealandel av utvalgte punkter som dekkes av 'naturskogspolygoner' >0,5 ha	80 %	92 %	182 %	155 %	158 %
Arealandel av AR5-skog som dekkes av 'naturskogspolygoner' >0,5 ha	0,8 %	3,0 %	15,9 %	10,1 %	20,1 %
Antall 'naturskogspolygoner'	2 351	9 680	16 431	18 286	15 668
Gjennomsnittlig antall punkter pr polygon	64	57	174	103	231
Gjennomsnittlig sannsynlighet for at polygonene er naturskog	0,44	0,11	0,14	0,23	0,29
Kilde for fjernmålingsdata	L8				
Naturskogsdefinisjon	D1	D2	D3	D4	D5
Areal av punkter inkludert i forventet arealandel naturskog (ha)	4 329	13 269	33 837	29 224	60 558
Areal av alle sammenslåtte 'naturskogspolygoner' (ha)	6 130	26 974	57 184	55 395	109 634
Areal av 'naturskogspolygoner' >0,5 ha (ha)	2 464	21 661	51 971	49 334	104 887
Arealandel av utvalgte punkter som dekkes av 'naturskogspolygoner' >0,5 ha	57 %	163 %	154 %	169 %	173 %
Arealandel av AR5-skog som dekkes av 'naturskogspolygoner' >0,5 ha	0,6 %	5,0 %	12,0 %	11,4 %	24,2 %
Antall 'naturskogspolygoner'	2 136	8 069	11 040	13 412	12 221
Gjennomsnittlig antall punkter pr polygon	49	106	189	144	337
Gjennomsnittlig sannsynlighet for at polygonene er naturskog	0,32	0,14	0,21	0,16	0,20
Kilde for fjernmålingsdata	S2				
Naturskogsdefinisjon	D1	D2	D3	D4	D5
Areal av punkter inkludert i forventet arealandel naturskog (ha)	NA	13 336	37 017	29 786	53 266
Areal av alle sammenslåtte 'naturskogspolygoner' (ha)	NA	20 054	63 628	54 681	91 900
Areal av 'naturskogspolygoner' >0,5 ha (ha)	NA	10 962	49 792	42 885	77 910
Arealandel av utvalgte punkter som dekkes av 'naturskogspolygoner' >0,5 ha	NA	82 %	135 %	144 %	146 %
Arealandel av AR5-skog som dekkes av 'naturskogspolygoner' >0,5 ha	NA	2,5 %	11,5 %	9,9 %	17,9 %
Antall 'naturskogspolygoner'	NA	6 332	17 906	14 498	20 437
Gjennomsnittlig antall punkter pr polygon	NA	69	113	115	155
Gjennomsnittlig sannsynlighet for at polygonene er naturskog	NA	0,23	0,19	0,15	0,22



Figur 12. 'Naturskogspolygonenes' areal uttrykt som andel av samlet areal av de utvalgte punktene, for ulike datakilder (se også tabell 5).

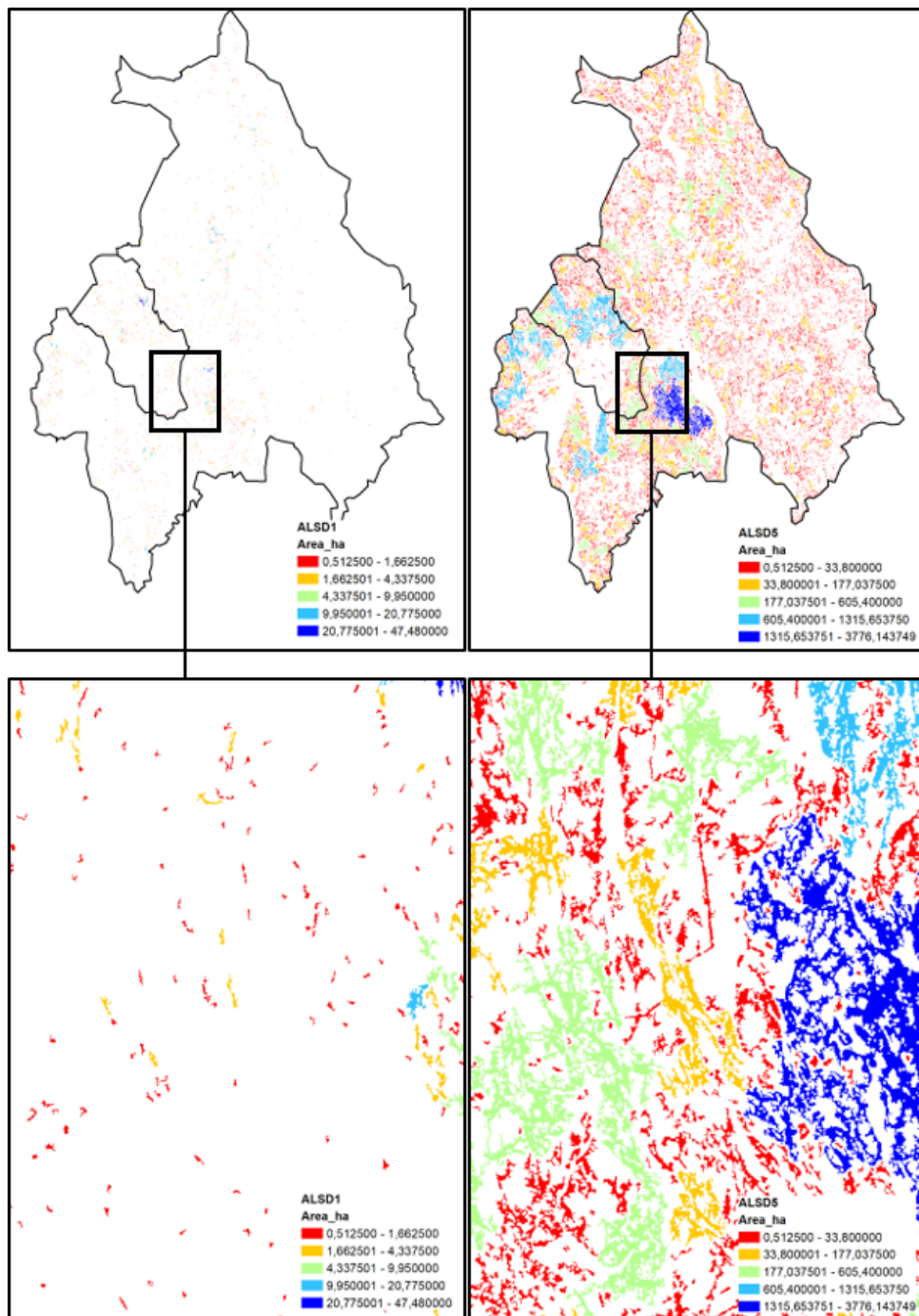
Større polygoner vil ofte være mer robuste overfor påvirkninger fra omgivende arealer enn mindre polygoner. Her har imidlertid også polygonenes form stor betydning – svært uregelmessige polygoner vil kunne være utsatt for slike påvirkninger selv om de har betydelig areal. Tre indikatorer i tabell 6 sier noe om polygonenes form: MSI, MPAR og MFRACT. Generelt gir disse inntrykk av at polygonene i gjennomsnitt er svært uregelmessige. Ser vi på de enkelte polygonene (f.eks. i figur 14), er polygonenes uregelmessige form slående. Dette henger i stor grad sammen med prosedyren for sammenslåing av enkeltpunkter, uten noen glatting av polygongrensene. Det er i utgangspunktet liten forskjell i disse indeksverdiene for ulike definisjoner. Gjennomsnittlig viser imidlertid resultatene basert på L8, noe lavere verdier enn resultatene fra ALS og S2. Dette har trolig sammenheng med at resultatene fra L8 gir gjennomsnittlig større polygoner enn resultatene fra ALS og S2.

