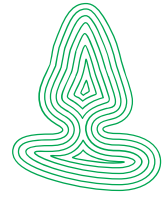


Rapport  
fra Skog og landskap

23/2012



skog+  
landskap

NORSK INSTITUTT FOR  
SKOG OG LANDSKAP

---

## SAT-SKOG

Et skogkart basert på tolking av satellittbilder

---

Arnt Kristian Gjertsen og Jan-Erik Nilsen





Rapport fra  
Skog og landskap

23/2012

---

## SAT-SKOG

Et skogkart basert på tolking av satellittbilder

---

Arnt Kristian Gjertsen og Jan-Erik Nilsen

ISBN: 978-82-311-0177-2

ISSN: 1891-7933

Forsidebilde: SAT-SKOG-kart over dominerende treslag (Landsat-bilde som bakgrunn).

---

Norsk institutt for skog og landskap, Pb. 115, NO-1431 Ås

---

## FORORD

Arbeidet med å utvikle SAT-SKOG startet på slutten av 1990-tallet som et samarbeid med Den finske riksskogtakseringen (Metla) og professor Erkki Tomppo. Målet var å utvikle en metode for kartlegging av skogressursene som kunne utnytte prøveflatene fra Landsskogtakseringen og data fra de amerikanske jordobservasjonssatellittene Landsat 5 og 7. Landsat 7 ble skutt opp i 1999 og var en forbedring fra den aldrende Landsat 5 fra 1984. I tillegg endret prispolitikken seg med Landsat 7, mens Landsat 5 var privat var Landsat 7 offentlig finansiert og satellittdataene ble dermed mye billigere for brukerne.

Arbeidet startet med å teste ut metoden på Hobøl kommune i Østfold ved hjelp av programvare utviklet ved Metla. Metoden produserte heldekkende kart over skogressursene, og vi konkluderte med at slike kart kunne være et nyttig supplement til Landsskogtakseringen, som ikke gir heldekkende informasjon eller informasjon om små områder som kommuner. Vi bestemte oss derfor for å utvikle egen programvare for å kunne produsere slike kart for all produktiv skog i Norge.

I starten var det en begrensning på tilgangen på egnede satellittbilder, og det tok derfor flere år før vi hadde nok data til å kartlegge all skog i Norge. Skogen i Finnmark er fremdeles ikke kartlagt og årsaken er at prøveflater ble sent etablert i dette nordligste fylket og tilgangen på gode satellittbilder er begrenset. SAT-SKOG ble introdusert på Kilden i 2010 og ble dermed mye lettere tilgjengelig for alle aktuelle og potensielle brukere. SAT-SKOG dekket et behov for arealdekkende og enhetlig informasjon over skogressursene og ble derfor tatt godt imot av brukere som trenger oversikter, mens brukere som først og fremst har behov for detaljert og nøyaktig informasjon for små områder får ikke sine behov fullt ut dekket av SAT-SKOG.

En dokumentasjon av metoden på norsk har vært etterspurt, og denne rapporten er ment å svare på dette. Den gir oversikt over datasettene som brukes, beskrivelse av metoden for automatisk tolking av dataene, erfaringer med bruk av SAT-SKOG med noen eksempler på bruksområder, erfaringer med hvor nøyaktig metoden er og hvordan den er avhengig av størrelsen på skogarealet som estimeres. Det siste baseres hovedsakelig på erfaringer publisert av svenske og finske forskere.

Et kapittel om andre fjernmålemetoder er tatt med for å belyse hvilke alternativer som kan være aktuelle i dag, og i tillegg er et kapittel tatt med som forklarer litt om fysikken bak de optiske satellittbildene som har blitt brukt i SAT-SKOG.

En stor takk rettes til Geir-Harald Strand som har bidratt med beskrivelse av bootstrap-metoden og lest igjennom og korrigert i manuskriptet.

## SAMMENDRAG

SAT-SKOG er et oversiktskart over skogressursene og gir informasjon om treslag, volum og alder. Tolkningen er basert på bildedata fra jordobservasjonssatellittene Landsat 5 og -7. Bildene sammenstilles med prøveflater fra Landsskogtakseringen, kartdata fra AR5, og terrengmodellen DTM. Data fra prøveflatene kombineres med data fra satellittbildet, og det kombinerte datasettet brukes som referanseflater i en automatisk tolking av alle bildepunktene (pikslene) innenfor en skogmaske avledet fra AR5. For hver piksel i skogmaske, plukker metoden ut et antall referanseflater som er nærmest pikselen, og basert på disse flatene tolkes så skogegenskapene. Nærhet beregnes ut fra de spektrale egenskapene til pikslene, dvs. fargeverdiene til pikslene i satellittbildet. Resultatet er rasterkart. Disse blir så gjort om til vektorkart gjennom en automatisk segmentering, som slår sammen piksler til arealfigurer.

Nøyaktigheten til SAT-SKOG er begrenset av sammenhengen mellom spektrale variabler og skogvariabler som treslag, volum og alder. En må derfor forvente usikkerhet i estimater av enkeltpiksler, men når en beregner statistikk for større områder vil den minke. Hvis referansedatasettet er representativt for området som tolkes, vil nøyaktigheten øke med antall piksler som inngår i statistikken. Systematisk feil kan imidlertid oppstå hvis referansedatasettet ikke i tilstrekkelig grad representerer skogsituasjonen i et område.

Når nye skogsveier skal planlegges har SAT-SKOG vist seg nyttig. Kartene viser hvor skogressursene er lokalisert og kan brukes, sammen med andre data, i analyser for å bestemme hvor det er mest lønnsomt å oppgradere og bygge nye veier. Også i planlegging av nye områdetakster gir kartene støtte i arbeidet med å prioritere bruk av ulike datafangstmetoder. Brann og redningstjenesten trenger heldekkende skogressurskart for å lage modeller over forløpet av skogbranner, og SAT-SKOG har vist seg praktisk for dette formålet. SAT-SKOG gjør det også mulig å gjøre ressursanalyser for små områder, dvs. arealer som inneholder så få prøveflater at direkte estimater basert på dem alene blir for usikkert. SAT-SKOG har derfor blitt brukt til å beregne skogressurser i områder rundt jernbaneterminaler og havneanlegg. Formålet har vært å bestemme optimal plassering av terminaler for omlasting til jernbane og skip.

Usikkerheten i estimatene kan være en begrensning og brukerne må bruke resultatene med omhu. Kontroll mot uavhengige og nøyaktige data kan være praktisk i noen tilfeller, og kan f.eks. brukes til å kalibrere estimater fra SAT-SKOG. Metoder for å beregne usikkerhet er blitt publisert, men de er foreløpig krevende å bruke.

Tilgangen til egnete satellittbilder har vært relativt dårlig siden 2003, men den forventes å bli mye bedre fra 2014. Da vil både Landsat-8 og Sentinel 2 bli operative, og de vil levere bildedata med enda høyere kvalitet enn Landsat 5 og 7. I tillegg tilbys nå også interferometriske radarbilder som kan brukes til å måle høyden på trærne. Dette vil forbedre estimater av biomasse og volum i forhold til hva som er mulig med optiske satellittbilder, men ulempen er at slike radardata foreløpig er svært kostbare. Automatisk matching av bilder fra Nasjonalt program for flyfotografering gir overflatemodeller som kan brukes til å beregne trehøyde med relativt god nøyaktighet for områder der en nøyaktig terrengmodell er tilgjengelig.

<b>Nøkkelord:</b>	Satellitt, kart, skog, landsdekkende
<b>Andre aktuelle publikasjoner:</b>	<p>Gjertsen, A. K. (2007). Accuracy of forest mapping on Landsat TM data and a kNN-based method. <i>Remote sensing of environment</i>, 110, 420–430.</p> <p>Gjertsen, A. K. and R. Eriksen (2004). Test av MSFI-metoden: Nøyaktighetstest på datasett fra Østfold og Hobøl. Ås, Norsk institutt for jord- og skogkartlegging (NIJOS): 52.</p> <p>Gjertsen, A. K. and S. Tomter (1998). Bruk av satellittdata i kombinasjon med felldata i Landsskogtakseringen: Utprøving av MSFI. Ås, Norsk institutt for jord- og skogkartlegging (NIJOS): 80.</p>



# INNHold

Forord .....	ii
Sammendrag .....	iii
1. Innledning .....	1
2. Produksjon av SAT-SKOG .....	1
2.1. Datasett .....	1
2.1.1 Prøveflater .....	2
2.1.2 Satellittbilder .....	2
2.1.3 Kartdata .....	2
2.2. kNN-metoden .....	3
2.2.1 Prediksjon av skogvariabler .....	2
2.2.2 Begregning av empirisk nøyaktighet med RMSE .....	2
2.2.3 Statistisk inferens .....	2
2.2.4 Litt om fysikken bak de fjernmålte dataene .....	2
3. Eksempler på anvendelser .....	11
3.1. Fylkesmannen .....	11
3.2. Brann- og redningstjenesten .....	11
3.3. Ressursanalyser .....	11
4. Betrachninger rundt usikkerhet og begrensninger .....	13
4.1. Begrensinger i kNN-metoden .....	13
4.2. Begrensninger i grunnlagsdata .....	13
4.3. Tidspunkt for bildeopptak .....	13
4.4. Belysningskorreksjon .....	13
4.5. Eksempler på håndtering av usikkerhet i SAT-SKOG .....	13
4.6. Opprinnelige tanker og ideer for nytte og bruk .....	13
5. Veien videre .....	13
5.1. Metoder for usikkerhetsestimater .....	13
5.2. Nye optiske satellitter .....	13
6. Alternative fjernmålemetoder .....	13
6.1. Radarstellitter .....	13
6.2. Flybåren laserskanning .....	13
6.3. Digitale flykamera .....	13
7. Konklusjon .....	13
Referanser .....	16
Appendix .....	16

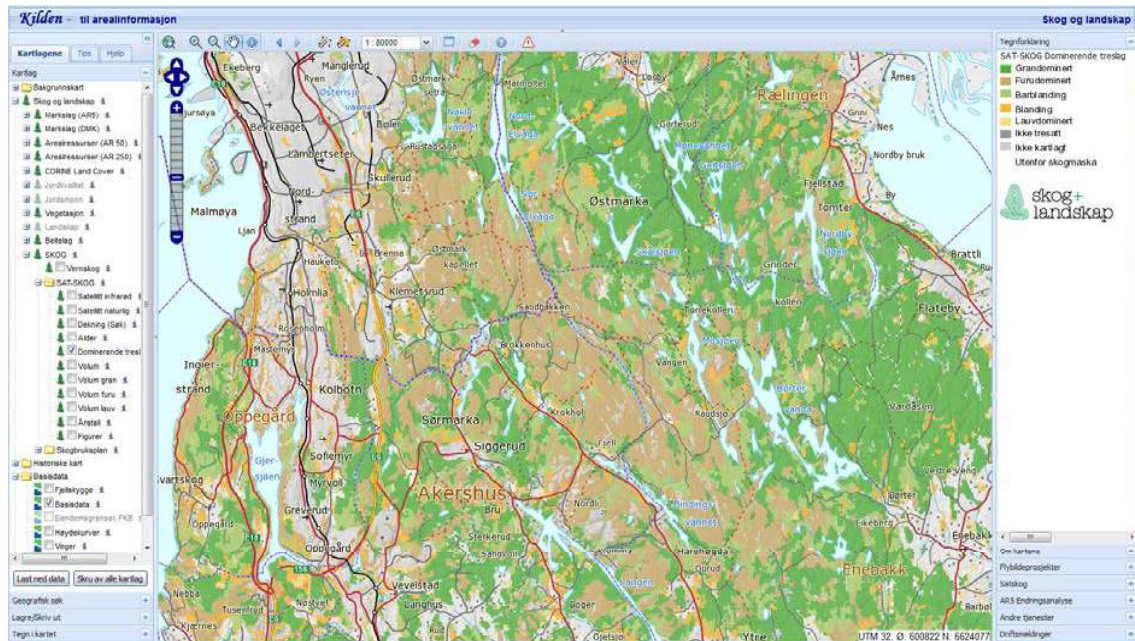
# 1. INNLEDNING

Landsskogtakseringen er et nasjonalt overvåkingsprogram av skogressursene og gir støtte for strategiske beslutninger på overordnet nivå. Den er landsdekkende og baseres på et relativt spredt nettverk av prøveflater fordelt over hele landet. Hver prøveflate representerer et stort areal på flere hundre hektar, og på hver flate observeres og måles et stort antall variabler. Takseringen produserer landsdekkende ressurstimerer hvert år og fylkesestimerer hvert femte år. Skogbruksplaner, derimot, er lokale og rettet mot den enkelte skogeier og består av bestandskart over skogeiendommer, analyser og behandlingsforslag, og planene brukes av skogeierne til å forvalte eiendommene. Planene er ikke landsdekkende og antallet variabler som observeres og måles er mye mindre, men tettheten av prøveflater er mye større.

Skogforvaltningen har ofte behov for informasjon om mindre enheter enn det et spredt sett med prøveflater fra Landsskogtakseringen kan gi. Å møte dette behovet med flere prøveflater ville kreve en mangedobling av antallet flater og dermed en mangedobling av kostnadene. Det er derfor et behov for en metode som kan gi informasjon om skogressursene for mindre områder (deler av fylker, kommuner) samtidig som den ikke øker kostnadene vesentlig.

I 1989 startet Metla, som har ansvar for den finske landsskogtakseringen, et utviklingsarbeid med en ny skogtakseringsmetode for å møte dette behovet (Tomppo 1990; Tomppo 2005). For arealer under 150 000 ha kunne Metla ikke estimere skogvariabler med tilstrekkelig nøyaktighet. En økning av antall prøveflater ble ansett som for kostbar, og de begynte derfor å utvikle en ny takseringsmetode som utnytter tilleggsinformasjon fra satellittdata, hovedsakelig fra de amerikanske Landsat-satellittene, og digitale kartdata. Et viktig krav til metoden var at den skulle produsere resultater på en form som tilfredsstillte forvaltningens behov for analyser og beslutninger. Tradisjonelle fjernmålingsmetoder, der det produseres enkle arealdekk klasser, ble sett på som uegnet, og metoder som kan gi volum- og arealestimerer, muligens brutt ned i underklasser som treslag, alder og skurtømmerandel, ble utprøvd. Helst skulle metoden kunne brukes til å estimere de samme variablene for små områder, som den utvalgsbaserte takseringen gjør på nasjonalt nivå (Tomppo 2005). En mulig løsning var å bruke regresjonsmodeller, men det ble ansett som upraktisk for operativ bruk, og en enklere, ikke-parametrisk, modell (kalt kNN) som kan estimere alle variablene samtidig, ble foretrukket. Modellen, eller metoden, estimerer variabler for et areal ved å finne de prøveflatene som er mest representative for arealet. Bilde- og kartdata blir sammenstilt med alle prøveflatene, og dette nye datasettet utgjør et referansedatasett for tolking av alle pikslene innenfor arealet som skal estimeres. Metoden er avhengig av at variasjonen i alle skogvariablene innenfor arealet er godt representert i referansedatasettet. En viktig fordel med kNN-modellen er at den ivaretar bedre samvariasjonen mellom de feltmålte variablene enn modeller der hver variabel estimeres separat. Dette var en vesentlig grunn for at kNN-modellen ble valgt for den finske landsskogtakseringen (Tomppo 2005).

Skog og landskap innledet i 1998 et samarbeid med Metla, ved prof. E. Tomppo, for å prøve ut metoden i Norge. En begrensning for metoden i starten var prisen på satellittdata, som var relativt høy på 1990-tallet. I 2001 kom det imidlertid en endring i prispolitikken: Space Imaging, den kommersielle rettighetshaveren til Landsatdata, overførte rettighetene til United States Geological Survey (USGS). USGS kunne fra da av selge dataene iht. egen prispolitikk, noe som gjorde dataene billigere, og i 2010 ble dataene friggitt og kunne lastes ned gratis av alle brukere (Trollvik og Gjertsen et al. 2012). Med lav kostnad på anskaffelse av Landsatdata har bruken av slike data blitt mangedoblet.



Figur 1. SAT-SKOG er en del av Kilden, Skog og landskaps arealinformasjon på Internett. Her vises dominerende treslag. Datasett kan også lastes ned som shapefiler.

Skog og landskap utviklet og tilpasset den nye takseringsmetoden til Metla på 2000-tallet, og lanserte SAT-SKOG på internett i 2010. SAT-SKOG er et arealressurskart som gir oversikt over skogressursene og viser informasjon om treslag, alder og volum på et overordnet nivå. Kartet er tilgjengelig i Kilden (<http://kilden.skogoglandskap.no>), Skog og landskaps internettportal for tilgang til instituttets arealressurskart, som en WMS-tjeneste (Web Map Service) slik at brukerne kan implementere SAT-SKOG i egne løsninger ([http://www.skogoglandskap.no/temaer/satskog\\_wms](http://www.skogoglandskap.no/temaer/satskog_wms)) og som shapefiler (filformat som beskriver punkter, linjer, flater og tilhørende egenskaper) fra en nedlastingstjeneste i Kilden (Figur 1).

SAT-SKOG skal dekke alt skogareal i Norge og i dag er nesten hele Norge dekket, med noen unntak der det mangler tilstrekkelig datagrunnlag. Sentrale datasett i produksjonen er prøveflater fra Landsskogtakseringen, satellittbilder og AR5. Landsskogtakseringens systematiske prøveflater i et nett på 3x3 km over hele landet gir et svært godt grunnlag som referansedata for den automatiske tolkingen av bildedataene.