Andre uttrykk for polygonenes form er knyttet til deres omkrets eller kantlengde. Indeksene for total og gjennomsnittlig kantlengde (TE, MPE) i tabell 6 er tett korrelert og uttrykker hvor mye kantlengde polygonene har i alt. Dette henger nokså godt sammen med totalt polygonareal, selv om også polygonenes individuelle størrelse har betydning. Indeksen kanttetthet (ED) gir et bedre uttrykk for polygonenes grad av fragmentering ved å angi mengden av polygonkanter pr arealenhet. Denne indeksen viser en fallende tendens med totalt polygonareal og gjennomsnittsstørrelse på polygonene. Verdiene for kanttetthet er lavere for resultater fra L8 enn for resultater fra ALS og S2, dvs at 'naturskogspolygoner'

basert på L8-data har en noe mer robust form enn polygonene fra ALS og S2. Som for flere av de øvrige indeksene varierer det mellom naturskogsdefinisjonene om verdiene for kanttetthet er høyere for polygonene fra ALS enn fra S2 eller omvendt.

*Tabell 6. Egenskaper ved de enkelte 'naturskogspolygonene' for de ulike naturskogsdefinisjonene (D1-D5) og datakildene (ALS, L8, S2).*

		<b>ALSD1</b>	<b>ALSD2</b>	<b>ALSD3</b>	<b>ALSD4</b>	<b>ALSD5</b>
Totalt antall 'naturskogspolygoner'	NP	2351	9680	16431	18286	15668
Gjennomsnittlig polygonstørrelse (ha)	MPS	1,47	1,34	4,20	2,41	5,57
Gjennomsnittlig formindeks	MSI	2,06	2,21	2,33	2,40	2,34
Gjennomsnittlig omkrets/areal-forhold	MPAR	0,07	0,08	0,06	0,07	0,06
Gjennomsnittlig fraktaldimensjon	MFRACT	1,42	1,44	1,42	1,44	1,42
Kanttetthet (m/ha)	ED	599	678	420	562	376
Total kantlengde (km)	TE	2 075	8 792	28 981	24 711	32 825
Gjennomsnittlig kantlengde (m)	MPE	883	908	1764	1351	2095
		<b>L8D1</b>	<b>L8D2</b>	<b>L8D3</b>	<b>L8D4</b>	<b>L8D5</b>
Totalt antall 'naturskogspolygoner'	NP	2136	8069	11040	13412	12221
Gjennomsnittlig polygonstørrelse (ha)	MPS	1,15	2,68	4,71	3,68	8,58
Gjennomsnittlig formindeks	MSI	1,65	1,83	1,86	1,87	1,96
Gjennomsnittlig omkrets/areal-forhold	MPAR	0,06	0,06	0,05	0,05	0,05
Gjennomsnittlig fraktaldimensjon	MFRACT	1,38	1,38	1,38	1,38	1,38
Kanttetthet (m/ha)	ED	541	389	298	339	249
Total kantlengde (km)	TE	1 332	8 426	15 477	16 701	26 076
Gjennomsnittlig kantlengde (m)	MPE	624	1044	1402	1245	2134
		<b>S2D1</b>	<b>S2D2</b>	<b>S2D3</b>	<b>S2D4</b>	<b>S2D5</b>
Totalt antall 'naturskogspolygoner'	NP	NA	6332	17906	14498	20437
Gjennomsnittlig polygonstørrelse (ha)	MPS	NA	1,73	2,78	2,96	3,81
Gjennomsnittlig formindeks	MSI	NA	2,20	2,43	2,41	2,58
Gjennomsnittlig omkrets/areal-forhold	MPAR	NA	0,07	0,07	0,07	0,07
Gjennomsnittlig fraktaldimensjon	MFRACT	NA	1,43	1,44	1,44	1,44
Kanttetthet (m/ha)	ED	NA	587	538	514	499
Total kantlengde (km)	TE	NA	6 439	26 767	22 063	38 910
Gjennomsnittlig kantlengde (m)	MPE	NA	1017	1495	1522	1904



Figur 13. Sammenligning av 'naturskogspolygoner' med ulike størrelse for definisjonene D1 og D5, basert på data fra ALS. D1 skal omfatte ca 1% av aktuelle punkter, mens D5 skal omfatte ca 13%.

Sammenstillingen og vurderingene over er gjort på grunnlag av gjennomsnittsverdier for 'naturskogspolygonene'. Det er verdt å merke seg at polygonene varierer mye i størrelse. Selv om flestparten av polygonene er heller små, er enkelte svært store, noen over 1000 ha, spesielt for definisjonene D3 og D5 der det er satt ganske romslige arealkrav. Disse store, men fåtallige polygonene kan gi et overdrevent inntrykk av hvor store og 'robuste'

polygonene er. Medianverdier for indeksene i tabell 6 vil trolig vise at flertallet av polygonene er mindre og mer utsatt for kanteffekter enn gjennomsnittstallene gir inntrykk av.

Et annet poeng er at arealkravet til hvor stor andel av punktene som skal inkluderes for de ulike naturskogsdefinisjonene, har store konsekvenser for 'naturskogspolygonenes' størrelse, form og kompleksitet. Figur 13 viser resultatene basert på data fra ALS, for henholdsvis D1, der ca 1% av punktene inngår i analysen, og D5, der ca 13% av punktene inngår. Disse kravene til antall punkter gir store forskjeller i avledede 'naturskogspolygoner' og deres egenskaper.

#### 4.3. Landskapsøkologiske egenskaper for populasjonen av naturskogspolygoner

'Naturskogspolygonenes' størrelse og plassering i landskapet har betydning for i hvilken grad organismer knyttet til naturskog, kan forflytte seg mellom polygoner med egnet habitat. Avstanden til nærmeste nabopolygon med naturskog er et vanlig mål for slik mulig sammenheng mellom 'naturskogspolygoner'. For hele bestanden av 'naturskogspolygoner' vil gjennomsnittet av slike avstander si noe om hvor tett 'naturskogspolygonene' ligger (tabell 7). Her er det viktig å være oppmerksom på at dette er gjennomsnitt for polygonene over hele studieområdet, noe som ikke fanger opp ev. lokale konsentrasjoner i deler av studieområdet. Slik lokale konsentrasjoner er forsøkt vist i figur 14.

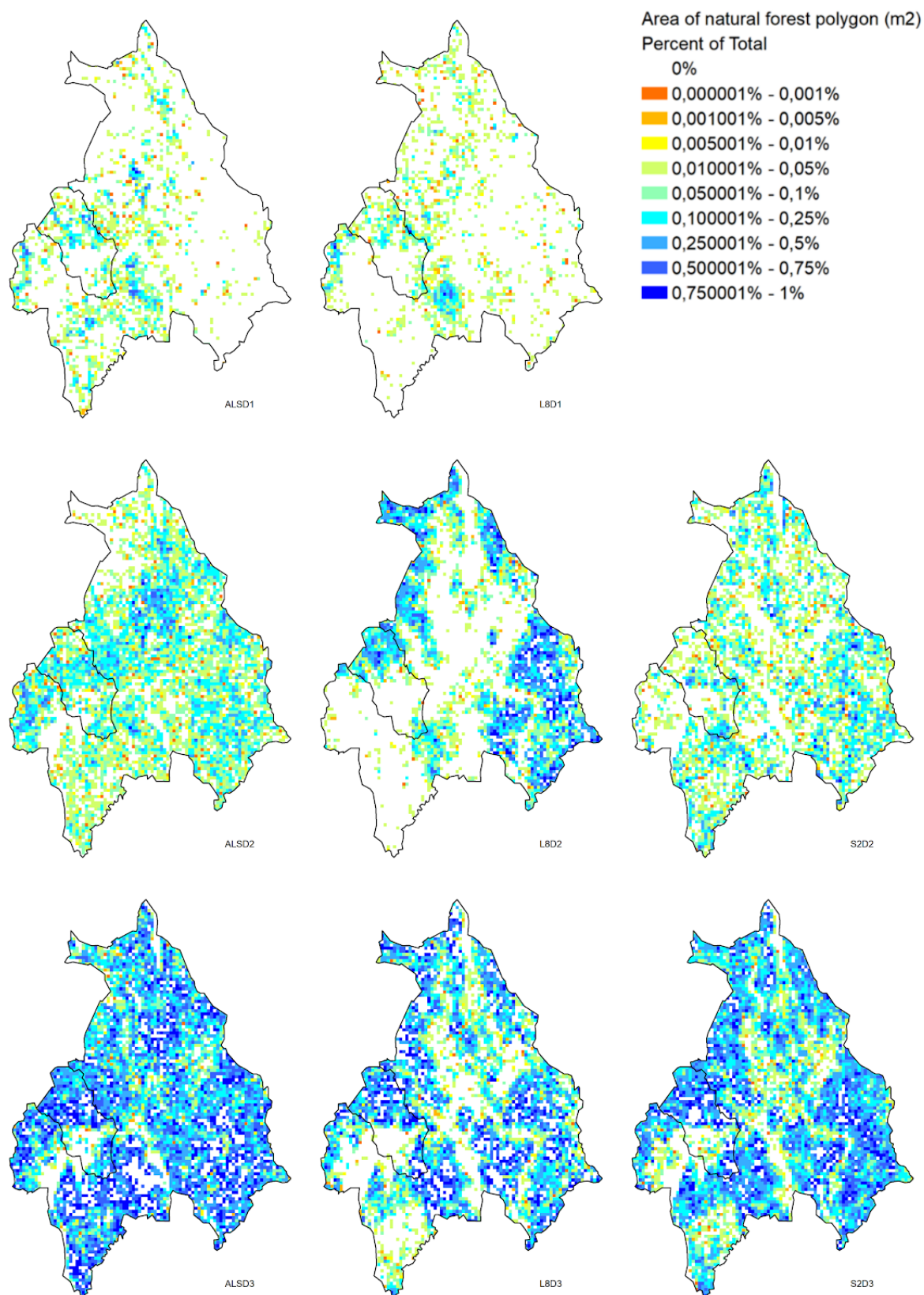
Gjennomsnittlig avstand til nærmeste 'naturskogspolygon' er størst for naturskogsdefinisjonen D1, med minst totalt polygonareal. For de øvrige naturskogsdefinisjonene er det ingen utpreget sammenheng mellom totalt polygonareal og avstand til nærmeste nabopolygon. Dette kan tyde på at 'naturskogspolygonene' er nokså spredt utover i studieområdet for de ulike definisjonene, slik at det er nokså lik avstand mellom polygonene når man får en viss andel totalt polygonareal (f.eks. minst 3% av skogarealet). Det er små forskjeller mellom resultatene basert på de ulike datakildene, men det er en tendens til at naboavstandene er litt større for L8 (unntatt for D2, der S2 gir litt større gjennomsnittsavstand).

Et mer eksplisitt inntrykk av hvordan 'naturskogspolygonene' fordeler seg, og ev. er konsentrert til visse deler av studieområdet, kan vi få ved å studere figur 14. Kartene i figuren viser arealandelen av 'naturskogspolygoner' innen ruter på 1x1 km over hele studieområdet. Her ser vi at resultatene fra både ALS og L8 indikerer et nokså sammenfallende mønster for D1, med konsentrasjoner av naturskogsareal i bl.a. Osloomarka. For D2 spriker resultatene mellom de ulike datakildene, selv om det er noen grad av overlapp i områder med en viss konsentrasjon av naturskogsareal. Spesielt L8 viser et veldig klart mønster, men deler av de angitte konsentrasjonene ligger i områder med intensiv skogsdrift i bl.a. østlige og nordlige deler av Akershus. For D3 er det såpass stor dekning av areal med antatt naturskog at det er vanskelig å se et tydelig mønster. Mønstret sammenfaller med det for D2, men dekker større områder i høyeste arealklasse for naturskog. Også resultatene fra D4 og D5 er vanskelige å tolke fordi så stor andel av studieområdet har høyeste arealklasse for naturskog, men det er noe sammenfall i resultatene for D4 for ALS og L8, i mindre grad for S2. Muligens ville mønstret for D3, D4 og D5 kommet noe tydeligere fram med en justering av skalaen for arealklassene, slik at de høyeste arealverdiene ble fordelt på flere klasser.