Brukeren kan velge mellom å se på og navigere i SAT-SKOG-kartene i en nettleser, åpne kartene gjennom WMS-tjenesten i et geografisk informasjonssystem (GIS) og laste ned kartene som en shapefil til egen datamaskin. Når brukeren skal framstille et kart i nettleseren, velger han først en kommune han vil zoome inn på, og for å gjøre det lettere å orientere seg i kartet kan bakgrunnsinformasjon som stedsnavn, veier, jernbane, høydekurver og administrative grenser vises oppå skogkartet. For brukere som ønsker å analysere kartet på egen datamaskin, er det mulig å laste ned shapefiler og de kan da gjøre volumberegninger på egendefinerte områder.

SAT-SKOG-kartene er egnet til overordnet planlegging og som et supplerende datasett der det er mangel på mer presise og lokale data, f.eks. i forbindelse med planlegging av nye skogsbilveier og behovsvurdering for nye områdetakster.



## 2. PRODUKSJON AV SAT-SKOG

### 2.1 Datasett

Flere datasett blir sammenstilt for å tilrettelegge for en automatisk tolking av variablene treslag, alder og volum. Foruten Landsskogtakseringens prøveflater og satellittbilder brukes arealressurskartet AR5, det topografiske kartet N50 Kartdata og en digital terrengmodell (DTM). Basert på prøveflatene lages et referansedatasett der data fra observasjoner og målinger på flatene kombineres med spektrale data fra satellittbildet (Tabell 1).

#### 2.1.1 PRØVEFLATER

Landsskogtakseringen er en nasjonal taksering av skogressursene basert på prøveflater lagt ut i et rutenett slik at det er ca. 3 km mellom hver prøveflate. Flatene oppsøkes med fem års mellomrom. På hver flate registreres og måles alle trær innenfor en radius på 8,92 meter, og basert på målingene beregnes volum fordelt på treslag. Landsskogtakseringen produserer statistikk på nasjonalt nivå hvert år og på fylkesnivå hvert femte år. Antall prøveflater er imidlertid ikke tilstrekkelig til å kunne gi nøyaktig statistikk for mindre områder som kommuner og regioner under fylkesnivået. Data fra prøveflatene kombineres med data fra et satellittbilde og brukes som referansedata i tolkingen av data fra satellittbildet (Tabell 2).

#### 2.1.2 SATELLITTBILDER

Bilddata fra jordobservasjonssatellittene Landsat 5 og -7, operative siden hhv. 1984 og 1999, har blitt brukt til nå. De har et multispektralt kamera kalt hhv. Thematic Mapper (TM) og Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+), som måler reflektert sollys i seks spektrale bånd og jordas varmestråling i ett spektralt bånd. Pikslene i kameraet avbilder hhv. et 30×30 m og 60×60 m (120×120 m for TM) stort område på bakken. En annen måte å angi pikselstørrelsen på er å angi avstanden, målt på bakken, mellom senterpunktene til pikslene. Avstanden kalles *ground sample distance (GSD)* og for ETM+ er GSD hhv. 15 m, 30 m og 60 m for den pankromatiske, den termiske og de synlig/infrarøde kanalene (Tabell 1).

Satellittene går i en solsynkron, nærpolar bane 705 km over bakken og bruker 99 minutter på et omløp. Banen har en inklinasjon på 98,2° med hensyn til ekvatorplanet (8,2° fra normalen til ekvatorplanet), og i et omløp fra nord til sør, passerer satellittene ekvator ca. kl. 10 på formiddagen. Tidspunktet er valgt for å minimere problemet med skydekke, særlig i tropene, og samtidig sørge for en høy solvinkel, som gir høy innstråling og lite terrengskygger. På grunn av jordrotasjonen vil distansen mellom to påfølgende omløp være 2752 km ved ekvator, og tiden det tar før satellitten igjen avbilder nøyaktig samme område er 16 dager. Hvert år vil en Landsat-satellitt dermed kunne ta seks opptak over et område i Norge i løpet av sommermånedene, men pga. skydekke kan det gå flere år mellom hver gang det tas opptak som er tilnærmet skyfritt. Et datasett dekker 180×185 km (33 300 km<sup>2</sup>) og det trengs i praksis ca. 20 datasett for å dekke hele Norge. Problemer med skydekke gjør at man ikke vil få dekket hele Norge i løpet av én sommer, og man må derfor sette sammen bilder fra flere år. I produksjonen fram til 2011 har det blitt brukt Landsat-opptak fra årene 1999 til 2007.

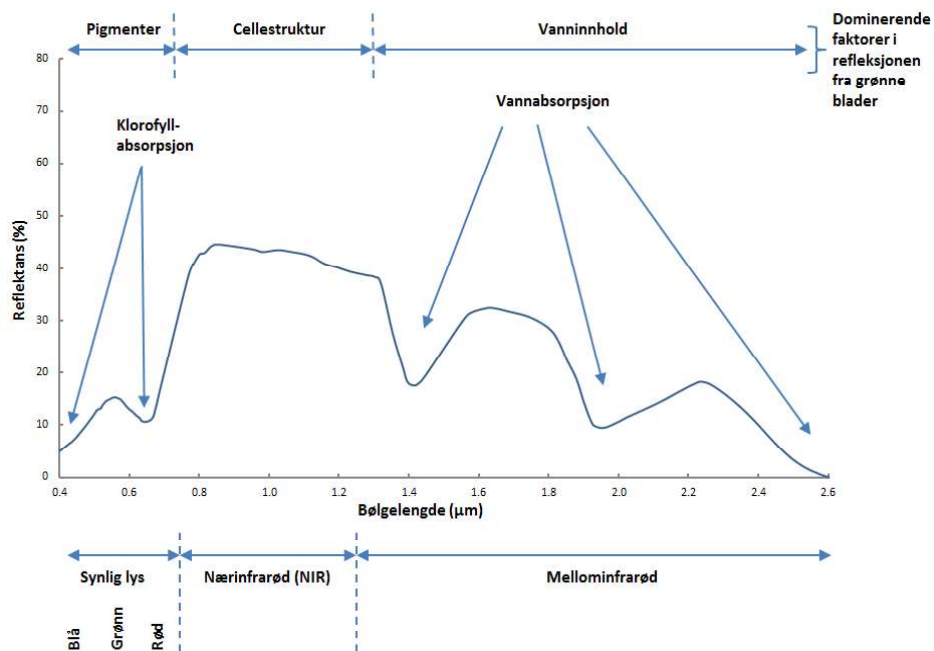
I 2003 oppstod det et problem med Landsat 7 som fører til et bortfall på ca. 22 % av pikslene. Bortfallet oppstår i ytterkantene av opptaket som følge av en feil med et roterende speil som skal kompensere for satellittens bevegelse mens den skanner striper på tvers av fartsretningen. Bilder fra Landsat 7 etter 2002 har derfor ikke blitt benyttet. Landsat 5 har vært operativ lengere enn planlagt, men det har vært flere tekniske problemer med satellitten de siste årene og driften måtte avbrytes i en periode på 90 dager høsten 2011. Satellitten vil trolig tas ut av drift innen et par år, enten pga. tekniske problemer eller mangel på drivstoff.

Tabell 1. Kanaler og spektrale bånd for ETM+ (kanalene til TM er lik, men TM8 mangler og TM6 har 120 m GSD)

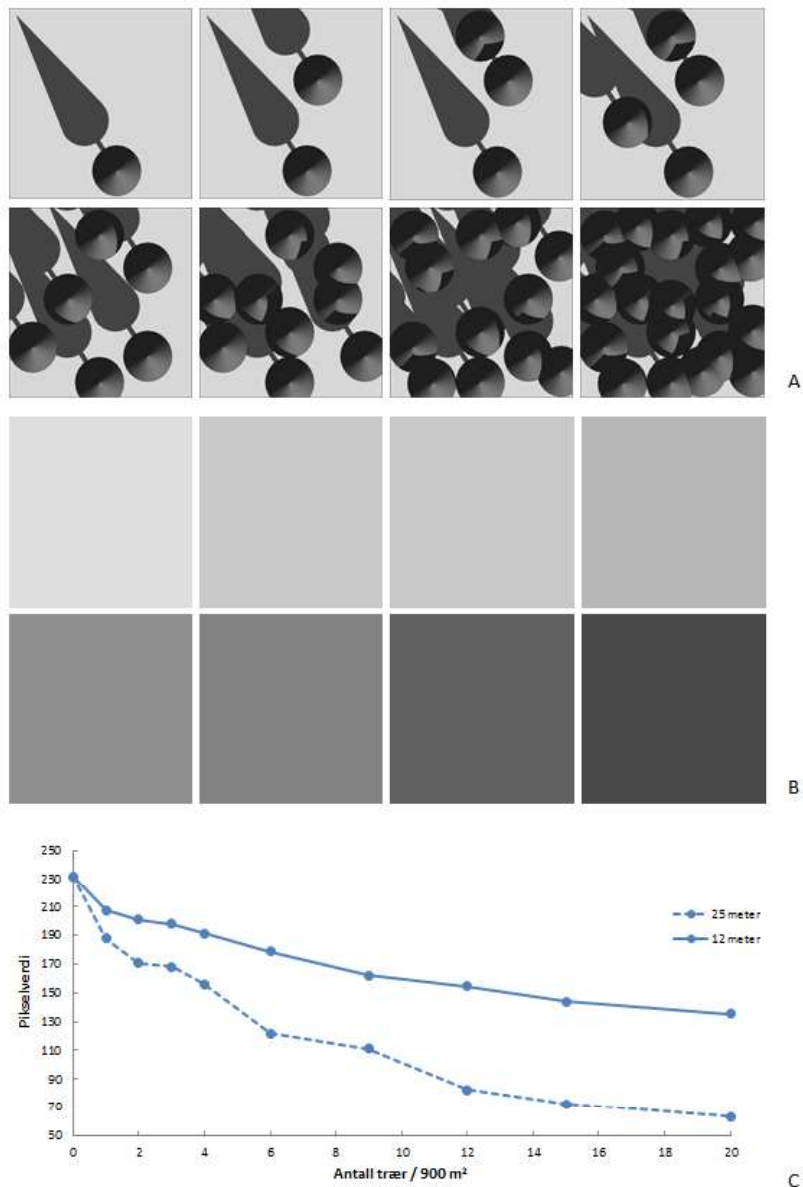
Kanal	Bølgelengde [µm]	Spektralt bånd	Solinnstråling [ $W \cdot m^{-2} \cdot \mu m^{-1}$ ]	GSD [m]	Egenskaper
TM1	0,45–0,52	Blå	1997	30	Sensitiv til klorofyllabsorpsjon
TM2	0,53–0,61	Grønn	1812	30	Sensitiv til refleksjon fra grønn vegetasjon
TM3	0,63–0,69	Rød	1533	30	Sensitiv til klorofyllabsorpsjon
TM4	0,78–0,90	Nærinfrarød (NIR)	1039	30	Sensitiv til bladbiomasse
TM5	1,55–1,75	Mellominfrarød (SWIR)	231	30	Sensitiv til fuktinnhold i vegetasjon og jord, også brukt for å skille snø og skyer
TM6	10,40–12,50	Termisk infrarød (TIR)	–	60	Sensitiv til jordas overflatetemperatur
TM7	2,09–2,35	Mellominfrarød (SWIR)	85	30	Sensitiv til fuktinnhold i vegetasjon; også brukt for å skille mineraltyper
TM8	0,52–0,90	Pankromatisk	1362	15	Kan brukes til å skjerpe de andre kanalene og få fram flere geometriske detaljer i bildet

Hver piksel i satellittbildet kan matematisk representeres som en tallvektor. Tallverdiene representerer mengden stråling i et spektralt bånd (Tabell 1) fra objektene på bakken som en piksel dekker. Kanalene TM1 og TM3 er sensitive til klorofyllinnholdet i bladverket. Jo mer blått og rødt lys som absorberes av pigmentene, dess mindre lys reflekteres i disse båndene. TM4 er sensitiv til bladbiomasse fordi flere sjikt med tett bladverk gir svært høy refleksjon i det nærinfrarøde båndet. TM5 og TM7 er sensitive til fuktighetsinnholdet i vegetasjon og jord fordi høy fuktighet gir lav refleksjon i det mellominfrarøde båndet (Tabell 1 og Figur 2). I tillegg til disse biokjemiske faktorene vil også rent geometriske forhold påvirke refleksjonen fra et tresatt areal. Trær står oppreist og kaster skygger siden kun en liten del av sollyset trenger gjennom sjiktet av blader, greiner og stammer. Trærne kaster skygger både på hverandre og på bakken. En satellitt som «ser» skogen rett ovenfra vil «se» skygger i tillegg til solbelyste trekroner og skogbunn, og jo større skyggeandelen er dess mindre stråling reflekteres opp mot satellitten (Figur 3). Verdiene som måles av satellitten er derfor bestemt av både biokjemiske og geometriske egenskaper.

Jakubauskas og Price (1997) testet sammenhengen mellom Landsatdata og flere bestandsvariabler for furudominert skog i Yellowstone nasjonalpark. De fant at trehøyde (overhøyde) hadde en sterk sammenheng med de fleste kanalene, og 80 % av variasjonen ( $R^2 = 0,80$ ) i trehøyde kunne forklare med en regresjonsmodell med TM7, TM1, TM5 og TM4 som forklaringsvariabler. Tilsvarende regresjonsmodeller kunne også forklare en stor andel av variasjonen i grunnflate [ $m^2 \cdot ha^{-1}$ ], biomasse [ $kg \cdot ha^{-1}$ ] og alder med hhv.  $R^2$  på 0,63, 0,58 og 0,62. Det ble konkludert med at de mellominfrarøde kanalene var viktige forklaringsvariabler for biotiske faktorer relatert til kronetakets biofysiske struktur (overhøyde, grunnflate, biomasse og bladindeks (LAI)).

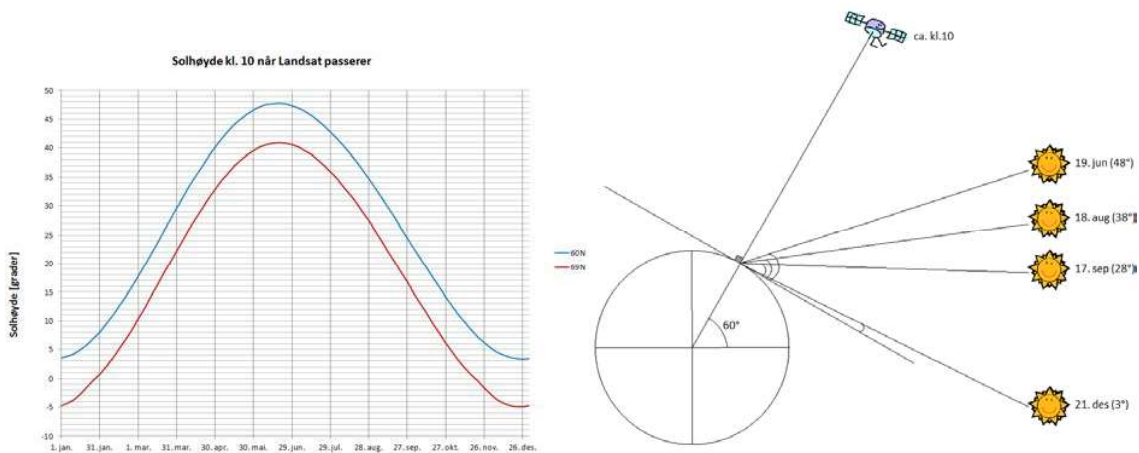


Figur 2. Generalisert reflektanskurve for grønn vegetasjon. I det nærinfrarøde området er reflektansen svært høy og stiger brått fra området med synlig lys, der klorofyllpigmenter absorberer sterkt i det blå og røde området. I det mellominfrarøde området absorberer vann mye av energien.



Figur 3. Åtte modeller av 25 meter høye trær på en 900 m<sup>2</sup> stor flate. Lysretningen er satt slik lyset fra sola vil være kl. 10 lokal tid den 15. august (A). I et satellittbildeopptak med 30x30 meter piksler vil de åtte modellene bli representert med kun én verdi for hver kanal i bildet (B). Kurver illustrer hvordan pikselverdien i en kanal kan avta med antall trær (C). Kurvene viser modeller med hhv. 12 meter og 25 meter høye trær. Jo flere og høyere trær, dess mer av bakken vil bli liggende i skyggen av trær. I tillegg kaster trær skygger på hverandre, slik at arealet med solbelyste trekroner minker, noe som fører til mørkere piksler fordi mindre lys reflekteres mot satellitten.

Solhøyden varierer gjennom året og er på sitt høyeste rundt 21. juni, og på 60 grader nord vil sola da ha en solhøyde på ca. 53 grader midt på dagen. Siden opptakene fra Landsat gjøres ca. kl. 10 på formiddagen, vil solhøyden være mindre, og typiske verdier for solhøyden for datasett fra sommermånedene er på mellom 30 til 50 grader. I august minker solhøyden raskt fra dag til dag (Figur 4). Når solhøyden er lav kastes det lange skygger fra terrengformene, og nordvestvendte dalsider kan bli liggende i skyggen av høyere terreng i sørøst. Områder uten direkte solinnstråling er kun belyst av diffus stråling fra atmosfæren og vil derfor framstå som mørke i bildet. Dette skaper problemer for automatisk tolking siden like skogbestand vil framstå med svært ulike pikselverdier.



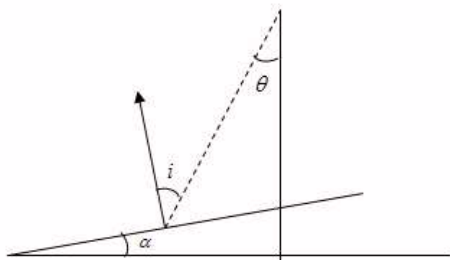
Figur 4. Variasjon i solhøyde kl. 10 på formiddagen, tidspunktet når Landsat-satellitten passerer. Rundt midtsommer er solhøyden 48° på 60°N, og i tidsrommet 30. april til 8. august er solhøyden over 40° ved 60°N og over 33° ved 69°N. Solhøyden faller raskt fra dag til dag fra slutten av juli.