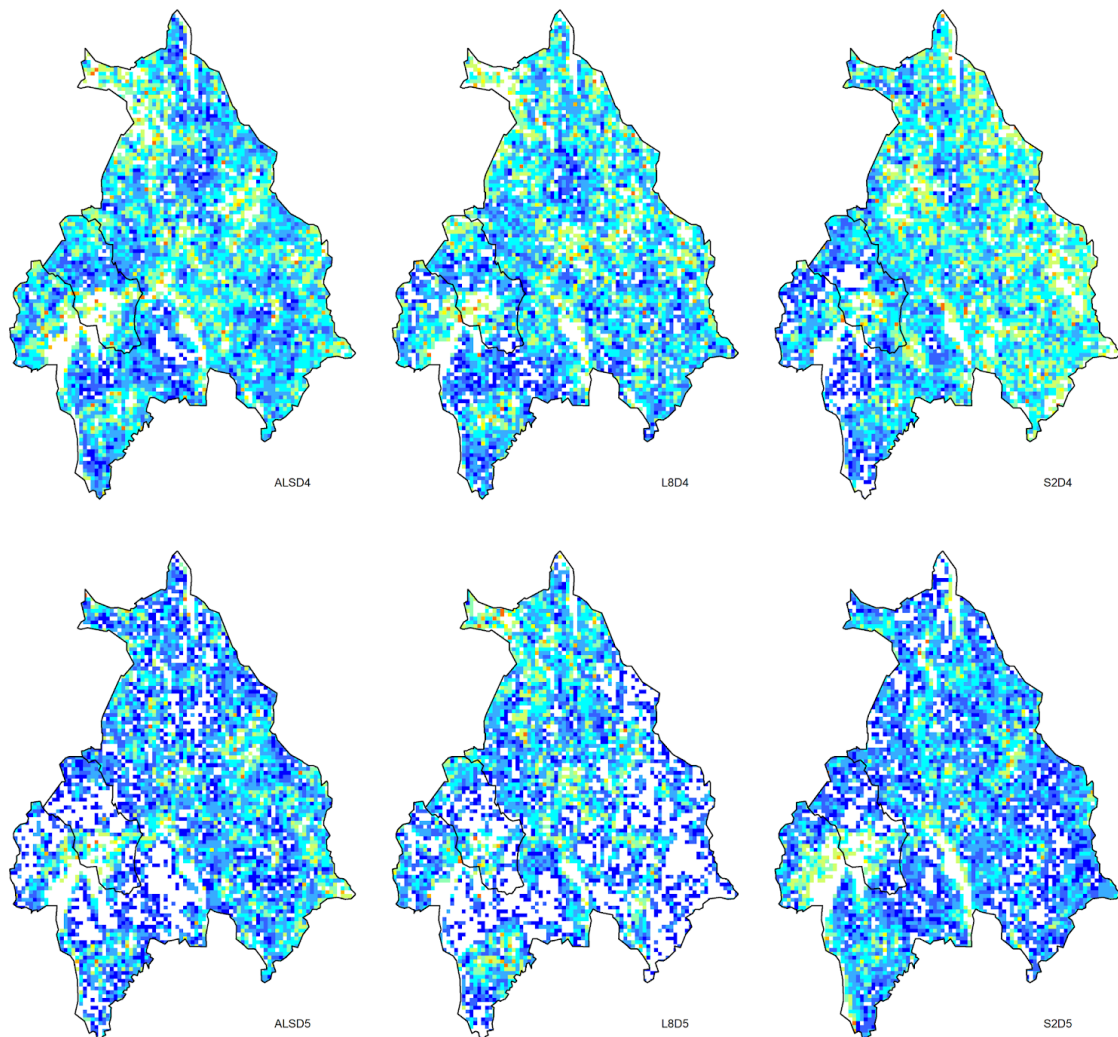
Tabell 7. Gjennomsnittlig avstand (m) fra et gitt 'naturskogspolygon' til nærmeste nabo 'naturskogspolygon', for ulike datakilder (ALS, L8, S2) og naturskogsdefinisjoner (D1-D5).

	<b>ALS</b>	<b>L8</b>	<b>S2</b>
D1	514	581	
D2	337	347	397
D3	309	345	290
D4	286	343	320
D5	316	353	287





Figur 14A. Areal av 'naturskogspolygoner' innen 1x1 km-ruter, for de ulike datakildene (ALS, L8, S2) og naturskogsdefinisjonene (D1-D3).



*Figur 14B. Areal av 'naturskogspolygoner' innen 1x1 km-ruter, for de ulike datakildene (ALS, L8, S2) og naturskogsdefinisjonene (D4-D5).*

#### 4.4. Sammenheng mellom 'naturskogspolygoner' og andre mål på naturverdi

Det er generelt betydelig grad av sammenfall mellom områder med naturnær skog og ulike verdier for naturmangfoldet. Slike verdier for naturmangfoldet i skog er registrert i flere sammenhenger, bl.a. som del av miljøregistreringene i skogbruket (MiS), kartlegging av viktige naturtypelokaliteter for biologisk mangfold, registrering og vern av naturområder, og ved registrering av arter knyttet til skog. Det kan i denne sammenhengen være interessant å se i hvilken grad de avledede 'naturskogspolygonene' overlapper med slike kjente naturverdier i skog, så vel som om graden av overlapp er større eller mindre enn for skog generelt.

Tabell 8. viser den absolutte graden av overlapp for MiS-nøkkelibiotoper (kun for Akershus), naturtypelokaliteter i skog, verneområder og skogtilknyttete rødlistearter av insekter, sopp og lav (siden disse gruppene utgjør størstedelen av artsmangfoldet i skog). I stor grad reflekterer dette overlappet hvor stort totalt polygonareal de ulike naturskogsdefinisjonene dekker.

Vi kan imidlertid få et mer detaljert inntrykk av forskjellene mellom definisjonene og datakildene ved å se på andelen av polygonarealet som er dekket av de ulike naturverdiene eller antall rødlistearter pr arealenhet (figur 15). Her er denne andelen sammenlignet med tilsvarende andel for de samme naturverdienes dekning av alt skogareal i studieområdet (de røde strekene i figuren).