Terrengformene fører også til varierende belyningsstyrke, med maksimal innstråling på dalsider som vender rett mot sola fordi solas innfallsvinkel da er 0 grader. Innstrålingen minker med økende innfallsvinkel og når et minimum når den er 90 grader (Figur 5). Denne variasjonen fører også til at like skogbestand vil framstå med ulike pikselverdier. Problemet kan reduseres ved å normalisere pikselverdiene, dvs. korrigere verdiene mht. den varierende innfallsvinkelen.

En terrengmodell og solas posisjon under satellittopptaket kan brukes for å normalisere pikselverdiene til et nivå tilsvarende verdiene for et horisontalt terrengsegment. I SAT-SKOG gjøres normaliseringen med modellen

$$L_n = L \frac{\cos \alpha \cos \theta + C}{\cos i + C},$$

der  $L_n$  er normalisert pikselverdi,  $L$  ukorrigert pikselverdi,  $\alpha$  terrenghelningen,  $\theta$  solas senitvinkel ( $90^\circ - \text{solhøyde}$ ),  $i$  solas innfallsvinkel på terrengsegmentet og  $C$  effekten av diffus stråling fra atmosfæren (Soenen et al. 2005). Figur 5 illustrerer et terrengsegment med de tre vinklene som inngår i normaliseringen av en pikselverdi.



Figur 5. Et terrengsegment med helning  $\alpha$  og hvor solas innfallsvinkel og senitvinkel er hhv.  $i$  og  $\theta$ .



### 2.1.3 KARTDATA

AR5 er et arealressurs- og arealdekkkart produsert for målestokken 1:5000, og dekker dyrka areal og tilnærmet all produktiv skog. Dekningen av arealene opp til tregrensa varierer og noen steder utgjør en kartbladgrense, grensa for dekingen. Uproduktiv skog vil derfor ikke være fullstendig kartlagt. Fra AR5 lages en skogmaske som definerer skogarealet som skal tolkes. For å få med skogarealer som ikke er kartlagt i AR5, brukes N50 kartdata til å utvide skogmaske i de områdene AR5 ikke har deking. N50 er et topografisk kart produsert for målestokkområdet 1:25 000–1:100 000, og inneholder mange tema, blant annet en skogmaske som dekker alt skogareal.

Til et skogareal er det knyttet egenskapsverdier som skogmarkas produksjonsevne (bonitet) og treslag. Bonitet er inndelt i klassene impediment (ikke produktiv skog, dvs. tilvekst under 0,1 m<sup>3</sup> trevirke på et dekar per år), lav, middels, høy, og særs høy bonitet, mens treslag er inndelt i klassene barskog, lauvskog, blandingsskog, og ikke tresatt areal. Et forenklet bonitetskart med fire klasser lages basert på AR5. Høy og særs høy bonitet blir slått sammen til høy bonitet, og datasettet har dermed klassene impediment, lav, middels, og høy bonitet. Både skogmaske og bonitetskartet blir omgjort til rasterkart, der rastelementene (pikslene) blir tilpasset pikslene i satellittbildet. Bonitetskartet brukes for å forbedre tolkingen av satellittdata ved å sile ut de flatene i referansedatasettet som har samme bonitet som pikselen som tolkes.

DTM er en landsdekkende digital terrengmodell med 10- og 20 meters rutenett. Datagrunnlaget er høydekurver fra N50, vann og kystkontur, store elver med høydedata, punktdata og veidatabasen. DTM oppgraderes kontinuerlig basert på de best tilgjengelige høydedataene. Høydemodellen brukes i belyningskorrigeringen av satellittbilder og i tolkingen ved å sile ut de flatene i referansedatasettet som er innenfor samme høydesjikt som pikselen som tolkes.

Det er ikke alltid mulig å få helt skyfrie satellittpoptak, og derfor vil ofte en del av skogarealet være dekket av skyer, noe som medfører at de berørte arealene ikke kan tolkes. En skymaske konstrueres manuelt og avgrenser slike områder.

I Tabell 2 vises en oversikt over alle datasettene som inngår i produksjonen av SAT-SKOG.

Tabell 2. Datasett som inngår i produksjonen av SAT-SKOG

SAT-SKOG	Opprinnelig datasett	Bruk
Referansedatasett	Landsskogtakseringens prøveflater, belyningskorrigert satellittbilde	Datasettet er satt sammen av data fra prøveflater og et satellittbilde. Hver referanseflate har feltobserverte data fra prøveflata og spektrale verdier fra alle kanalene i pikselen som dekker prøveflata (skogvariabler pluss satellittkanaler).
Skogmaske	AR5, N50 Kartdata	Definerer settet av piksler som skal tolkes (målpiksler).
Bonitetskart	AR5	Brukes til å avgrense mulige kandidater blant prøveflatene i referansedatasettet. Bonitet måler skogsmarkas produksjonsevne.
Skymaske	Satellittbilde	Brukes til å maske ut piksler som er dekket av skyer og som derfor ikke skal tolkes.
Terrengmodell	DTM	Brukes i tolkingen til å avgrense mulige kandidater blant prøveflatene i referansedatasettet. Brukes også i belyningskorrigeringen av satellittbildet.
Belyningskorrigert satellittbilde	DTM, satellittbilde	Satellittbilde korrigert for varierende intensitet i belysning pga. terrengformene. Brukes for å tolke treslag, volum og alder.

## 2.2 kNN-metoden

### 2.2.1 PREDIKSJON AV SKOGVARIABLER

k-Nearest Neighbor eller k-nærmeste nabo (kNN) er en praktisk og fleksibel metode for kartlegging av skogressurser som kan utnytte informasjon fra mange ulike datasett. Metoden bruker et referansedatasett for å tolke og predikere bestandsvariabler for et areal. Hvis  $Y$  er en vektor med responsvariabler  $y$  – som representerer bestandsattributter som volum, alder, biomasse, grunnflate – observert på et utvalg  $n$  fra en populasjon  $N$ , hvor  $n \ll N$ , og  $X$  en vektor med kovariabler,  $x$  (e.g. spektrale kanaler fra et satellittbilde) observert på alle populasjonselementene  $N$ , så utgjør settet med observasjoner både for  $X$  og  $Y$ ,  $\{(X_i, Y_i) \mid i = 1, 2, \dots, n\}$ , et referansedatasett og settet med populasjonselementer hvor prediksjon av responsvariabler  $Y$  er ønsket, et måldatasett  $\{X_i \mid i = 1, 2, \dots, N\}$ . kNN-modellen predikerer verdier for et målelement, eller målpiksel, som en lineær kombinasjon av de  $k$  nærmeste elementene i referansedatasettet, hvor nærhet måles i rommet utspent av kovariablene,  $X$  (Figur 6). De  $k$  nærmeste elementene i referansedatasettet til en målpiksel kalles naboene til målpikselen.

kNN-modellen er attraktiv for kartlegging av skogressurser av flere grunner (McRoberts 2008, McRoberts 2012):

1. Den kan brukes for kategoriske responsvariabler, der målet er å klassifisere, og for kvantitative variabler, der målet er estimering
2. Den kan brukes både til univariat og multivariat estimering
3. Den er ikke-parametrisk i den forstand at det ikke er noen forutsetning angående fordelingen til hverken respons- eller kovariabler
4. Den kan uten problemer bruke referansedata fra et område som ligger utenfor det geografiske området som skal beregnes estimerer for (dvs. den er syntetisk)
5. Den kan brukes både til å lage kart over geografiske områder, estimerer for små områder (såkalt «small-area estimation») og statistisk inferens (konfidensintervaller, hypotesetesting)
6. Den kan brukes på et vidt spekter av datatyper

Fordi kNN er en multivariat metode som predikerer alle bestandsvariablene samtidig, bevares i stor grad forholdet mellom de ulike bestandsvariablene slik at de er forenlige. Dette er en viktig egenskap for bruken av slike data, f.eks. for skogbruksplanlegging (McRoberts 2008).

For en kontinuerlig responsvariabel,  $y$ , beregnes kNN-prediksjonen for den  $i$ -te målpikselen med

$$\tilde{y}_i = \sum_{j=1}^k w_{ij} y_j^i, \quad \text{Formel 1}$$

hvor  $\{y_j^i \mid j = 1, 2, \dots, k\}$  er et sett med observasjoner av responsvariabel  $y$  på elementer i referansedatasettet som er nærmest den  $i$ -te målpikselen basert på en avstandsmetrik beregnet i egenskapsrommet utspent av kovariablene,  $X$ . I Figur 6 vises en illustrasjon av en målpiksel, firkant uten fyll, og flere referansepikslar, svarte firkanter, i et rom utspent av to spektrale kanaler, TM3 og TM5. De  $k$  nærmeste svarte firkantene representerer naboene til firkanten uten fyll. Vekten,  $w_{ij}$ , er tilordnet den  $j$ -te nærmeste naboen til målpiksel  $i$ , og alle vektene summerer til 1 (Formel 3).

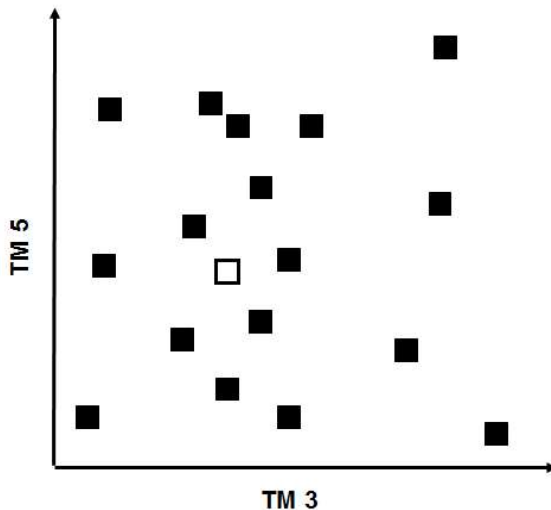
I produksjonen av SAT-SKOG har Euklidsk avstand blitt brukt som avstandsmetrik, og avstanden,  $d_{ir}$ , mellom en målpiksel,  $i$ , og en referansepiksel,  $r$ , beregnes med

$$d_{ir} = \sqrt{\sum_{f=1}^{N_f} \delta_f (x_{f(i)} - x_{f(r)})^2}, \quad \text{Formel 2}$$

der  $x_{f(i)}$  er observert verdi til målpiksel  $i$  for bildekanal  $f$ ,  $x_{f(r)}$  er observert verdi til referansepiksel  $r$  for bildekanal  $f$ ,  $N_f$  er antall bildekanaler og  $\delta_f$  er en kanalvekt. Normaliserte vektorer for naboene blir beregnet fra de Euklidske avstandene med

$$w_r = \frac{1}{d_{ir}^2} / \sum_{j=1}^k 1/d_{ij}^2, \quad \text{Formel 3}$$

hvor  $j=1, 2, \dots, k$  angir de  $k$  naboene til målpiksel  $i$ . To viktige forutsetninger for metoden er at skogsituasjonen i en målpiksel er godt representert i referansedatasettet og at det er en signifikant sammenheng mellom responsvariablene og kovariablene.



Figur 6. Eksempel på X-rommet i to dimensjoner definert av kanalene TM3 og TM5. Spredningsplottet viser en målpiksel (firkant uten fyll) med ukjent skogsituasjon og referansepikslar (svarte firkantar) med kjent skogsituasjon. Naboene til målpikselen består av de  $k$  referansepikslene som er nærmest i rommet utspent av kovariablene,  $X$ , her representert med TM3 og TM5.

Verdier for parameterne  $k$  og  $\delta_f$  bestemmes gjennom en kryssvalidering basert på referansedatasettet. Alle  $n$  referansepikslene blir i tur og orden trukket ut av settet og så predikert basert på de resterende  $n - 1$  referansepikslene. De verdiene som gir lavest feil (lavest RMSE) i prediksjonene blir brukt i kNN-modellen for prediksjon av alle målpikslene. I tillegg er det ytterligere to parametre som bestemmes i kryssvalideringen: maksimal geografisk avstand og høydeforskjell. Referansepikslar som ligger utenfor en gitt geografisk avstand til en målpiksel blir utelukka som mulige kandidatar, og hensikten er å utelukke prøveflater som ligger i en annen klimatisk og økologisk sone. Referansepikslar som ligger vesentlig høgere eller lavere i terrenget enn en målpiksel blir utelukka av samme grunn.

Resultatet av å predikere alle målpikslene med Formel 1 er et rasterkart for hver skogvariabel  $y$ : alder [år], totalt volum [ $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ ], volum gran [ $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ ], volum furu [ $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ ], og volum lauv [ $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ ]. Basert på rasterkartene kan estimatar for større arealar som bestand, kommuner, regioner og fylker beregnes med

$$\bar{y}_{\text{kNN}} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \tilde{y}_i, \quad \text{Formel 4}$$

hvor  $N$  er antall målpikslar med senterpunktet i arealet. For statistiske slutningar, eller inferens, må vi kunne angi usikkerheten i estimatene, og dette kan gjøres i form av

konfidensintervaller. Mer om dette er beskrevet i kapitlene Statistisk inferens (s. 15) og Metoder for usikkerhetsestimater (s. 31).

For å lage kart på vektorformat blir piksler med like bildeverdier gruppert i homogene arealer i en automatisk segmenteringsprosess. Prosessen er styrt av to parametere som bestemmer hvor stort et segment får lov til å bli (i.e. antall piksler i segmentet), hvor stor variasjon i bildeverdier som tillates og hvor kompleks form et segment kan ha. For hvert segment blir det beregnet estimater for alder og volum fordelt på treslag. Estimatenes beregnes som et gjennomsnitt av alle kNN-prediksjonene i segmentet (Formel 4). Volum brukes deretter for å beregne treslagsklasse i et segment (Tabell 3).

Tabell 3. Definisjoner av treslagsklasser basert på volumfordeling

Treslagsklasse	Definisjon
Grandominert	Volum gran $\geq 50$ % totalt volum
Furudominert	Volum furu $\geq 50$ % totalt volum
Lauvdominert	Volum lauv $\geq 50$ % totalt volum
Barblanding	Volum bartrær $\geq 75$ % av totalt volum
Blanding	Totalt volum $> 0$
Ikke tresatt	Totalt volum = 0

I tillegg til skogvariablene blir det for hvert segment tilført informasjon om bildedato, terrengforhold, bildeverdier i kanalene TM3, TM4 og TM5, vegetasjonsindeksen NDVI beregnet med formelen  $(TM4 - TM3) / (TM4 + TM3)$ , om segmentet er skydekt og om antatt kvalitet på estimatene. NDVI har verdier mellom  $-1$  og  $1$  og gir et mål på biomasse: jo større verdi dess mer biomasse (Figur 2).

Tabell 4 viser et eksempel fra Kilden på informasjonen for et segment. I datasettene som lastes ned er det med flere egenskaper for hvert segment, og et eget dokument med forklaringer følger med.

Tabell 4. Informasjon om egenskapene for et segment slik det vises i Kilden

SAT-SKOG-egenskap	Verdi
Areal	9,6 (ha)
Alder	103 år
Bestandstreslag	Grandominert
Andel gran	55 %
Andel furu	41 %
Andel lauv	4 %
Bonitet	Lav i 5/10 av figuren
Terrenghøyde minimum	93 m
Terrenghøyde maksimum	109 m
NDVI (Normalized Difference vegetation Index)	0.37
Bildenaavn	L7_198_18_NOR2_30071999_25m
Bildedato	300799 (DDMMÅÅ)

### 2.2.2 BEREGNING AV EMPIRISK NØYAKTIGHET MED RMSE

Nøyaktigheten til prediksjonene kan beregnes empirisk med observatoren RMSE (Root Mean Square Error). RMSE beregnes fra et datasett der en har både observerte og predikterte verdier med formelen:

$$RMSE = \frac{1}{n} \sqrt{\sum_{i=1}^n (y_i - \tilde{y}_i)^2},$$

hvor  $y_i$  er observert og  $\hat{y}_i$  er predikert verdi for variabel  $y$ . RMSE beregnes med kryssvalidering, der én referansepiksel av gangen utelates fra referansedatasettet, og så predikeres denne ved å bruke de resterende  $n - 1$  som referansedatasett. En får dermed  $n$  prediksjoner der en også kjenner den observerte verdien, og en kan dermed beregne avvikene eller feilene  $e_i = \hat{y}_i - y_i$  for alle  $i = 1, \dots, n$  prediksjonene. Basert på avvikene beregnes systematisk og tilfeldig feil (bias og presisjon):

$$\text{bias} = \bar{e} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n e_i$$

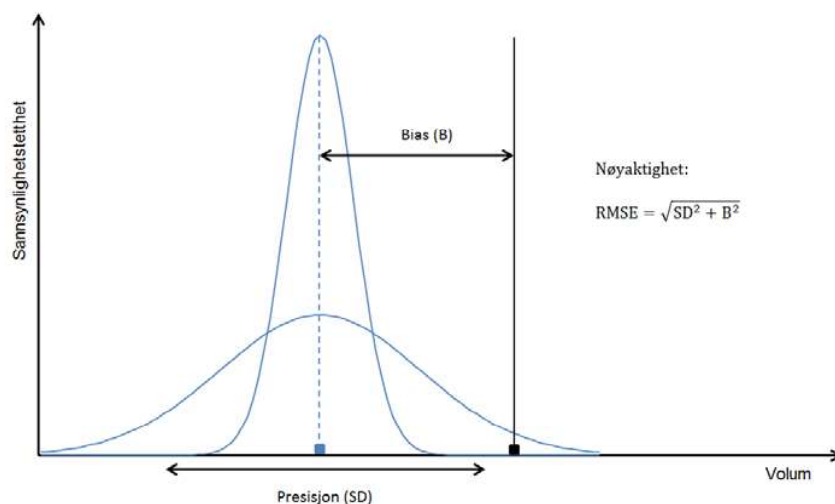
$$\text{presisjon (SD)} = \hat{\sigma}_t = \sqrt{\frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (e_i - \bar{e})^2}$$

$$\text{RMSE} = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n e_i^2} = \sqrt{\hat{\sigma}_t^2 + \bar{e}^2}.$$

Vi ser at RMSE omfatter både tilfeldig og systematisk feil. For å kunne sammenligne verdier for RMSE mellom ulike modeller og forsøk, så beregnes ofte den relative RMSE, også kalt variasjonskoeffisienten (CV) til RMSE, med  $\text{RMSE}/\bar{y}$ , der  $\bar{y}$  er gjennomsnittsverdien til observasjonene. Andelen av variasjonen i  $y$  som forklares av modellen kan beregnes med

$$R^2 = 1 - \frac{\text{MSE}}{\text{var}(y)},$$

der MSE er kvadratet til RMSE og  $\text{var}(y)$  er variansen til  $y$ . Figur 7 illustrerer forholdet mellom en estimators nøyaktighet og systematisk og tilfeldig feil.



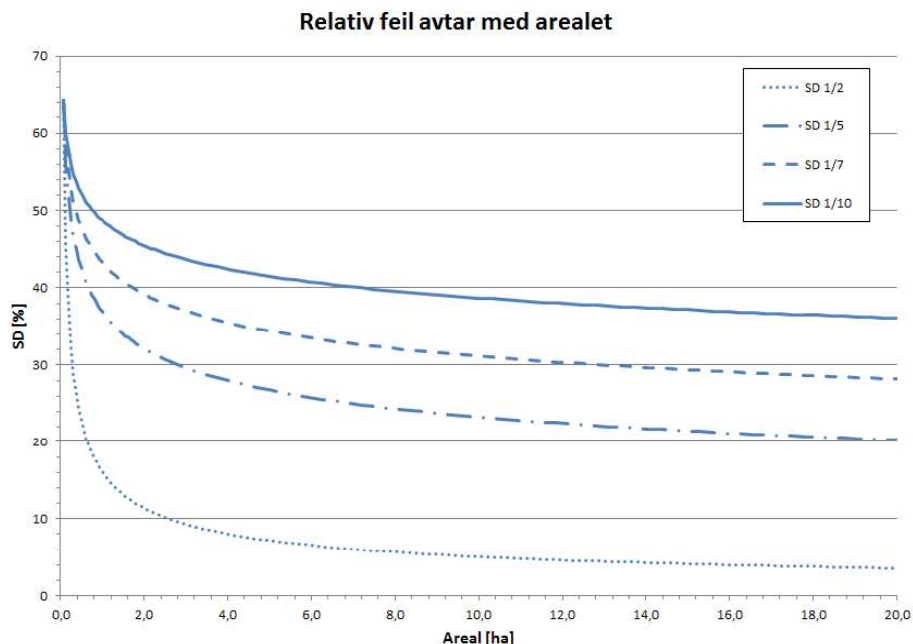
Figur 7. Forholdet mellom nøyaktighet (RMSE), presisjon (SD) og bias (B). Presisjon korresponderer med tilfeldig feil, mens bias korresponderer med systematisk feil.

Nøyaktigheten til kNN-prediksjoner på pikselnivå er lav, og Reese et al. 2002 konkluderte med at modellen gir en relativ RMSE fra 60 % til 80 % for totalt volum. Fordelt på treslag øker feilen i predikert volum til over 100 %, med størst feil for lauvskog og minst for granskog (Tokola et al. 1996, Reese et al. 2002, Gjertsen 2007). For aggregerte estimater (jf. Formel 4) synker feilen, og Reese et al. (2002) viser til studier som ga RMSE på 39 % for arealer på ca. 15 ha og 12 % for arealer på 350 ha. Holmgren et al. (2000) brukte kNN-modellen for å estimere volum [ $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ ] for arealer på ca. 19 ha og fikk en standardfeil på 36 % når kun bildedata ble brukt som kovariabler, men økte nøyaktigheten til 17 % når bonitet, alder og trehøyde ble brukt i tillegg. Alder og trehøyde var basert på manuell måling i flybilder. For bestand med størrelse på ca. 2 ha, må en regne med at nøyaktigheten er noe dårligere enn for arealer på 19 ha. Holmström og Fransson (2003) brukte satellittdata fra SPOT 4, med



20×20 m piksler, for å estimere volum med kNN-modellen og fikk RMSE på 64 % på pikselnivå og 34 % på bestandsnivå for totalt volum.

Figur 8 viser en empirisk modell for hvordan standardfeilen (tilfeldig feil, presisjon) avtar med størrelsen på arealet som estimeres. Erfaring viser at jo flere kNN-prediksjoner som inngår i beregningen, dess mindre blir standardfeilen, men den minker mindre enn forventet for uavhengige prediksjoner. Hvis alle prediksjonene innenfor arealet var uavhengige og dermed har kovarians lik null, så ville standardfeilen avta med  $SD/\sqrt{N}$ , der  $N$  er antall piksler innenfor arealet. Men siden estimatene ikke er uavhengige av hverandre, så avtar feilen mindre, og erfaring viser at den avtar omtrent som den empiriske kurven definert med  $SD/\sqrt[10]{N}$  (Holmström og Fransson 2003), og merket «SD 1/10», i figuren viser.



Figur 8. Tilfeldig feil i estimert volum avtar når en aggregerer prediksjoner over et større areal. Hvis alle prediksjonene var uavhengige ville feilen avta med kurven «SD 1/2», imidlertid er de ikke uavhengige, og feilen avtar mindre og omtrent som den empiriske kurven «SD 1/10» viser.

Flere studier viser at kNN-metoden har en lav og ikke-signifikant systematisk feil når en analyserer alle volumklasser under ett. Men hvis en deler opp i volumklasser og analyserer feilen innenfor hver klasse (ung, middels, moden), f.eks. 0–100 m<sup>3</sup>/ha, 100–300 m<sup>3</sup>/ha og >300 m<sup>3</sup>/ha, så ser man en tydelig trend ved at volum i ung skog blir overestimert og volum i moden skog blir underestimert, mens den systematiske feilen er liten for klassen 100–300 m<sup>3</sup>/ha (Holmgren et al. 2000). Holmström og Fransson (2003) fant i en studie fra Sverige at selv om systematisk feil var nær null (–1,6 %) for alle volumklasser under ett, så var den 24,4 % for ung skog og –8,4 % for moden skog. Studier viser at den systematiske feilen er minst for verdier nær middelveien av de observerte verdiene og øker mot ytterpunktene i fordelingen: store verdier tenderer til å bli underestimert, mens små verdier tenderer til å bli overestimert (Figur 9).

For prediksjon av  $y$  kan vi sette opp følgende modell:

$$\tilde{y} = y + e,$$

der  $e$  står for feilen vi gjør når vi predikerer observert verdi med  $\tilde{y}$ . Feilen har flere mulige årsaker, og en viktig er at kovariablene,  $X$ , har kun en begrenset sammenheng med responsvariabelen,  $y$ , og kan forklare kun en liten del av variasjonen i verdiene. Ofte er observert feil, verdien til en tilfeldig og normalfordelt variabel med forventning lik null, men

hvis det også er systematisk feil i prediksjonene, må den enkle modellen endres ved å dele opp feilen i to komponenter:

$$\tilde{y} = y + e_s + e_t,$$

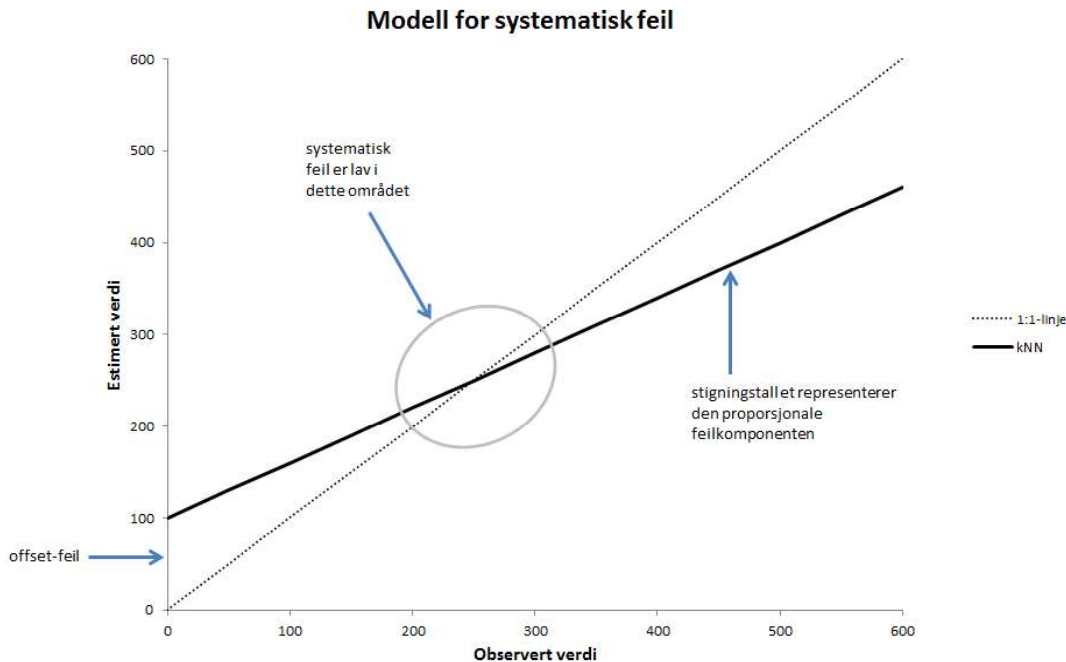
der  $e_s$  er et systematisk feilledd og  $e_t$  verdien til en tilfeldig variabel med forventning lik null. Vi ser at forventningen er  $y + e_s$ , dvs. hvis  $e_s$  er positiv vil vi ha konstant overestimering og hvis den er negativ, konstant underestimering. Men siden kNN-modellen overestimerer ung skog og underestimerer moden skog, så kan ikke  $e_s$  være konstant, og det ser ut til at den er proporsjonal med volum:  $e_s = a - by$ . Vi kan derfor beskrive kNN-prediksjonen med følgende modell:

$$\tilde{y} = a + (1 - b)y + e_t,$$

hvor  $a$  representerer en konstant forskyvning («offset-feil») og  $b$  en skalering eller proporsjonal feilkomponent. Figur 9 illustrerer hvordan den systematiske feilkomponenten påvirker kNN-prediksjonene.

McRoberts (2009) testet kNN-modellen i et område nord i Minnesota, USA med Landsatdata fra tidlig, midt i og sent i vegetasjonsperioden og prøveflater ( $r = 7,31$  m) fra US Forest Service. RMSE [ $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ ] sank raskt med  $k$ , og med  $k = 20$  var RMSE  $65 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ . Han fant at for små  $k$ -verdier kan RMSE bli større enn standardavviket rundt middelverdien til observasjonene. Det betyr at middelverdien da er en bedre prediktor enn kNN-modellen. Med  $k = 20$  ble volum for flere store arealer ( $r = 10$  km) estimert og sammenlignet med estimer fra stikkprøveundersøkelser. Han fant at korrelasjonen mellom resultatene var 0,77 for volum [ $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ ], 0,79 for grunnflate [ $\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ ] og 0,82 for treantall [antall trær/ha], noe som antyder et sterkt samsvar mellom resultatene fra de to ulike metodene. Volumestimatene for alle arealene var innenfor konfidensintervallene ( $2\sigma$ ) til stikkprøveundersøkelsene, og det ble derfor konkludert med at bias på pikselnivå ikke førte til signifikant bias på arealnivå.

kNN-modellen har blitt testet på Hobøl kommune med et produktivt skogareal på 8800 ha. Totalt volum ble overestimert med 12 %, mens volum gran ble underestimert med 11 %, volum furu overestimert med 66 % og volum lauv overestimert med 77 % (Gjertsen 2007). Fordi kNN-prediksjoner (pikselnivå) for furuvolum og lauvvolum er relativt unøyaktige med RMSE over 100 %, så er det naturlig at også aggregerte estimer for disse treslagene er dårligere enn for gran. Kunnskap om nøyaktigheten til et estimat, og hvilke begrensinger det gir for anvendelse, vil være til stor nytte for brukere av SAT-SKOG. Nøyaktigheten kan oppgis med et konfidensintervall, som angir usikkerheten til et estimat, og dette er kjernen i statistisk inferens.



Figur 9. Modell for den systematiske feilkomponenten i kNN-metoden.

### 2.2.3 STATISTISK INFERENS

Landsskogtakseringen er en stikkprøveundersøkelse av skogressursene og er basert på et tilfeldig utvalg av prøveflater fra arealet som skal undersøkes. En rekke skogattributter på hver prøveflate blir observert og representert i form av variabler. Utvalget er ett av et stort antall, eller uendelig antall, mulige utvalg fra populasjonen, som består av alle potensielt mulige målinger av variablene innenfor det definerte arealet. Variablene betegnes som tilfeldige variabler fordi verdien de antar er avhengig av hvilke flater som blir med i utvalget, noe som bestemmes i en tilfeldig prosess. De tilfeldige variablene er funksjoner  $y(\omega_i) = y_i$  definert på utfallsrommet, der  $\omega_i$  er et vilkårlig element i utfallsrommet, dvs. en av alle mulige prøveflater fra arealet,  $y$  er en tilfeldig variabel og  $y_i$  verdien den antar for elementet  $\omega_i$ . Den tilfeldige variabelen  $y$  kan representere attributter som volum per hektar, alder, grunnflate, trehøyde, etc. Populasjonen av  $y$ -verdier har en eller annen ukjent sannsynlighetsfordeling  $F$  og forventning  $\mu$  og varians  $\sigma^2$ , og alle de tilfeldige variablene  $y$  har forventning  $E(y) = \mu$  og varians  $E(y - \mu)^2 = \sigma^2$ . I statistisk inferens er målet å estimere en verdi for populasjonsparameteren  $\mu$  og samtidig angi et mål på usikkerheten.

Vi bruker verdien av en observator definert på utvalget for å estimere en populasjonsparameter, og middelveidien  $\bar{y}$  er et typisk eksempel på en observator som estimerer  $\mu$ . Fordi  $\bar{y}$  er en sum av  $n$  tilfeldige variabler,  $\bar{y} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n y_i$ , så er også den en tilfeldig variabel. Det er vanlig å bruke symbolet  $\hat{\mu}$  istedenfor  $\bar{y}$  for å understreke parameteren som estimeres, og  $\hat{\mu}$  kalles en estimator av parameteren  $\mu$ , mens verdien  $\hat{\mu} = \hat{\mu}$  kalles estimatet. Vi kan ikke forvente at en estimator er perfekt, men en viktig egenskap er at den i gjennomsnitt gir et riktig estimat, dvs. at forventningen er  $\mu$ , dvs.  $E(\hat{\mu}) = \mu$ . I statistisk inferens er det vanlig å oppgi et konfidensintervall som med stor sannsynlighet, dvs. høy konfidens, inneholder den ukjente parameterverdien,  $\mu$ . Nedre og øvre grense blir beregnet fra utvalget og er følgelig også tilfeldige variabler. Intervallet er gitt med

$$\hat{\mu} \pm t_{1-\alpha} \sqrt{\hat{v}\hat{a}r(\hat{\mu})}, \quad \text{Formel 5}$$

der  $\hat{v}\hat{a}r(\hat{\mu})$  er estimatet av variansen til  $\hat{\mu}$ ,  $t$  er Student  $t$ -fordeling,  $1 - \alpha$  er konfidensnivået, og beskriver sannsynligheten for at  $\mu$  ligger innenfor intervallet. For å beregne

konfidensintervaller, og dermed kunne trekke statistiske slutninger om populasjonen, trengs to estimater, nemlig  $\hat{\mu}$  og  $\hat{var}(\hat{\mu})$ .

Det er to hovedtyper statistisk inferens, *design-basert* og *modellbasert*.

Landsskogningsringen er et eksempel på den første typen, der slutninger baseres på observasjoner fra et sannsynlighetsutvalg. Variansen til estimatoren,  $\hat{\mu}$ , er forholdsvis enkel å estimere, da observasjonene kan regnes som uavhengige av hverandre, og estimatet  $\hat{var}(\hat{\mu})$  er gitt med  $\hat{\sigma}^2/n$ , der  $\hat{\sigma}^2$  er estimert varians til populasjonen. Alle observasjonene blir antatt å være uten usikkerhet, og all tilfeldighet kommer fra utvalget, som er tilfeldig valgt.

I modellbasert inferens derimot, trenger ikke utvalget være et sannsynlighetsutvalg, og en antar at fordelingen til  $y_i$  for det  $i$ -te populasjonselementet,  $\omega_i$ , har forventning  $\mu_i$  og varians  $\sigma_i^2$ . Tilfeldighet oppstår som følge av at hver observasjon er en realisering av en tilfeldig variabel

$$y_i = \mu_i + \varepsilon_i, \quad \text{Formel 6}$$

hvor  $\varepsilon_i$  er en tilfeldig variabel med normalfordeling  $n(0, \sigma_i^2)$ . En fordel med modellbasert inferens er at en kan utnytte informasjon om populasjonselementene som er relatert til  $y$ . Hvis en har observert en variabel  $x$ , som er korrelert med  $y$ , for alle populasjonselementene, så kan  $y$  predikeres for alle populasjonselementene med en modell som beregner  $y$  som funksjon av  $x$ .