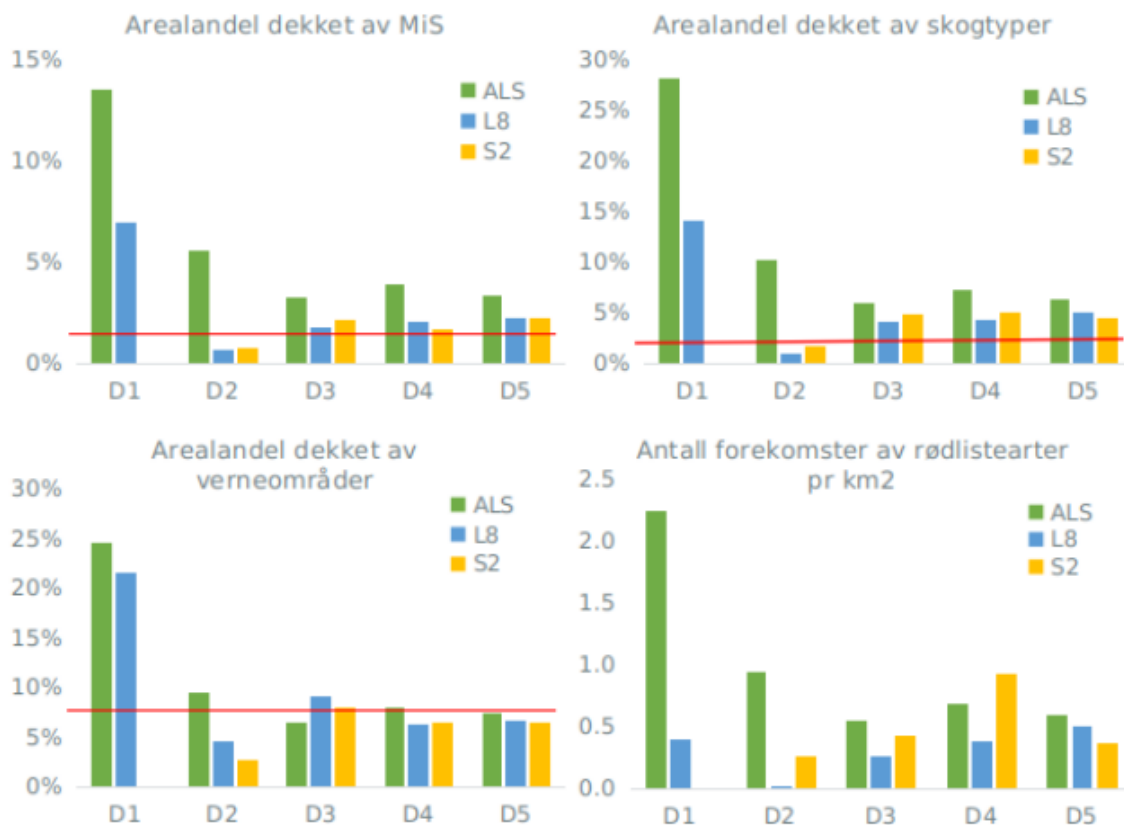
For både MiS-nøkkelibiotoper og viktige naturtyper for biologisk mangfold i skog ser vi at disse dekker en vesentlig høyere andel av 'naturskogspolygoner' for D1 enn for øvrige definisjoner. Det gjelder både for resultatene fra ALS og L8, men andelen for ALS er vesentlig større. For de øvrige naturskogsdefinisjonene har også resultatene fra ALS størst andel av MiS-nøkkelibiotoper og naturtypelokaliteter. For de øvrige datakildene ligger dekning av MiS-nøkkelibiotoper på eller noe under andelen for skog i hele Akershus. For naturtypelokaliteter ligger andelen for L8 og S2 noe over andelen for skog i hele Oslo og Akershus for alle naturskogsdefinisjoner med unntak av D2.

For 'naturskogspolygonenes' dekning av vernet areal er bildet noe av det samme, ved at både ALS og L8 gir større dekning for D1 enn andelen for skog i hele Oslo og Akershus. Men for de øvrige definisjonene ligger andelen nær eller under dekningen for skog generelt, og det er bare for D2 at ALS gir vesentlig større dekning enn L8 og S2.

Mønstret for registrerte forekomster av skogtilknyttete rødlistearter varierer mer mellom de ulike datakildene og naturskogsdefinisjonene. Men også her har polygonene fra ALS for D1 klart størst antall pr arealenhet. For de øvrige definisjonene er det mindre forskjeller, men tettheten av artsforekomster er høyere for ALS enn for de øvrige datakildene, med unntak av D4 der S2 gir høyest antall.

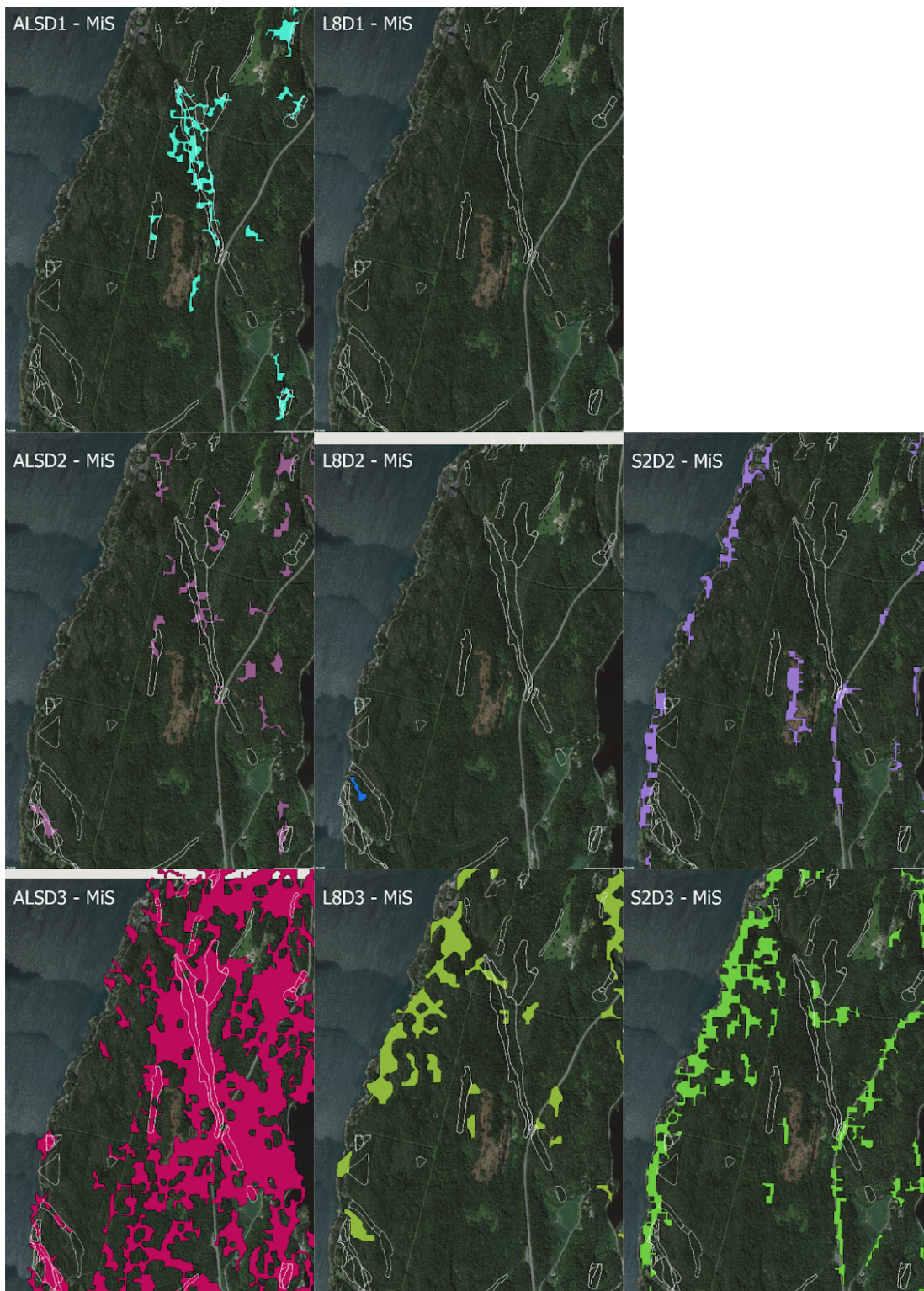
Tabell 8. Overlapp (i hektar) mellom 'naturskogspolygoner' og andre områder med naturverdi og antall registrerte forekomster av skogtilknyttete rødlistearter (insekter, sopp, lav) innen 'naturskogspolygoner', for ulike datakilder (ALS, L8, S2) og definisjoner for naturskog (D1-D5). Merk at data for MiS-nøkkelbiotoper kun har vært tilgjengelig for Akershus, ikke for Oslo. Merk at datagrunnlaget her er utvalg av punkter som samlet utgjør forventet arealandel av naturskog etter de ulike naturskogsdefinisjonene.

	Overlapp med MiS-nøkkelbiotoper	Overlapp med alle naturtype-forekomster	Overlapp med skogtype-forekomster	Overlapp med naturvernområder	Antall registrerte forekomster av rødlistearter
<b>ALSD1</b>	381	1 171	978	854	78
<b>ALSD2</b>	658	2 018	1 330	1 236	123
<b>ALSD3</b>	2 071	5 486	4 140	4 566	382
<b>ALSD4</b>	1 579	4 291	3 265	3 554	303
<b>ALSD5</b>	2 613	7 857	5 675	6 563	527
<b>L8D1</b>	147	424	349	532	10
<b>L8D2</b>	146	806	247	1 017	7
<b>L8D3</b>	839	2 894	2 201	4 731	142
<b>L8D4</b>	914	3 605	2 130	3 183	193
<b>L8D5</b>	2 186	8 540	5 299	7 166	533
<b>S2D2</b>	84	301	190	297	29
<b>S2D3</b>	965	3 181	2 478	4 034	219
<b>S2D4</b>	632	3 153	2 193	2 839	397
<b>S2D5</b>	1 592	4 999	3 548	5 049	293

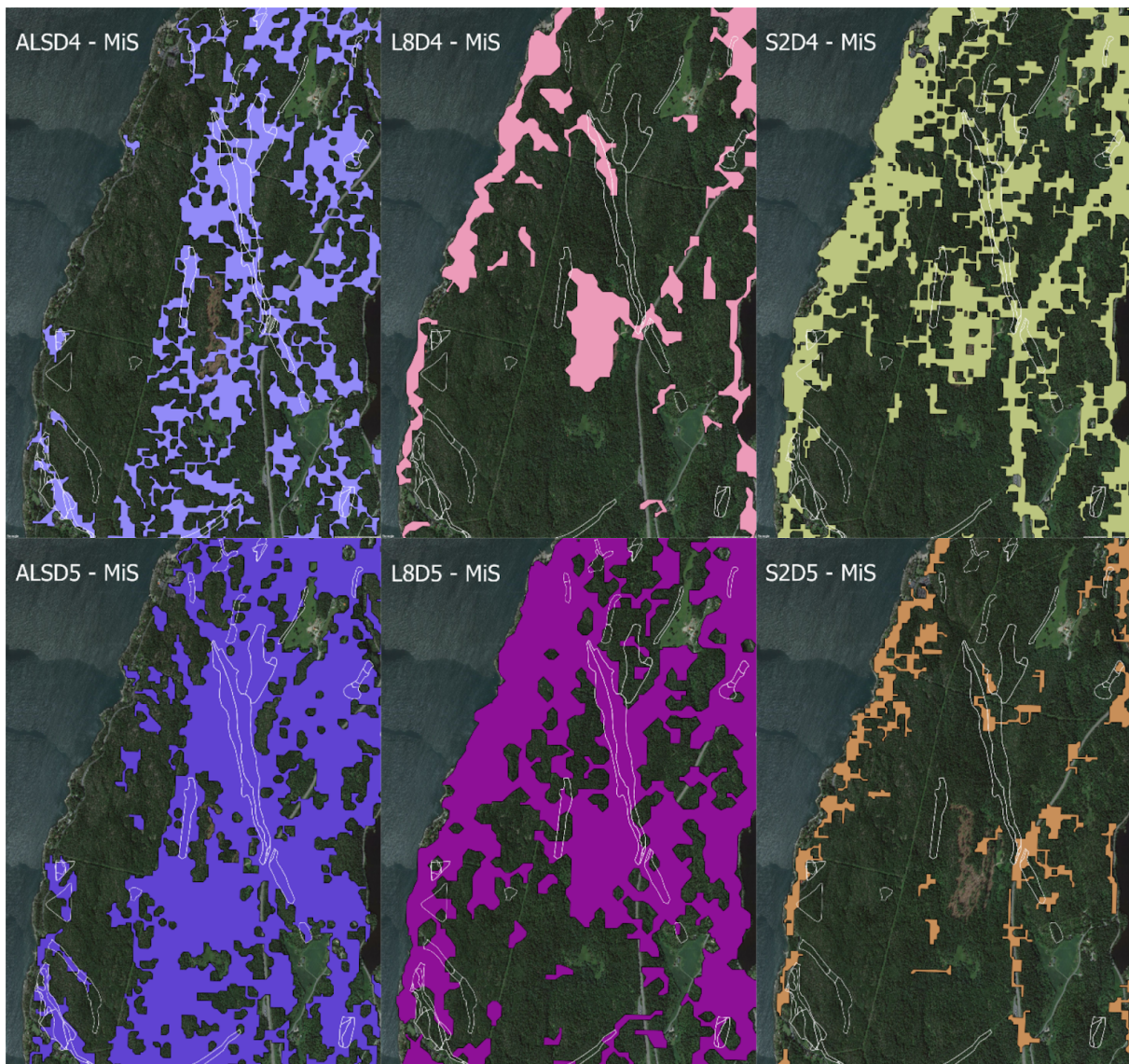


Figur 15. Arealandelen av 'naturskogspolygonene' som er dekket av henholdsvis MiS-nøkkelibiotoper, registrerte naturtypelokaliteter i skog og verneområder, samt antall registrerte forekomster av skogtilknyttede rødlistearter (insekter, sopp, lav) pr km<sup>2</sup> i 'naturskogspolygonene'. De røde linjene indikerer den generelle arealandelen av skogtypelokaliteter og verneområder i skog i Oslo og Akershus, og av MiS-nøkkelibiotoper i Akershus. Dersom stolpen er over den røde streken er andelen høyere enn gjennomsnittet, og motsatt dersom stolpen er lavere er andelen enn gjennomsnittet. Resultatene er vist for de respektive 'naturskogspolygonene' som framkommer fra de ulike datakildene (ALS, L8, S2) og definisjonene av naturskog (D1-D5). Merk at data for MiS-nøkkelibiotoper kun har vært tilgjengelig for Akershus, ikke for Oslo. Merk ulik skala på y-aksene.