Regresjonsanalyse er et typisk eksempel på modellbasert inferens. Modellen for lineær regresjon er gitt med

$$y_i = \alpha + \beta x_i + \varepsilon_i,$$

der  $\alpha$  og  $\beta$  er ukjente populasjonsparametere og  $\varepsilon_i$  er en tilfeldig normalfordelt variabel  $n(0, \sigma^2)$ .  $y_i$  har forventningen  $\alpha + \beta x_i$  og alle  $y$  har varians  $\sigma^2$ . Gitt estimater  $\hat{\alpha}$  og  $\hat{\beta}$  og en observasjon  $x_i$  for et populasjonselement  $\omega_i$ , så estimeres  $\mu_i$  med

$$\hat{\mu}_i = \hat{\alpha} + \hat{\beta} x_i.$$

Med kNN-modellen predikeres alle målpiksler med Formel 1, men ofte er vi mer interessert i estimatet av parameteren,  $\mu_i$ , framfor prediksjon av den tilfeldige variabelen,  $y_i$  (se Formel 6). For kNN-modellen har imidlertid begge den samme matematiske formelen og begge verdiene er like:

$$\hat{\mu}_i = \tilde{y}_i = \sum_{j=1}^k w_{ij} y_j^i \quad \text{Formel 7}$$

Populasjonsparameteren,  $\mu$ , for et areal kan da estimeres som summen av alle estimatene,  $\hat{\mu}_i$ , for målpikslene i arealet (McRoberts 2012):

$$\hat{\mu} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \hat{\mu}_i = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \tilde{y}_i. \quad \text{Formel 8}$$

Dvs., for å estimere populasjonens forventende verdi (middelverdien), så summeres alle prediksjonene for alle målpikslene som er med i populasjonen, som kan være f.eks. et fylke, en kommune, en region eller et bestand. For statistisk inferens må et konfidensintervall for  $\hat{\mu}$  oppgis, jf. Formel 5, og vi trenger dermed en metode for å beregne et estimat for variansen  $var(\hat{\mu})$ . Hvordan dette kan gjøres er beskrevet i kapitlet Metoder for usikkerhetsestimater (s. 31).

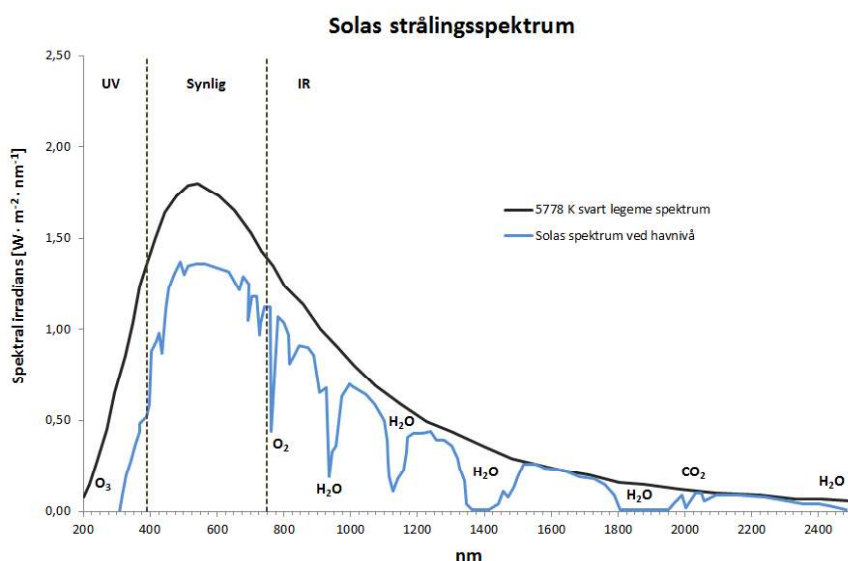
#### 2.2.4 LITT OM FYSIKKEN BAK DE FJERNMÅLTE DATAENE

Kameraet i Landsat er et passivt instrument som måler reflektert sollys fra et område på bakken. Sola har en overflatetemperatur (fotosfæren) på ca. 5778° K og stråler sterkest i den synlige delen av det elektromagnetiske spekteret (Figur 10). Omtrent 50 % av strålingsenergien er i det infrarøde området, 40 % i det synlige og 10 % i det ultrafiolette. Vi ser at synlig lys ligger i området mellom ca. 390 og 750 nm, mens infrarødt lys ligger i området fra 750 nm til 2500 nm. Solstrålene består av fotoner som har både bølgekarakter

og partikkelkarakter og karakteriseres med enten bølgelengden eller frekvensen  $h = c/\lambda$ , der  $c$  er lyshastigheten og  $\lambda$  er bølgelengden. Et foton har energi som er proporsjonal med frekvensen, dvs. fotoner med høy frekvens og kort bølgelengde har større energi enn fotoner med lange bølger og lave frekvenser. Når fotoner treffer en fotoelektrisk detektor overføres energi til materialet i detektoren og det dannes en elektrisk ladning som kan utnyttes for å måle energien i strålingen.

En fotoelektrisk detektor, eller fotodiode, er en monokromatisk lysmåler og den skiller ikke mellom ulike farger eller spektrale bånd, og derfor brukes spektrale filtre, slik at kun fotoner innenfor et spesifisert spektralt bånd slipper igjennom til detektoren. Filtrene sitter på bildebrikken i bildeplanet rett foran detektorene. En pikselflate på bakken avbildes derfor separat i flere detektorelementer i bildeplanet, en for hver kanal. Et glassprisme med et dikroisk filter splitter lyset i to deler, en del med synlig- og nærinfrarødt lys og en del med mellominfrarødt lys, som så sendes til hvert sitt bildeplan med detektorer. Bildeplanet for de mellominfrarøde kanalene kjøles ned til 190° K; det trengs for å redusere støy fra varmestråling i denne delen av spekteret. Detektorelementene sitter på integrerte kretser, CCD eller CMOS, som brukes for avlesing av de fotoelektriske signalene. I ESAs nye Sentinel 2 satellitter blir CMOS-brikker brukt. Detektorelementene sitter tett på sensorbrikkene og flere tusen på en linje dekker til sammen hele satellittens synsfelt, eller «Field of View» (FOV), på tvers av satellittens fartsretning. Slike detektorsystemer kalles «push broom», og brukes på Sentinel 2 og den nye Landsat 8. Tidligere Landsat-satellitter har benyttet et speil foran teleskopet som skanner fram og tilbake og på den måten avbildes hele sporbredde på 185 km.

Som vist i Figur 11 vil satellittens optiske system samle og fokusere reflektert strålingsfluks fra et areal,  $\Delta A$ , på et detektorelement i bildeplanet. Fotonene i strålebunten vil overføre energi til et fotoelektrisk materiale slik at det oppstår en elektrisk ladning i elementet. Dette skjer ved at elektroner som blir truffet av fotoner vil få overført nok energi til å løsrive seg og vandre mot et sjikt i detektoren med positiv ladning. Ladningen akkumuleres over eksponeringstiden, og deretter blir ladningen omgjort til elektrisk spenning,  $U_{inn}$ , forsterket, og så konvertert til et digitalt signal,  $U_{ut}$ , i en analog-til-digital-omformer (A/D-omformer) som sammenligner den analoge inngangsspenningen,  $U_{inn}$ , med en analog referansespenning,  $U_{ref}$ . Den digitale verdien  $U_{ut}$  blir deretter omregnet til energi.



Figur 10. Solas strålingsspektrum ved havnivå (blå strek) og spektrumet til et svart legeme med solas overflatetemperatur på ca. 5778° K (svart strek). Vanndamp i atmosfæren blokkerer solstrålingen i flere bånd i IR-området, og satellittkanalene bruker vinduene rundt 1600 nm og 2200 nm for å måle reflektert lys det mellominfrarøde området.



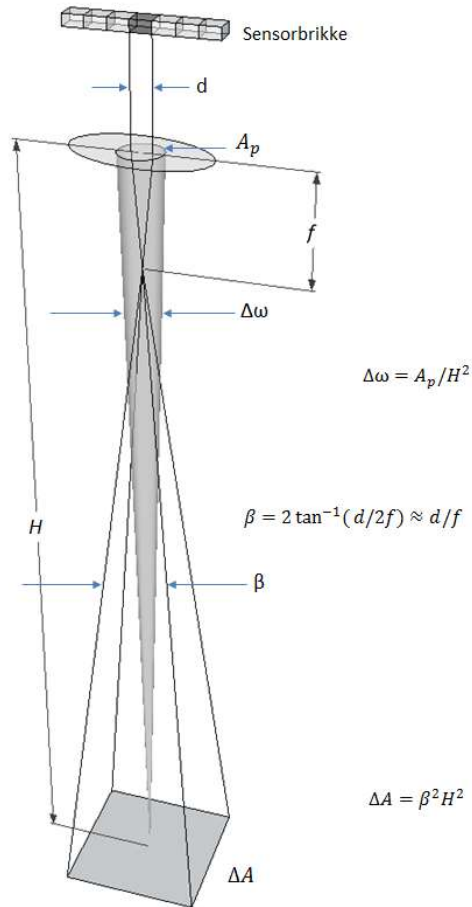
Strålingsenergien,  $Q$ , måles i enheten joule [ $J$ ] og er et mål på hvor mye arbeid strålingen kan utføre. Vi er vanligvis interessert i strålingseffekten («power» på engelsk), dvs. mengden energi som passerer et tverrsnitt per sekund, og strålingsfluksen er definert med  $\Phi = dQ/dt$  [ $J \cdot s^{-1}$ ]. Fluksen er en så sentral størrelse at den har fått sin egen enhet, watt [ $W$ ], og  $1 W$  er definert som  $1 J \cdot s^{-1}$ . I fjernmåling er vi ofte interessert i fluks per arealelement, dvs. flukstettheten, og vi definerer irradians med  $E = d\Phi/dA$  [ $W \cdot m^{-2}$ ]. Irradians beskriver flukstettheten integrert over alle bølgelengdene i solas spekter (Figur 10), mens i fjernmåling er vi ofte interessert i irradiansen over et mye smalere, spektralt bånd, f.eks. blått, grønt eller rødt lys. For å kunne beskrive irradiansen over forskjellige spektrale bånd, bruker vi begrepet spektral irradians ( $E_\lambda$ ), som har enheten  $W \cdot m^{-2} \cdot \mu m^{-1}$  (alternativt  $W \cdot m^{-2} \cdot nm^{-1}$ ). En optisk sensor i et satellittkamera måler elektromagnetiske strålingen innenfor veldefinerte spektrale bånd, og i Tabell 1 og Tabell 5 er de spektrale båndene for kanalene til hhv. Landsat ETM+ og Sentinel 2 MSI beskrevet. Vi ser at i de mellominfrarøde (SWIR) båndene er det mye lavere strålingseffekt fra sola enn i de synlige og nærinfrarøde båndene, noe som også framgår av Figur 10. SWIR-kanalene har derfor bredere bånd enn kanalene i det synlige området av spekteret.

Et optisk system måler stråling gjennom en liten lysåpning. Vi kan tenke oss at et flatelement,  $dA$ , på bakken reflekterer lyset i alle mulige retninger og at kun en liten del går gjennom lysåpningen (blenderåpningen) i teleskopet på satellitten. I geometrisk optikk modelleres lyset med rette linjer, lysstråler, og vi kan tenke oss en kjegle med toppunkt i punktet,  $dA$ , og bunn definert av lysåpningen,  $A_p$ , i et optisk system i et kamera (Figur 11). Kjeglen avgrensner en strålebunt bestående av alle strålene fra punktet,  $dA$ , som går gjennom lysåpningen,  $A_p$ . Jo større lysåpning, dess flere stråler og dermed mer reflektert energi fra punktet,  $dA$ , vil fanges opp av sensorer i kameraets bildeplan. Størrelsen på kjeglen uttrykkes gjennom en romvinkel bestemt av forholdet mellom arealet på lysåpningen,  $A_p$ , og kvadratet av avstanden til punktet,  $dA$ . Enheten er steradian [ $sr$ ].

Fordi effekten som måles av et optisk system også bestemmes av systemets blenderåpning og filterets båndbredde er begrepet spektral radians [ $W \cdot m^{-2} \cdot sr^{-1} \cdot \mu m^{-1}$ ] sentralt innen fjernmåling. Det er definert med

$$L_\lambda \stackrel{\text{def}}{=} \frac{d^3\Phi}{dA \cos \theta d\omega d\lambda},$$

der  $d^3\Phi$  er fluksen [ $W$ ] gjennom et arealelement  $dA$  [ $m^2$ ] innenfor et romvinklelement  $d\omega$  [ $sr$ ] i retningen  $\theta$ , relativ til flatenormalen til  $dA$ , og innenfor en elementær båndbredde  $d\lambda$  [ $\mu m$ ] rundt bølgelengden  $\lambda$ . Spektral radians er altså fluks per kvadratmeter projisert areal i stråleretningen, per steradian og per mikrometer bølgelengde.



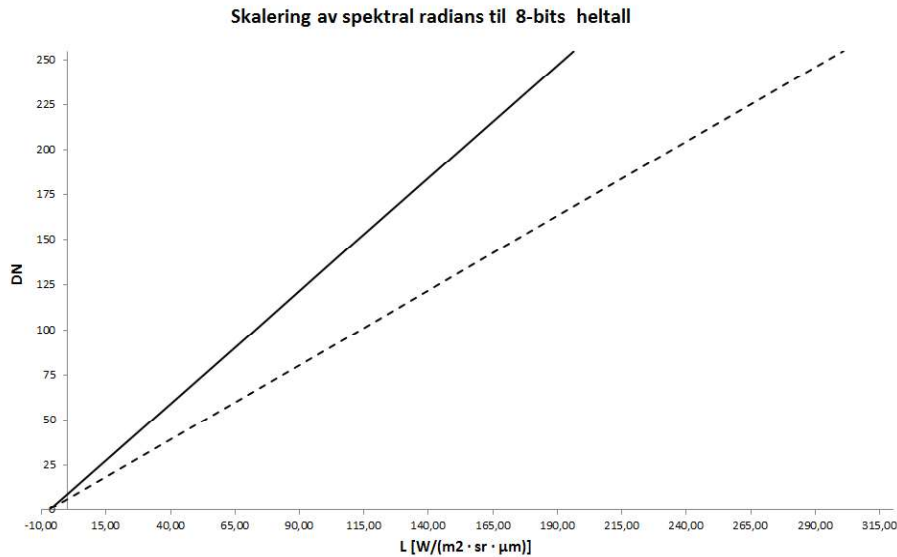
Figur 11. Satellittens optiske system skjematisk illustrert. Fotavtrykket eller pikselstørrelsen,  $\Delta A$ , er bestemt av vinkelen  $\beta$ , også kalt «Instantaneous Field of View» (IFOV), og høyden  $H$  over bakken. IFOV er bestemt av dimensjonen,  $d$ , på et detektorelement og brennvidden  $f$  til teleskopet. Hvert punkt,  $dA$ , i  $\Delta A$  reflekterer sollyset i alle mulige retninger, inkludert mot satellitten. Hvor mye av denne strålingen som fanges opp av detektorelementet bestemmes av romvinkelen  $\Delta\omega$ , som er en funksjon av størrelsen på lysåpningen  $A_p$  (aperturblednen) i objektiv og  $H$ . For Landsat er  $H = 705$  km, IFOV =  $42,5 \mu\text{m}$  og  $\Delta A = 30 \text{ m} \times 30 \text{ m}$ . En detektor har dimensjonen  $0,103632 \text{ mm}$  og mottar stråling i  $9,6 \mu\text{sek}$ . Brennvidden,  $f$ , til teleskopet er  $243,8 \text{ cm}$ .

Radians korresponderer med begrepet lysstyrke eller lystetthet («brightness» på engelsk), og fra en perfekt diffus overflate, som ser like lys ut fra alle observasjonsvinkler, vil radiansen være konstant. Mange naturlige overflater har tilnærmet diffus refleksjon, mens skog vil reflektere mer i samme retning som sollyset kommer fra («hotspot») fordi skyggene som trærne kaster blir skjult i denne retningen.

Den elektriske spenningen som måles av et detektorelement er proporsjonal med mottatt strålingsenergi, og kan regnes om til spektral fluks med  $\Phi_\lambda = kU_{ut}$ , der  $k$  er en kalibreringskonstant. Fluksen kan så omregnes til spektral radians,  $L_\lambda$ , med:

$$\phi_\lambda = L_\lambda \Delta\omega \Delta A \cos \theta = \frac{L_\lambda (\beta H)^2 A_p \cos \theta}{H^2} = L_\lambda \beta^2 A_p \cos \theta$$

$$L_\lambda = \frac{\phi_\lambda}{\beta^2 A_p \cos \theta}$$



Figur 12. Radians omregnes til 8-bits heltallsverdier (DN) i Landsat-produktene L1G og L1T. Brukeren kan regne om fra DN-verdier til radiansverdier ved å bruke parametere som oppgis i et metadatasett som følger bildedataene. Landsat kan prosessere data med bruk av to ulike modus L og H («low and high gain»). Heltrukket linje angir funksjonen når H-modus er brukt og stiplede linje når L-modus er brukt. H-modus brukes over mørke scener med lav albedo som f.eks. områder dominert av skog.

Radiansverdier blir omregnet og lagret som heltallsverdier (DN-verdier). I Figur 12 vises to funksjoner som representerer to ulike modi til A/D-omformeren, en for mørke scener med lav albedo og en for lyse scener med høy albedo. Vi ser av figuren at en DN-verdi på 200 tilsvarer spektral radians på enten 155 eller 235  $\text{W} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{sr}^{-1} \cdot \mu\text{m}^{-1}$  avhengig av hvilken av de to funksjonene som ble brukt. Informasjon om dette og omregningsparametere oppgis i et metadatasett som følger med et satellittbilde.

For å knytte radiansverdiene til en fysisk egenskap ved objektene på bakken, må spektral radians målt ved satellitten regnes om til spektral reflektans,  $\rho(\lambda)_{sat}$ , med formelen:

$$\rho(\lambda)_{sat} = \frac{\pi L_{\lambda}}{(E_{\lambda,s} \cos \theta_z) / d^2}$$

der  $d$  er avstanden til sola (målt i astronomisk enhet (AU)),  $E_{\lambda,s}$  spektral irradians fra sola [ $\text{W} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \mu\text{m}^{-1}$ ] og  $\theta_z$  solas senitvinkel.  $\rho(\lambda)_{sat}$  er en dimensjonsløs størrelse og uttrykker forholdet mellom innkommende spektral irradians fra sola,  $E_{\lambda,s} \cos \theta_z / d^2$ , og reflektert spektral eksitans,  $M_{\lambda,r} = \pi L_{\lambda}$ , fra objektene på bakken. Det er ikke tatt hensyn til effekten av atmosfæren i modellen, og  $\rho(\lambda)_{sat}$  gjelder ved toppen av atmosfæren. Atmosfæren påvirker strålingen ved å spre og absorbere stråling avhengig av bølgelengden. Ved å ta hensyn til dette kan spektral reflektans ved bakken beregnes med formelen

$$\rho(\lambda) = \frac{\pi(L_{\lambda} - L_{\lambda,d})d^2}{T_{\lambda,v}(E_{\lambda,s} \cos \theta_z T_{\lambda,z} + E_{\lambda,a})}$$

hvor  $L_{\lambda,d}$  er spektral radians fra atmosfæren (forårsaket av dis) i retning satellitten,  $T_{\lambda,z}$  andel solstråling som når ned til bakken,  $T_{\lambda,v}$  andel reflektert solstråling som når opp til satellitten og  $E_{\lambda,a}$  spektral irradians fra atmosfæren ned på bakken. Parameterne  $T_{\lambda,v}$ ,  $T_{\lambda,z}$  og  $E_{\lambda,a}$  må enten måles, beregnes i modeller eller beregnes ut fra bildedataene. Når vi har beregnet den spektrale reflektansen,  $\rho(\lambda)$ , har vi et uttrykk for en fysisk egenskap ved bakken og data fra flere opptak med ulik dato kan dermed sammenlignes.

Topografisk variasjon gir variasjon i solas innstråling, noe som fører til at helninger som vender mot sola får høyere strålingstetthet, irradians [ $\text{W} \cdot \text{m}^{-2}$ ], enn helninger som vender bort fra sola. Dette fører til at satellitten måler høyere radiansverdier fra solvendte flater enn fra

andre terrengflater. Dette gir uønsket variasjon i de beregnede reflektansverdiene og må korrigeres. Det fins mange ulike modeller for topografisk korreksjon, men felles for de fleste er at det korrigeres for ulik irradians fra sola. Lyset fra sola når jorda som parallelle stråler, og strålingstettheten på en flate avtar med cosinus til vinkelen,  $i$ , mellom solstrålene og flatenormalen:

$$E_{\text{flate}} = E_s \cos i$$

Vinkelen,  $i$ , kan beregnes med:

$$i = \cos \alpha \cos \theta_z + \sin \alpha \sin \theta_z \cos(\varphi_a - \varphi_t),$$

der  $\alpha$  er flatens helningsvinkel,  $\varphi_t$  flatens asimutvinkel  $\theta_z$  solas senitvinkel og  $\varphi_a$  solas asimutvinkel.

Radiansen fra en flate som er horisontal kan uttrykkes med:

$$L_H = \frac{1}{\pi} \rho (E_s \cos \theta_z + E_a)$$

hvor  $\rho$  er reflektansen til flata og  $E_a$  er diffust stråling fra atmosfæren ned på flata (andre symboler samme betydning som før). Radiansen  $L_T$  for en flate der solas innfallsvinkel er  $i$  beskrives med samme formel der vinkelen  $\theta_z$  erstattes med  $i$ . Forholdet mellom de to radiansverdiene er:

$$\frac{L_H}{L_T} = \frac{\rho_H}{\rho_T} = \frac{E_s \cos \theta_z + E_a}{E_s \cos i + E_a} = \frac{\cos \theta_z + E_a/E_s}{\cos i + E_a/E_s} = \frac{\cos \theta_z + c}{\cos i + c}$$

Hvis vi ser bort fra effekten av diffus innstråling fra atmosfæren, så får vi

$$\rho_H = \rho_T \frac{\cos \theta_z}{\cos i}.$$

Vi kan altså korrigere reflektansverdier ved å bruke formelen over, som kalles cosinuskorreksjonen. Den overkorrigerer verdier for flater som har en stor innfallsvinkel fordi nevneren  $\cos i$  da går mot null. Bruk av parameteren  $c = E_a/E_s$  vil redusere problemet fordi det da tas hensyn til diffus innstråling og en unngår dermed problemet med en nevner som går mot null. Med bruk av parameteren  $c$  kalles modellen for c-korreksjonen. I SAT-SKOG har vi brukt en variant av denne korreksjonen kalt SCS-korreksjonen (sun-canopy-sensor korreksjon):

$$\rho_H = \rho_T \frac{\cos \theta_z \cos \alpha + c}{\cos i + c}.$$

Multiplikasjon med  $\cos \alpha$  skal korrigere for det faktum at trær vokser geotropisk, dvs. veksten retter seg etter gravitasjonsretningen. Metoden normaliserer arealet med solbelyste trekroner (Soenen et al. 2005), mens cosinus- og c-korreksjonen normaliserer irradiansen fra sola.

I SAT-SKOG har vi så langt kun brukt DN-verdier i beregningene. I de nærmeste årene vil det komme nye satellitter, bl.a. Sentinel 2 og Landsat 8, som vil gi mye bedre dekning med optiske satellittdata enn vi har til nå. Det vil gi gode muligheter for tidsserieanalyser og endringsdeteksjon, og for å kunne oppdage små endringer kreves korrigerende atmosfærens innvirkning på målingene, og omregning til refleksjonsverdier, som beskrevet over, vil derfor bli nødvendig.

### 3. EKSEMPLER PÅ ANVENDELSER

SAT-SKOG er et kart over skogressurser på et overordnet nivå og er ikke laget for bruk på et detaljert nivå på eiendommer og enkeltbestand. Styrken til produktet er at det gir en enhetlig oversikt over skogressursene slik at store områder lett kan analyseres og sammenlignes. Brukeren får raskt oversikt over ulike skogtyper og hvordan alders- og volumklasser fordeler seg over landskapet. I det følgende gis noen eksempler på brukere og brukerbehov.

#### 3.1 Fylkesmannen

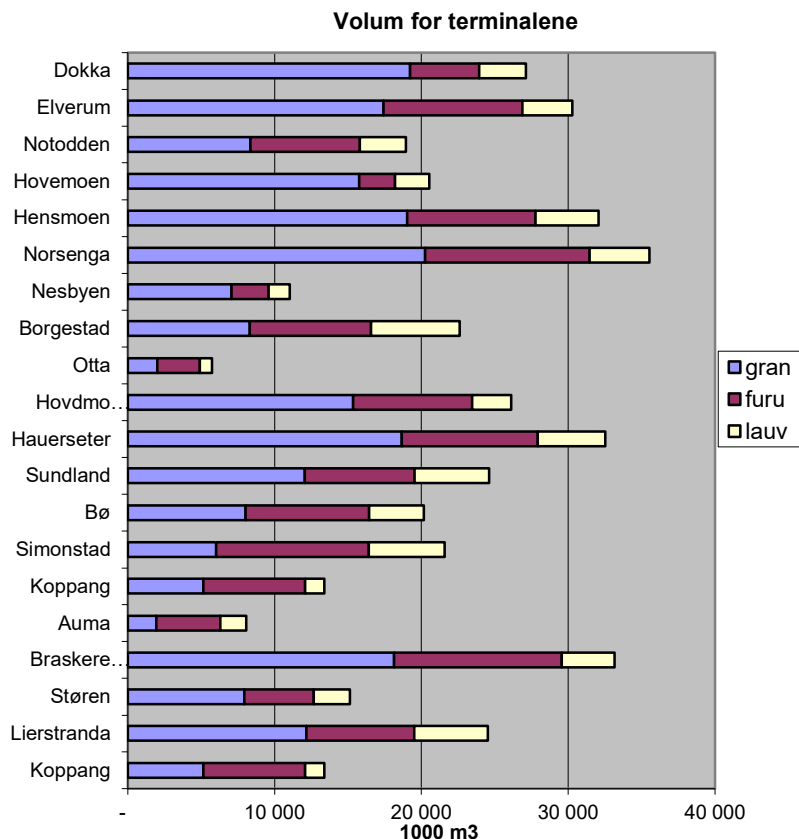
Fylkesmannen skal bidra til at skogressursene forvaltes for et langsiktig økonomisk og økologisk bærekraftig skogbruk. Han styrer blant annet tilskuddsmidler til skogskjøtsel, bygging av skogsbilveier og utarbeidelse av skogbruksplaner. Den årlige tilveksten i norske skoger er mye høyere enn den årlige hogsten på ca. 10 millioner kubikkmeter, og for å sikre skognæringen tilgang på norsk tømmer har det vært en prioritert oppgave å støtte tiltak som kan øke hogsten. Når nye planer for skogsbilveier lages trengs det god oversikt over hvor de tilgjengelige skogressursene er lokalisert, og temakart fra SAT-SKOG, sammen med terrengmodellen DTM og bonitetskart, har vist seg nyttige som støtteverktøy i arbeidet hos Fylkesmannen (R Kjær 2010, pers. comm.).

#### 3.2 Brann og redningstjenesten

Brann og redningstjenesten i fylkene trenger et beslutningsverktøy som kan gjøre risikoanalyser ved skogbrann. I tillegg til terreng og værforhold som vind og temperatur, er det viktig å ha informasjon om skogressursene og hvor ulike skogtyper er lokalisert i landskapet. Alder, treslag og volum er viktige egenskaper for risikoanalysen og gir informasjon om hvor de største verdiene er lokalisert og hvordan en skogbrann vil kunne utvikle seg i de nærmeste minutter og timer. SAT-SKOG gir en heldekkende og enhetlig informasjon om skogressursene som er svært nyttig for brannvesenet i både planlegging og slukningsarbeid. Direktoratet for samfunnssikkerhet og beredskap (dsb) har laget en kartinnsynsløsning med digitale kart fra mange etater for å kunne se mange faktorer i sammenheng, og under temaet Brann og brannvesen ligger temaene «alder» og «treslag» implementert fra WMS-tjenesten SAT-SKOG.

#### 3.3 Ressursanalyser

Skog og landskap har utført en ressursanalyse for Statens landbruksforvaltning (SLF) i forbindelse med utredningsarbeidet til Nasjonal transportplan 2010-19. SAT-SKOG ble brukt for å lage statistikk over tømmerressursene rundt 20 jernbaneterminaler i Østlandet og Midt-Norge (Figur 13). Det er beregnet at ca. 1,7 millioner kubikkmeter tømmer og flis transporteres på bane i 2010. Dette kvantumet tilsvarer omtrent 49 000 vogntoglass. Langtransport på bane gir mange fordeler, bl.a. mindre klimagassutslipp, færre trafikkulykker og bedre økonomi. Det er derfor en viktig prioritering i Nasjonal transportplan 2010-19 å øke andelen langtransport av trevirke på bane, og for å kunne øke kapasiteten må NSB bygge ut terminaler for omlasting fra bil til bane. Nye side- og dobbeltspor trengs for å kunne bruke lengre togsett.



Figur 13. Figuren viser volum totalt og fordelt på treslag på en sirkelflate (radius 35 km) rundt 20 ulike jernbaneterminaler.

Et tilsvarende prosjekt har blitt gjennomført av SINTEF og Skog og landskap for å beregne lokale skogressurser som grunnlag for lokalisering av kaianlegg. Langs kysten er det en gevinst å hente i å øke transporten med båt, og utbygging av kai-terminaler for omlasting av tømmer er nødvendig. For å utrede og planlegge lokaliseringen av nye terminaler trengs det oversikt over hvor skogressursene er lokalisert. En optimal lokalisering av nye og oppgraderte terminaler krever oversikt over fordelingen av treslag og volum og avstand til eksisterende og potensielle terminaler. En utfordring i prosjektet var å beregne hogstkvantum i kommunene langs kysten med rimelig sikkerhet og med et sammenhengende datasett som anvender samme beregninger over hele landet. SAT-SKOG er per i dag det eneste datasettet som gir en sammenhengende beskrivelse av skogsituasjonen.

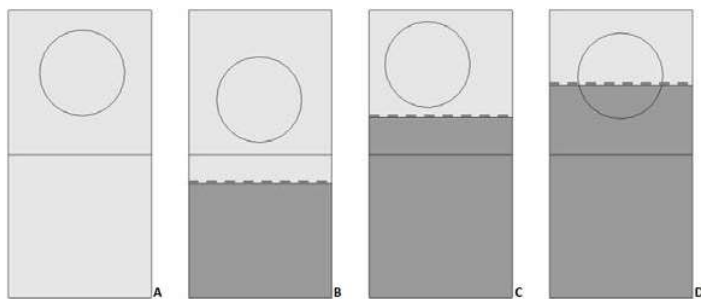
Den nye naturmangfoldloven medfører at Staten har et erstatningsansvar overfor grunneiere med eiendommer innenfor Nasjonalparker (NP) og Landskapsvernområder (LVO) vernet etter 2001. Når et skogareal er vernet kan ikke skogeieren ta ut tømmer og lider dermed et økonomisk tap som skal erstattes. For å fastsette erstatningssummen gjøres som regel beregninger ut fra skogbruksplaner eierne har selv eller fra nyregistreringer. NP'er og LVO'er ligger som regel i høyereliggende områder med lave boniteter og lavt volum og det fins ofte ingen skogbruksplaner for områdene. Det vil være uforholdsmessig dyrt å utføre en fullskala skogregistrering i slike marginale områder, og for å gjøre en grov vurdering av erstatningsbeløpet har Norges Skogeierforbund brukt SAT-SKOG, som har vært til stor nytte da statistikk for både treslag og volum for eiendommene kan beregnes.

## 4. BETRAKTNINGER RUNDT USIKKERHET OG BEGRENSNINGER

### 4.1 Begrensninger i kNN-metoden

Arealet til ei prøveflate fra Landsskogtakseringen ( $r = 8,92$  m) utgjør ca. 28 % av arealet til en Landsat-piksel på  $30 \times 30$  m. I Figur 14 illustreres fire prøveflater, tilhørende piksler og en bestandsgrense. Gråtonene illustrerer ulike verdier for en skogvariabel, f.eks. volum. I tre tilfeller ligger prøveflata nær en bestandsgrense (B, C og D). I C og D ligger prøveflata nær en bestandsgrense og tilhørende piksel er en blandet piksel, dvs. en piksel som dekker arealer med svært ulik skogsituasjon. I D er prøveflata i tillegg delt mellom to bestand. Blandete piksler fører til svakere sammenhengen mellom de spektrale variablene og skogvariablene, og det blir større spredning i pikselverdiene for en gitt volumverdi når andelen blandete piksler øker. I tillegg vil feil i lokaliseringen av prøveflatene og pikslene bidra til svakere sammenheng. Geometrisk nøyaktighet på 0,5 GSD er vanlig for satellittbilder som er ortokorrigert med bruk av bakkekontrollpunkter (GCP). Landsat har en GSD på 30 m, og nøyaktigheten vil da typisk være på 15 m ( $2\sigma$ ). Posisjonen til prøveflatene er bestemt med bruk av et satellittnavigasjonssystem (GPS), og 95 % av flatene har en feil under 5,8 m. Med feil i koordinatene til prøveflatene og/eller pikslene vil en andel av prøveflatene få tilordnet feil piksel (feilregistrering), og i figuren illustreres disse med den nedre raden med piksler. I situasjon A, der pikselen under dekker et areal som er lik arealet i den aktuelle pikselen, så vil ikke feilregistreringen ha stor effekt på sammenhengen mellom variablene, mens i de tre andre situasjonene vil den det, og i situasjonene B, C og D ser vi at en piksel som representerer en annen skogsituasjon vil registreres til prøveflata. En skog med mange små bestand vil ha mange bestandsgrenser, noe som fører til mange blandete piksler og dermed en svakere sammenheng mellom variablene.

Feltdata og billedata er fra ulike tidspunkt, noe som også vil føre til svakere sammenhengen mellom skogvariablene og de spektrale variablene. I løpet av en femårsperiode blir alle prøveflatene feltmålt og et bilde tatt opp midt i perioden er optimalt, og det betyr at referansedataene kan være samlet inn to år før eller to år etter bildeopptaket. Problemer med skydekke kan føre til at bilder fra et annet år enn det optimale må brukes, noe som vil føre til større tidsforskjell mellom datasettene. Avvirking av trær på prøveflater i tidsrommet mellom bildeopptak og feltmålinger vil gi avvikende referanseflater, og hvis ikke disse oppdages og utelates, vil det føre til større feil i kNN-prediksjonene.

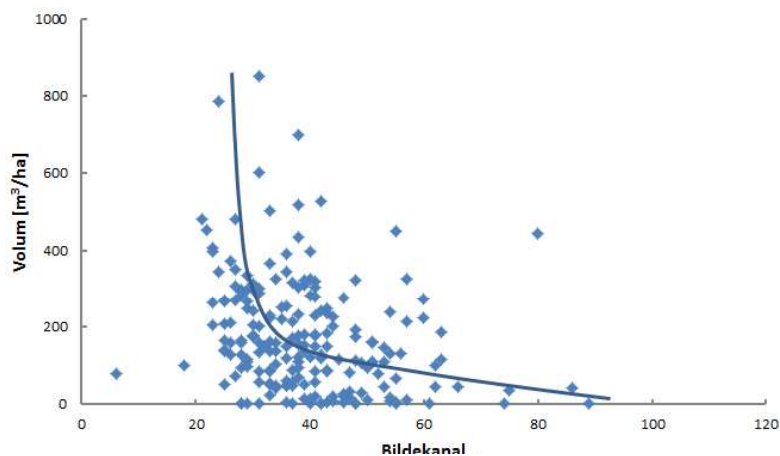


Figur 14. Illustrasjon av åtte  $30 \times 30$  m piksler og fire prøveflater ( $r = 8,92$  m). Gråtonene symboliserer ulike bestand eller arealer, og i tre av tilfellene er prøveflatene nær en bestandskant (B, C og D). I C og D ligger prøveflatene i en blandet piksel og i D er prøveflaten i tillegg delt mellom to bestand. Ved feil i horisontal posisjonering (geometrisk feil) av prøveflatene og/eller pikslene kan prøveflatene bli tilordnet feil piksel, her illustrert med de fire nederste pikslene. Dette vil svekke sammenhengen mellom billedata og feltmålte skogdata.