Figur 16 illustrerer hvordan overlappet mellom 'naturskogspolygoner' og MiS-nøkkelibiotoper kan arte seg i en mindre del av studieområdet. I dette begrensede området ser vi at resultatene fra ALS gir en ganske god dekning av noen av MiS-biotopene for D1, mens resultatene fra L8 ikke treffer i det hele tatt. Litt av det samme mønstret ser vi også for D2, der det også synes som resultatene fra S2 bommer helt på MiS-biotopene. For D3 er det mye polygonareal og god dekning fra ALS, mens polygonarealet for L8 og S2 ikke ser ut til å treffe særlig godt. For D4 og D5 er det såpass mye polygonareal for alle datakilder at overlapp med MiS-biotoper burde være uunngåelig, men L8 (for D4) og S2 (for D5) har likevel lite overlapp med MiS-biotopene. Tilsvarende mønstre kan man finne i konkrete områder for andre deler av studieområdet og for skogtypelokaliteter og verneområder.



Figur 16A. Eksempel på overlegg mellom 'naturskogspolygoner' og MiS-nøkkelbiotoper i et utsnitt av studieområdet, for definisjonene D1-D3. 'Naturskogspolygoner' er markert med farge og MiS-nøkkelbiotoper med lys strek.



Figur 16B. Eksempel på overlapp mellom 'naturskogspolygoner' og MiS-nøkkelbiotoper i et utsnitt av studieområdet, for definisjonene D4-D5. 'Naturskogspolygoner' er markert med farge og MiS-nøkkelbiotoper med lys strek.

## 5. Konklusjon

Som vi har sett over, har føringen om hvor stor andel av punktene som skal dekkes av de enkelte naturskogsdefinisjonene, store konsekvenser for antall og størrelse for de avledete 'naturskogspolygonene'. Jo flere punkter som inngår i de enkelte naturskogsdefinisjonene, jo flere polygoner med større totalareal får vi. Det gir også større gjennomsnittlige polygoner, men det er ingen sammenheng mellom totalt eller gjennomsnittlig polygonareal og polygonenes form målt ved indeksene MSI, MPAR eller MFRAC. Derimot synes gjennomsnittlig kanttetthet å være noe lavere for større polygonareal enn for mindre. Gjennomsnittlig avstand til nærmeste 'naturskogspolygon' er klart større for D1 enn for de øvrige definisjonene, men det er ellers ingen klar sammenheng mellom gjennomsnittlig naboavstand og mengde eller areal av polygonene. Fordelingen av areal med 'naturskogspolygoner' i studieområdet framstår med mest tydelige og tolkbare mønstre for

definisjonene D1 og D2, der samlet polygonareal er mer begrenset, enn for de øvrige definisjonene. Dette er en refleksjon av at 'naturskogspolygoner' er spredt godt ut over hele studieområdet når arealandelen av utvalgte punkter går over ca 4 % (dvs større arealandelen for D2). Med annen skalering av de aktuelle kartene (figur 14) kan det imidlertid være at mønstrene også for D3, D4 og D5 hadde framstått som tydeligere.

De ulike datakildene resulterer i noe forskjellig antall polygoner og totalt polygonareal. For definisjonene med lavere andel punkter (D1, D2, D4) gir ALS flest polygoner, mens S2 gir flest polygoner for D3 og D5. L8 resulterer i størst gjennomsnittlig polygonareal for alle definisjoner, unntatt D1 der ALS gir litt større gjennomsnittsareal. Størst totalt polygonareal for de ulike definisjonene varierer mellom ALS og L8. Målene for polygonenes gjennomsnittlige form viser at L8 gir litt mindre uregelmessige polygoner enn ALS og S2. Dette har delvis sammenheng med at L8 også har noe større gjennomsnittlig polygonareal. Resultatene fra de ulike datakildene viser bare små forskjeller i gjennomsnittlig avstand mellom 'naturskogspolygonene'. Det kan synes som datakildene ALS og L8 gir noe mer tolkbare mønstre for fordelingen av arealet av 'naturskogspolygoner' over studieområdet, men slike mønstre er vanskeligere å vurdere for definisjonene som omfatter mye polygonareal.

'Naturskogspolygonenes' dekning av arealer med registrerte naturverdier ligger gjennomgående nokså nær gjennomsnittet for skog generelt. Unntaket er for definisjon D1, der både resultatene fra ALS og L8 gir forholdsvis høy dekning av MiS-nøkkelbiotoper, naturtypelokaliteter og verneområder. ALS synes også å gi høyere dekning enn L8 og S2 for MiS-nøkkelbiotoper og naturtypelokaliteter for alle naturskogsdefinisjoner og særlig for D2. For forekomster av skogtilknyttet rødlistearter gir også ALS forholdsvis høyt antall pr arealenhet for D1. For øvrige definisjoner varierer antallet forekomster mye mellom definisjonene og datakildene.

Så hva sier dette om analysenes evne til å finne egnede områder med naturskog basert på data fra fjernmåling?

- Føringsen om at antall utvalgte punkter skal gi omtrent samme arealandel for de ulike definisjonene som Landsskogtakseringens tall tilsier, har stor effekt på antall avledede 'naturskogspolygoner' og deres totale og gjennomsnittlige areal.
- Vår metode for å slå sammen de utvalgte punktene til slike 'naturskogspolygoner' har trolig en betydelig effekt på polygonenes form og romlige kompleksitet.
- Det er vanskelig å vurdere om ALS, L8 eller S2 gir et bedre utvalg av punkter med naturskog ut fra polygonenes antall, areal, størrelse og form alene.
- Kartene som viser fordelingen av arealet av 'naturskogspolygoner' over studieområdet (figur 14), gir mest tolkbare mønstre for D1 med resultater fra ALS og L8.
- Overlappet mellom 'naturskogspolygonene' og områder med andre påviste naturverdier gir høyere overlapp enn skog generelt for resultater fra ALS for definisjon D1 og dels D2.
- Totalt synes det dermed som definisjon D1 framstår som mer distinkt fra skog generelt. Samtidig treffer polygonene for D1 andre arealer med påviste naturverdier forholdsvis godt. Her synes det som data fra ALS gir best resultat.