Trotter et al. (1997) testet kNN-modellen på en plantasjeskog og fant at sammenhengen mellom data fra Landsat TM og volum var svak, men signifikant, og med  $R^2$ -verdier rundt 0,3. For kNN-prediksjoner, fant de en RMSE på  $100 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ , mens for volumestimerer for arealer rundt 40 ha fant de en RMSE på  $46 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ . I Figur 15 vises sammenhengen mellom TM5



og volum fra et datasett over Østlandet. For en gitt verdi i TM5 er det stor spredning i volumverdier og sammenhengen når relativt tidlig en metning. Metningen og spredningen fører til lav presisjon i kNN-prediksjonene, dvs. stor tilfeldig feil, og typiske verdier er fra 60 til  $100 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$  (80 til 100 %).



Figur 15. Spredningsplott av TM5 mot totalt volum [ $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ ]. Kurven er tegnet inn for å illustrere metningstendensen i sammenhengen mellom bildedata og volum.

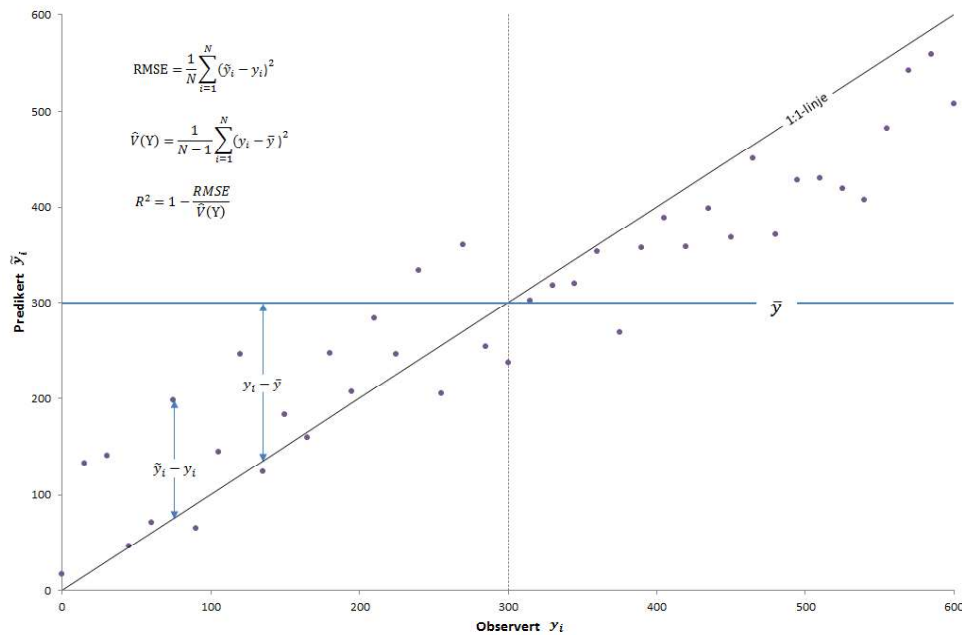
kNN-modellen predikerer verdier basert på en vektet sum av de  $k$  nærmeste referansepikslene, og prediksjoner på pikselnivå er derfor forventningsskjev fordi ingen prediksjoner for volum kan være større (mindre) enn den største (minste) volumverdien i referansedatasettet. Prediksjonene har en tendens til å nærme seg middelveien, en såkalt «regresjon mot middelvei»-effekt (Figur 16).

kNN-modellen er også sårbar når målpiksler ikke er tilstrekkelig representert i referansedatasettet. Modellen kan ikke ekstrapolere verdier, slik f.eks. en regresjonsmodell kan, og vil bruke de nærmeste verdiene i referansedatasettet. Dette er også en kilde til bias (Magnussen et al. 2010b). I Figur 17 illustreres forskjellen mellom kNN-modellen og en regresjonsmodell. Figuren viser en målpiksel med pikselverdi på 60 og hvordan de to modellene predikerer volumverdien. Regresjonsmodellen interpolerer en verdi i området mellom 40 og 100, et intervall der det ikke fins referansepikslar, mens kNN-modellen søker etter de nærmeste (i dette tilfellet to nærmeste) referansepikslene utenfor intervallet og baserer prediksjonen på disse.

Erfaringer fra Finland viser at kNN-estimerer for store områder, spesielt for volum fordelt på treslag, kan ha bias når arealet inkluderer ulike vegetasjonssoner med ulike treslagssammensetning. Dette forklares med at sammenhengene mellom de spektrale variablene fra bildedataene og skogvariablene fra prøveflatene ikke er en *en-til-en* avbildning (injektiv funksjon). En injektiv funksjon kan uttrykkes matematisk med:  $\forall y_1, y_2 \in V_y: y_1 \neq y_2 \Rightarrow x(y_1) \neq x(y_2)$ , som betyr at for alle tallpar  $(y_1, y_2)$ , der begge er elementer i  $V_y$ , verdien til  $x$  for  $y_1$  er forskjellig fra  $y_2$ , så vil funksjonsverdiene  $x(y_1)$  og  $x(y_2)$  også være forskjellige. Når funksjonen ikke er injektiv, så kan altså  $x(y_1) = x(y_2)$ , og det betyr at en og samme verdi for  $x$  kan representere to ulike verdier for  $y$ , f.eks. to ulike verdier for volum.

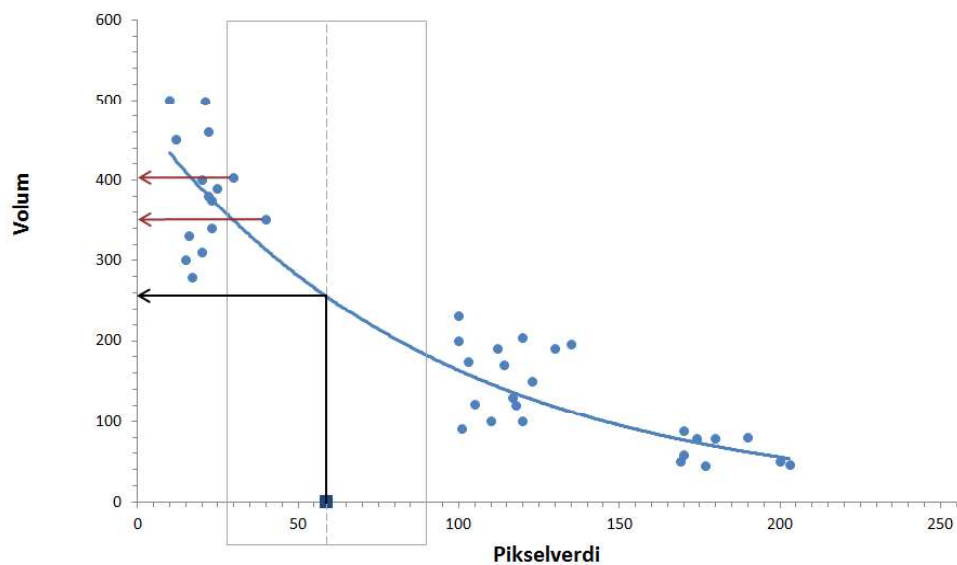
Med bias og lav presisjon er det ikke mulig å få en konsekvent høy nøyaktighet i kNN-prediksjoner på pikselnivå, men for større områder, hvor en summerer mange kNN-prediksjoner, vil nøyaktigheten til kNN-estimatene øke med arealet. Erfaringer har vist at dette er tilfelle når referansedatasettet er stort og representativt for populasjonen av målpikslar (Magnussen et al. 2009). I Figur 18 vises resultatene, publisert av Tomppo et al. (2008), fra tre ulike undersøkelser i Sverige og Finland der nøyaktigheten til kNN-estimerer

av totalt volum [m<sup>3</sup>/ha] har blitt testet. En ser at den relative feilen (RMSE %) synker med størrelsen på arealet som estimeres.

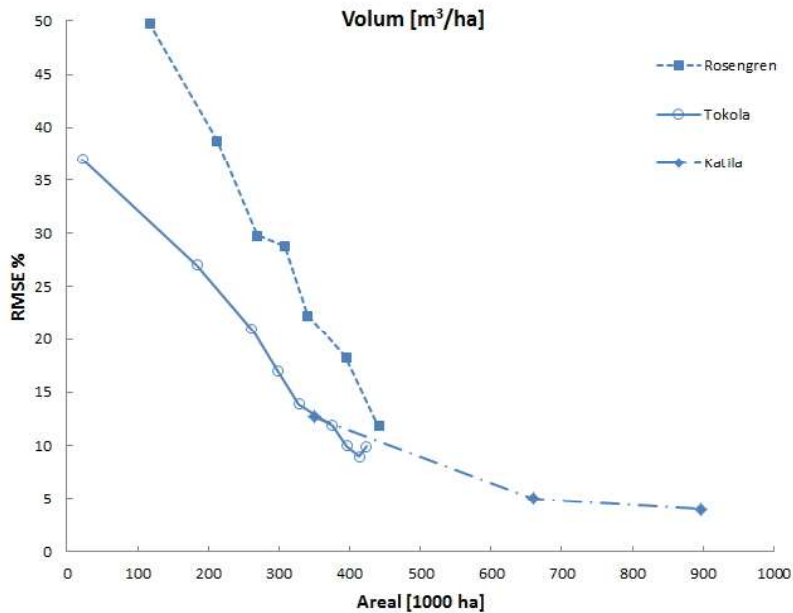


Figur 16. kNN-modellen har en tendens til å overvurdere relativt lave verdier og undervurdere relativt store verdier, og beregnet verdi tenderer til å nærme seg middelveien  $\bar{y}$  i referansedatasettet. Jo større verdi for parameteren  $k$  som brukes, dess sterkere er denne effekten av «regresjon mot middelveien.» Mens RMSE forteller hvor nøyaktig prediksjonene er, forteller  $R^2$  hvor stor del av variasjonen i  $y$  som kNN-modellen kan forklare.

### Målpiksel predikert med regresjon og kNN



Figur 17. Illustrasjonen viser hvordan en målpiksel med ukjent volum (firkant) predikeres med en regresjonsmodell og kNN-modellen. Referansepikslene er vist som blå sirkler. Svart pil illustrerer prediksjonen basert på regresjonsmodellen, mens røde piler viser de to nærmeste referansepikslene som kNN-modellen, med  $k = 2$ , vil bruke for å predikere volum for målpikselen. Det grå rektangelet illustrerer hvordan kNN-algoritmen søker etter nærmeste naboer.



Figur 18. Testresultater som viser relativ feil (RMSE %) i totalt volum [ $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ ] fra tre ulike forsøk i Sverige og Finland med kNN-modellen (data fra Tomppo et al. 2008). Feilen i estimatene synker med størrelsen på arealet.

Som vi har sett i kapittel 2.2.4, så er den grunnleggende fysiske størrelsen som måles med et fjernmålingsinstrument spektral radians. En fundamental målsetting i analysen av fjernmålte data er å tolke de avbildete objektene på bakken, enten deres identitet eller tilstand. Matematisk kan fjernmålingsproblemet uttrykkes med:

$$X = f(Z; u, Y),$$

der  $Z$  er en tilstandsvektor,  $u$  en vektor som beskriver ytre påvirkninger,  $Y$  en vektor med underliggende biofysiske egenskaper og  $X$  en vektor med radiansmålinger.  $Y$  representerer f.eks. variabler som volum, biomasse, høyde, grunnflate og treslag. Disse variablene påvirker tilstanden  $Z$  som beskriver hvordan innstråling fra sola (irradians) fordeler seg i vegetasjonssjiktene gjennom spredning av lyset mellom de ulike sjiktene.  $X$  er observasjonen av strålingen som til slutt kommer ut fra toppen av vegetasjonen, dvs. det øverste sjiktet med vegetasjon. En viss andel av denne radiansen består av radians fra skogbunnen.  $u$  representerer alle eksterne faktorer, alle utenom  $Y$ , som er med å påvirke  $Z$ , som f.eks. topografisk variasjon, variasjon i fuktighet og skygge fra terreng og skyer. Topografisk normalisering bidrar til å korrigere for de eksterne faktorene.

I fjernmålingsproblemet søker vi en funksjon  $g: X \rightarrow Y$ , dvs. en invers funksjon til  $f: Y \rightarrow X$ . Problemet er at  $f$  som regel ikke er en *injektiv* funksjon, dvs. den avbilder ikke fra mengden  $Y$  til mengden  $X$  i et *en-til-en* forhold: flere  $Y$ -verdier kan avbildes til en og samme  $X$ -verdi. Det gir et problem med den inverse avbildningen, fra  $X$  til  $Y$ : for en gitt  $X$ -verdi vil det eksistere flere ulike  $Y$ -verdier. Vi kan bøte på noe av problemet ved å korrigere for effekten av eksterne faktorer, som bidrar til å gjøre problemet større, og siling av referansedatasettet ved å bruke informasjon fra bonitetskartet, geografisk avstand fra målpikselen og referansepikslene og høydeforskjell mellom målpikselen og referansepikslene. Men det er også problemer med metning og ikke-lineær sammenheng mellom  $X$  og  $Y$ . Når kronetaket lukkes, og dekningsgraden er 100 %, så vil endring i radiansverdier flate ut.

## 4.2 Begrensninger i grunnlagsdata

Fra AR5 avledes det to datasett som brukes i produksjonen av SAT-SKOG: en skogmaske og et bonitetskart. Ajourføring av AR5 foregår først og fremst i områder der det er dyrka mark, hvor grensene mot andre areal typer må justeres pga. arealbruksendringer, og tregrensa mot

snaumarksarealer i fjellet blir ikke ajourført. AR5 er basert på markslagsdelen i Økonomisk kartverk (ØK), og kartleggingen av markslag ble i mange tilfeller avsluttet langs en kartbladlinje og ikke fullført helt opp til alpine områder. Skogmaska fra AR5 må derfor suppleres med skogmaska i N50 Kartdata. For de supplerte områdene settes bonitetsklassen til impediment, dvs. uproduktivt skogareal. Tidlig i produksjonsprosessen ble ikke N50 Kartdata brukt, og SAT-SKOG vil derfor i noen områder ikke dekke alt skogareal.

Boniteringen i AR5, som også er basert på markslagsdelen i ØK, blir heller ikke ajourført, og boniteringen er i noen tilfeller usikker. Dette kan medføre at SAT-SKOG vil under- eller overestimere et område fordi den vil tendere til å velge prøveflater i feil bonitetsklasse når målpiksler predikeres. På Vestlandet er boniteringen i AR5 basert på potensiell bonitet og angir hva bonitetsklassen ville vært hvis det vokste gran. Dette har gitt problemer i den automatiske tolkingen og løsningen har vært å ikke bruke bonitetskartet for Vestlandet.

I områder på Vestlandet og i Nord-Norge kan antallet prøveflater innenfor et satellittbilde være relativt lavt og noen skogtyper, f.eks. plantefelt med gran, kan derfor bli dårlig representert og få relativt stor usikkerhet i prediksjonene. For at metoden skal fungere optimalt viser studier (Katila og Tomppo 2001) at det trengs mellom 800 og 1200 prøveflater for å dekke alle ulike kombinasjoner av egenskaper i skogen og minimalisere feilen i volumprediksjoner. For hele landet har Landsskogtakseringen ca. 16 000 prøveflater under barskoggrensa og av disse ligger ca. 11 000 i skog, hvorav ca. 8700 i produktiv skog. Et Landsat-bilde, med et areal på 185x180 km<sup>2</sup>, dekker ca. 3700 prøveflater, og hvis andelen skog er 25 %, så vil det være ca. 925 prøveflater på skogmark innenfor bildedekningen.

### **4.3 Tidspunkt for bildeopptak**

Det kan gå flere år mellom hver gang en får tilnærmet skyfrie opptak over enkelte områder i Norge, og det kan medføre at en i noen tilfeller må bruke opptak fra slutten av august og begynnelsen av september. Pga. lav solvinkel på denne tiden av året (Figur 4) vil det medføre relativt store problemer med terrengskygge og lav innstråling, noe som bidrar til svakere sammenheng mellom bildedata og volum og dermed mindre nøyaktige estimater. Områder i terrengskygge vil ha den aller laveste nøyaktigheten, og her vil også estimatet av treslag bli relativt usikkert. Nordvestvendte fjell- og dalsider som er skyggelagt under bildeopptaket, vil kunne bli tolket som grandominert fordi de blir mørke i bildet og dermed ligner på granskog, som framstår som mørk i bildene pga. trekronenes kraftige skyggevirking.

### **4.4 Belysningskorreksjon**

Landskap med store terrengformer vil ha svært ulik innstråling (irradians), siden den avtar med cosinus til innfallsvinkelen (Figur 5). Innstrålingen er følgelig på et maksimum på en terrengflate der flatenormalen er parallell med solstrålene og null når flatenormalen er 90 grader eller mer på solstrålene. Belysningskorreksjonen prøver å fjerne denne variasjonen og normalisere innstrålingen tilsvarende et horisontalt terreng. Strålingsmodellen som brukes er en idealisering av virkeligheten og tar ikke hensyn til alle faktorene som spiller inn, og korreksjonen vil derfor ikke kunne fjerne all variasjon som skyldes terrengformene og dermed vil virkningen av terrengformene påvirke den automatiske tolkingen noe. Det ideelle er at all variasjon i bildet skyldes variasjon i skogforholdene og ikke andre faktorer.