## Referanser

- Bradley, B., 2014. Remote detection of invasive plants: a review of spectral, textural and phenological approaches. *Biol. Invasions* 16, 1411–1425.
- Breiman, L., 2001. Random forests. *Mach. Learn.* 45, 5–32.
- Clemmensen, K.E., Bahr, A., Ovaskainen, O., Dahlberg, A., Ekblad, A., Wallander, H., Stenlid, J., Finlay, R.D., Wardle, D.A., Lindahl, B.D., 2013. Roots and associated fungi drive long-term carbon sequestration in boreal forest. *Science* 339, 1615–1618.
- Coops, N.C., Tompaski, P., Nijland, W., Rickbeil, G.J.M., Nielsen, S.E., Bater, C.W., Stadt, J.J., 2016/8. A forest structure habitat index based on airborne laser scanning data. *Ecol. Indic.* 67, 346–357.
- DN, 2007. Kartlegging av naturtyper - verdisetting av biologisk mangfold. Direktoratet for naturforvaltning. Håndbok 13, 2. utgave 2006, oppdatert 2007.
- Fassnacht, F.E., Latifi, H., Stereńczak, K., Modzelewska, A., Lefsky, M., Waser, L.T., Straub, C., Ghosh, A., 2016. Review of studies on tree species classification from remotely sensed data. *Remote Sens. Environ.* 186, 64–87.
- Granhus, A., 22-23 August 2018. News from the Norwegian NFI.
- Henriksen, S., Hilmo, O., 2015. Norwegian Red List for species--2015. Artsdatabanken, Norway. (Published in Norwegian).
- Hylen, G., Granhus, A., Eriksen, R., 2017. Arealrepresentativ overvåking av skogvernområder gjennom Landsskogtakseringen. Rapport fra taksering utført i femårsperioden 2012-2016. NIBIO RAPPORT 3, 91.
- Kuuluvainen, T., 2009. Forest Management and Biodiversity Conservation Based on Natural Ecosystem Dynamics in Northern Europe: The Complexity Challenge. *Ambio* 38, 309–315.
- Larsson, A., Bjelke, U., Dahlberg, A., Sandström, J., 2011. Tillståndet i skogen--rödlistade arter i ett nordiskt perspektiv. *ArtDatabanken rapporterar* 9, 4–13.
- McRoberts, R.E., 2010. Probability- and model-based approaches to inference for proportion forest using satellite imagery as ancillary data. *Remote Sens. Environ.* 114, 1017–1025.
- McRoberts, R.E., Winter, S., Chirici, G., LaPoint, E., 2012. Assessing Forest Naturalness. *For. Sci.* 58, 294–309.
- Næsset, E., Gobakken, T., Holmgren, J., Hyypä, H., Hyypä, J., Maltamo, M., Nilsson, M., Olsson, H., Persson, A., Söderman, U., 2004. Laser scanning of forest resources: The Nordic experience. *Scand. J. For. Res.* 19, 482–499.
- Nilsen, J.E.Ø., Moum, S.O., Astrup, R., 2010. Indirekte indikatorer – Landsskogtakseringen, in: Nybø (Ed.), *Datagrunnlaget for "Naturindeks I Norge 2010*. DN-utredning 4-2010.
- Nybø, S., Arneberg, P., Framstad, E., Ims, R., Lyngstad, A., Schartau, A.K., Sickel, H., Sverdrup-Thygeson, A., Vandvik, V., 2017. Fagsystem for fastsetting av god økologisk tilstand. Ekspertrådet for økologisk tilstand. Trondheim.
- Ørka, H.O., Jutras-Perreault, M.-C., Gobakken, T., 2018. Kartlegging av bartrær ved bruk av fjernmåling - deteksjon av hogstflater. NMBU.
- Ørka, H.O., Strimbu, V., Haarpaintner, J., Gobakken, T., 2018. Mapping conifer trees by means of remote sensing. Norwegian University of Life Sciences, Faculty of Environmental Sciences and Natural Resource Management.
- Ørka, H.O., Strimbu, V., Haarpaintner, J., Sverdrup-Thygeson, A., Gobakken, T., 2018b. Mapping natural forest by means of remote sensing. Norwegian University of Life Sciences, Faculty of Environmental Sciences and Natural Resource Management.
- Pettorelli, N., Laurance, W.F., O'Brien, T.G., Wegmann, M., Nagendra, H., Turner, W., 2014. Satellite remote sensing for applied ecologists: opportunities and challenges. *J. Appl. Ecol.* 51, 839–848.

- 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, 1–53.
- Salas-Eljatib, C., Fuentes-Ramirez, A., Gregoire, T.G., Altamirano, A., Yaitul, V., 2018. A study on the effects of unbalanced data when fitting logistic regression models in ecology. *Ecol. Indic.* 85, 502–508.
- Shorohova, E., Kneeshaw, D., Kuuluvainen, T., Gauthier, S., Others, 2011. Variability and dynamics of old-growth forests in the circumboreal zone: implications for conservation, restoration and management.
- Siitonen, J., 2001. Forest Management, Coarse Woody Debris and Saproxylic Organisms: Fennoscandian Boreal Forests as an Example. *Ecol. Bull.* 11–41.
- Søgaard, G., Eriksen, R., Astrup, R.A., Øyen, B.-H., 2012. Effekter av ulike miljøhensyn på tilgjengelig skogareal og volum i norske skoger. *Norsk institutt for skog og landskap*.
- Stokland, J.N., Siitonen, J., Jonsson, B.G., 2012. *Biodiversity in dead wood*. Cambridge University Press, Cambridge.
- 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 fra Skog og Landskap, Norsk institutt for skog og landskap.
- Sverdrup-Thygeson, A., Ørka, H.O., Gobakken, T., Næsset, E., 2016. Can airborne laser scanning assist in mapping and monitoring natural forests? *For. Ecol. Manage.* 369, 116–125.
- Thompson, S.K., 2012. *Sampling*. Wiley, Hoboken, N.J.
- Tiede, D., 2004. *Vector-based Landscape Analysis Tools Extension (Computer software)*,. University of Salzburg, Austria.
- Valbuena, R., Mauro, F., Rodriguez-Solano, R., Manzanera, J.A., 2010. Accuracy and precision of GPS receivers under forest canopies in a mountainous environment. *Span. J. Agric. Res.* 8, 1047–1057.
- Wardle, D.A., Jonsson, M., Bansal, S., Bardgett, R.D., Gundale, M.J., Metcalfe, D.B., 2012. Linking vegetation change, carbon sequestration and biodiversity: insights from island ecosystems in a long-term natural experiment. *J. Ecol.* 100, 16–30.
- Wulder, M., 1998. Optical remote-sensing techniques for the assessment of forest inventory and biophysical parameters. *Prog. Phys. Geogr.* 22, 449–476.
- Wulder, M.A., Hall, R.J., Coops, N.C., Franklin, S.E., 2004. High Spatial Resolution Remotely Sensed Data for Ecosystem Characterization. *Bioscience* 54, 511–521.