### **4.5 Eksempler på håndtering av usikkerhet i SAT-SKOG**

I kaiterminal-prosjektet ble beregninger av tilgang på tømmer basert på modeller som beskriver sannsynlighet for hogst ut fra historisk avvirkningsstatistikk. Sannsynligheten er beregnet ved å benytte informasjon om driftsveilegde, bonitet, terrenghelling, stående kubikkmasse og alder på skogen. Avhengig av hvilken informasjon man har tilgjengelig, vil beregningene for de enkelte kommunene ha større eller mindre usikkerhet knyttet til seg. Erfaringene fra prosjektet viser at det bl.a. kan oppstå systematiske effekter, som for eksempel at volumet i granskog på høy bonitet på Vestlandet ser ut til å underestimeres i

SAT-SKOG. For enkelte kommuner er data fra SAT-SKOG ufullstendig pga. av skydekke, og i slike tilfeller ble andre datakilder benyttet, f.eks. historiske avvirkningsdata.

Før man kan bruke beregninger basert på SAT-SKOG, trengs en lokal kvalitetssikring. Usikkerheten er knyttet til hvor nøyaktige beregningene er og om de kan sammenlignes med beregninger fra skogbruksplandata, som i utgangspunktet det beste lokale datagrunnlaget man har. Men det er langt fra alle kommuner langs kysten som har skogbruksplaner. Det ble derfor valgt å basere beregningen av avvirkningskvantum på SAT-SKOG, men for å kvalitetssikre beregningene ble hogstprognosene basert på SAT-SKOG sett i sammenheng med skogbruksplandata. Hensikten var å justere hogstprognosene til hva man mener er så realistisk som mulig, samt å bidra til en forståelse hos brukerne hvilken usikkerhet det er knyttet til SAT-SKOG. Prosjektet har gitt konkrete forslag til hvor kaianlegg bør lokaliseres og hvilke tømmerkvantum man kan forvente og som kan bidra til å forsvare en eventuell investering.

Kystskogbruket har også behov for effektive og godt planlagte skogsveier som grunnlag for å skape lønnsomhet for den enkelte skogeier og bedre lønnsomhet i verdikjeden videre i skognæringen. Fylkesmannen skal derfor bistå kommunene i å få utarbeidet hovedplaner for skogsvei i alle kommunene. Planene skal omfatte vedlikehold, modernisering og utbygging av skogbrukets infrastruktur. Hovedplan for skogsveier er en overordnet planlegging som inneholder oversikt over skogressursene, terreng og annen arealbruk hvor en søker å lage en felles planløsning for utbygging av et rasjonelt skogsveinett.

Arbeidet med hovedplaner i Kystskogbruket baserer seg på eksisterende digitale skogbruksplandata og SAT-SKOG som grunnlag for å estimere virkestilgangen langs kysten, knyttet til både planlagte og etablerte skogsveier. Det var i denne sammenheng viktig å få etablert en sentral database for planlagte skogsveier med tilhørende ressursgrunnlag og funksjoner slik at resultatene av kommunenes arbeid med hovedplaner for skogsveier kan etableres standardisert i en nasjonal database. Lønnsomheten av en skogsvei er avhengig av skogressursen i veiens dekningsområde, og databasen må derfor inneholde informasjon om både eksisterende og planlagte skogsveier samt informasjon om skogressursens tilstand i dekningsområdene. Skog og landskap har fått i oppdrag å utvikle et opplegg for innhenting av data om veisituasjonen og avgrensning av dekningsområder fra kommunene, og sette det sammen med informasjon om ressursgrunnlaget. I mange kommuner fins ikke heldekkende skogbruksplandata, og det ble derfor valgt å sammenstille både skogbruksplandata og data fra SAT-SKOG. Utfordringen har vært å unngå overlappende informasjon, samt å harmonisere presentasjonen av skogressursdata slik at de er mest mulig sammenlignbare. Der det finnes skogbruksplandata, blir de benyttet, og der de mangler blir SAT-SKOG brukt som supplement.

Norges Skogeierforbund har brukt SAT-SKOG til å beregne erstatningsbeløp til grunneiere som har eiendom tilknyttet nasjonalparker og landskapsvernområder. Usikkerheten i SAT-SKOG ble håndtert ved å legge ut kontrollflater i flere ulike bestand i området som skulle vurderes. Kontrollflatene ble brukt til å korrigere for systematiske feil i estimatene.

#### **4.6 Opprinnelige tanker og ideer for nytte og bruk**

Utviklingen av SAT-SKOG startet opp i 1998 med målsetting å utvikle og teste ut en metode som utnytter den nøyaktige skoginformasjonen i Landsskogtakseringens prøveflater i kombinasjon med heldekkende informasjonen i et satellittbilde. En så for seg tre potensielle gevinster ved en slik metode: 1) heldekkende kart over skogressursene som kan brukes til oversiktsplanlegging; 2) skogstatistikk for små områder som kommuner og områder på tvers av administrative grenser; 3) redusert behov for temporære flater i små fylker.

Så langt har vi delvis realisert de to første målene. SAT-SKOG dekker nå så å si hele skogarealet i Norge og er tilgjengelig på Skog og landskaps kartinnsynsløsning på Internett. Kartet kan lastes ned som en shapefil og brukerne kan dermed gjøre kvantitative analyser over skogressursene basert på SAT-SKOG alene eller i kombinasjon med andre digitale

kartdata. Det som gjenstår er det siste målet: å redusere behovet for temporære flater. I Sverige har SLU (Nilsson et al. 2005) gjort forsøk som antyder at en taksering basert på poststratifisering av prøveflatene med data fra grove volumkart, basert på tolking av satellittbilder, kan gi økt nøyaktighet og dermed redusere behovet for antall prøveflater.

## 5. VEIEN VIDERE

### 5.1 Metoder for usikkerhetsestimater

Brukernytten av SAT-SKOG vil bli forbedret om vi i tillegg til å oppgi et punktestimat for et areal (region, kommune, eiendom) også samtidig kan oppgi et konfidensintervall. Det vil gi brukeren informasjon om størrelsen på feilmarginene og dermed en bedre idé om hvordan estimatene best kan brukes.

Et estimat,  $\hat{\mu}$ , av gjennomsnittlig volum [ $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ ] for et areal,  $\mu$ , beregnes ved å summere alle  $N$  kNN-prediksjonene innenfor arealet (se Formel 8 på s. 16). I statistisk inferens angir vi usikkerheten når vi estimerer  $\mu$  med  $\hat{\mu}$ , og det krever at vi kjenner eller kan estimere variansen,  $\text{var}(\hat{\mu})$ , til estimatoren  $\hat{\mu}$ . Hvis alle prediksjonene var uavhengige av hverandre, ville det være relativt enkelt å beregne variansen, men siden prediksjonene ikke er uavhengige (McRoberts et al. 2007), må vi derfor også kjenne kovariansen  $\text{cov}(\hat{\mu}_i, \hat{\mu}_j)$  mellom alle estimatorene  $\hat{\mu}_i$  og  $\hat{\mu}_j$  for å estimere variansen til  $\hat{\mu}$ .

Variansen til summen av to variabler avhenger av om verdiene øker og minker i takt med hverandre, dvs. om de er over eller under sine respektive middelerverdier samtidig. Hvis f.eks.  $y_1$  tenderer til å ligge over/under sin middelerverdi samtidig som  $y_2$  ligger over/under sin, så har vi positiv kovarians og variansen til summen vil være relativt stor. Hvis det ikke er noe struktur på hvordan den ene og den andre er over eller under sin middelerverdi, så sier vi at de er ukorrelerte og kovariansen er lik null. For summen av to variabler har vi:

$$\text{var}(\mathbf{y}_1 + \mathbf{y}_2) = \text{var}(\mathbf{y}_1) + \text{var}(\mathbf{y}_2) + 2\text{cov}(\mathbf{y}_1, \mathbf{y}_2),$$

og generelt har vi for gjennomsnittet av  $N$  variabler:

$$\begin{aligned} \text{var}\left(\frac{1}{N} \sum_i \mathbf{y}_i\right) &= \frac{1}{N^2} \sum_i \sum_j \text{cov}(\mathbf{y}_i, \mathbf{y}_j) \\ &= \frac{1}{N^2} \left[ \sum_i \text{var}(\mathbf{y}_i) + 2 \sum_{i < j} \sum \text{cov}(\mathbf{y}_i, \mathbf{y}_j) \right], \end{aligned} \quad \text{Formel 9}$$

der  $i$  og  $j$  er to indekser som løper fra 1 til  $N$  i summetegnet. Vi ser at når vi summer  $N$  variabler så blir det  $\binom{N}{2} = N(N-1)/2$  ulike kovariansledd i uttrykket for variansen. Hvis vi kan anta at alle kovariansene er lik null og alle variansene lik  $\sigma^2$ , så blir variansen:

$$\text{var}(\bar{\mathbf{y}}) = \text{var}\left(\frac{1}{N} \sum_i \mathbf{y}_i\right) = \frac{\sigma^2}{N},$$

og vi ser at når  $N$  går mot uendelig, så går variansen mot null. Vi kan dermed få svært god presisjon bare vi gjør  $N$  stor nok.

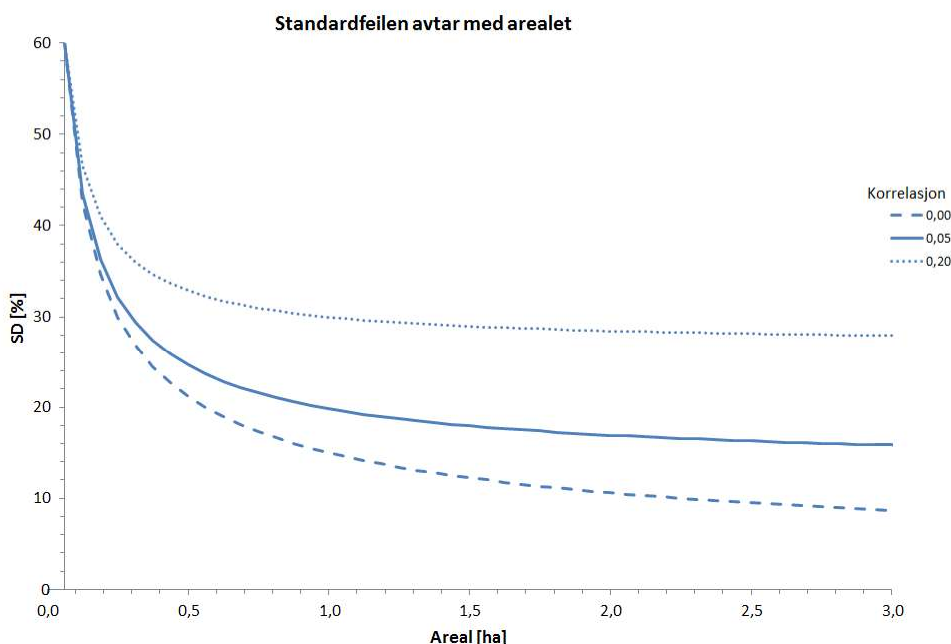
I kNN-modellen brukes imidlertid det samme referansedatasettet for alle prediksjonene, og to prediksjoner vil derfor kunne være basert på  $m$  felles prøveflater, der  $0 \leq m \leq k$ , noe som vil føre til at de vil ha positiv kovarians. Kovariansen mellom to variabler med lik varians,  $\sigma^2$ , kan skrives som  $\text{cov}(\mathbf{y}_i, \mathbf{y}_j) = \rho_{i,j} \sigma^2$ , der  $\rho_{i,j}$  er korrelasjonen mellom variablene. Gitt at alle variablene,  $\mathbf{y}_i$ , har lik varians, så kan vi uttrykke  $\text{var}(\bar{\mathbf{y}})$  med:

$$\text{var}(\bar{\mathbf{y}}) = \frac{\sigma^2}{N} + \frac{2\sigma^2}{N^2} \sum_{i < j} \sum \rho_{i,j} = \frac{\sigma^2}{N} + \frac{N-1}{N} \bar{\rho} \sigma^2,$$

hvor  $\bar{\rho}$  er gjennomsnittsverdien for korrelasjonen mellom variablene.  $\text{var}(\bar{\mathbf{y}})$  reduseres med  $N$ , men øker med variansen  $\sigma^2$  og korrelasjonen  $\rho$ . Vi ser at hvis  $N$  går mot uendelig, så går



variansen mot  $\bar{\rho}\sigma^2$ . Jo større den gjennomsnittlige korrelasjonen er, dess større varians har estimatoren  $\bar{y}$ . I Figur 19 ser vi, med simulerte data, hvordan standardfeilen, som er 60 % på pikselnivå, avtar med arealet det summeres over og hvordan korrelasjonen mellom pikselestimatene påvirker hvor mye standardfeilen avtar. Med relativt høy korrelasjon, avtar standardfeilen relativt lite med økning i arealet det summeres over. Middelverdien til korrelerte variabler vil altså ikke konvergere mot populasjonens middelerverdi, selv om sentralgrenseteoremet sier at gjennomsnittet av  $N$  uavhengige variabler konvergerer. Figur 8 viser en empirisk modell for hvordan  $\text{var}(\bar{y})$  avtar med størrelsen på arealet det summeres over, og vi så at erfaring viser at den tilfeldige feilen ikke konvergerer mot null for slike summer.



Figur 19. Standardfeilen SD (%) som funksjonen av størrelsen på arealet det summeres over og gjennomsnittlig korrelasjon,  $\bar{\rho}$ , mellom variablene som inngår i summen. Variansen er antatt lik  $\sigma^2$  for alle variablene  $y_i$ . Når korrelasjonen er null, avtar SD relativt raskt og konvergerer mot null, mens når korrelasjonen er større enn null avtar SD langsommere og konvergerer mot  $\bar{\rho}\sigma^2$ .

I modellbasert inferens antar man at det til hvert populasjonselement er knyttet en tilfeldig variabel, som beskrevet i Formel 6 (s. 16), og usikkerheten i estimer er knyttet til usikkerheten i utfallet av hver slik variabel  $y_i$ . Hvis vi kan se bort fra romlig korrelasjon mellom alle observasjonene av  $y$  i referansedatasettet — det er stor avstand mellom referansepikslene, 3 km for prøveflatene i Landsskogtakseringen — så kan estimatet av variansen  $\sigma_i^2$  beregnes med (McRoberts 2012)

$$\hat{\sigma}_i^2 = \frac{\sum_{j=1}^k (y_j^i - \hat{\mu}_i)^2}{k - 1}, \quad \text{Formel 10}$$

hvor  $\{y_j^i | j = 1, 2, \dots, k\}$  er et sett med observasjoner av responsvariabel  $y$  på elementer i referansedatasettet som er nærmest den  $i$ -te målpikselen basert på en avstandsmetrik beregnet i egenskapsrommet utspent av kovariablene  $X$  og  $\hat{\mu}_i$  er estimatet av  $\mu_i$  for  $i$ -te målpiksel definert i Formel 7 (s. 16). Den generelle formelen for variansen til en sum av  $N$  tilfeldige variabler er gitt i Formel 9, og for estimatoren  $\hat{\mu}$  har vi da:

$$\text{var}(\hat{\mu}) = \frac{1}{N^2} \left[ \sum_{i=1}^N \text{var}(\hat{\mu}_i) + 2 \sum_{i < j}^N \sum_{j=1}^N \text{cov}(\hat{\mu}_i, \hat{\mu}_j) \right], \quad \text{Formel 11}$$

hvor  $\hat{\mu}_i$  og  $\hat{\mu}_j$  er estimatorer for hhv.  $i$ -te og  $j$ -te målpiksel.

McRoberts et al. (2007) har vist at kovariansene kan estimeres med

$$\widehat{cov}(\hat{\mu}_i, \hat{\mu}_j) \approx \frac{m_{ij}\hat{\sigma}_i\hat{\sigma}_j}{k^2}, \quad \text{Formel 12}$$

hvor  $m$  er antall nærmeste naboer felles for den  $i$ -te og  $j$ -te populasjonsenheten (målpiksel  $i$  og  $j$ ). Vi ser av Formel 12 at korrelasjonen,  $\rho_{ij}$ , estimeres med  $\hat{\rho}_{ij} = m_{ij}/k$ , og at den er 0 når det er null felles referansepikslar ( $m = 0$ ) og 1 når det er  $k$  felles referansepikslar ( $m = k$ ). Fra Formel 12 ser vi at når  $i = j$ , så har vi

$$\text{var}(\hat{\mu}_i) = \text{cov}(\hat{\mu}_i, \hat{\mu}_i) = \frac{\hat{\sigma}_i^2}{k}. \quad \text{Formel 13}$$

Vi kan altså estimere  $\text{var}(\hat{\mu})$  ved å sette inn Formel 10, 12 og 13 inn i Formel 11. Den er imidlertid krevende å bruke siden den inneholder en dobbeltsum over hele populasjonen med  $N$  elementer, og den vil derfor kreve mye regnekraft når  $N$  er stor, f.eks. for kommuner og fylker. Produktivt skogareal i Hobøl kommune er ca. 88 000 ha, noe som tilsvarer ca. 100 000 pikslar, og fordi det er i alt  $N(N - 1)/2$  kovariansledd, så blir det en tidkrevende beregning som krever mye prosessortid.

Bootstrapping (Efron og Tibshirani 1993) er en praktisk framgangsmåte for å tallfeste konfidensintervall når de statistiske egenskapene ved materialet fører til at tradisjonelle metoder er uegnet. Ved bootstrapping tas det tilgjengelige datamaterialet – i dette tilfellet pikselestimatene innenfor det aktuelle arealet – som utgangspunkt. Fra dette materialet trekkes det et nytt, tilfeldig utvalg av pikslar med samme størrelse som det opprinnelige materialet. Samme piksel kan trekkes flere ganger. Punkttestimatet for arealet beregnes så basert på dette utvalget. Denne prosedyren gjentas en rekke ganger. Med 1000 gjentak vil man få 1000 punkttestimater og dermed en simulert fordeling av punkttestimatene. Konfidensintervallet for det opprinnelige punkttestimatet avledes fra denne fordelinga.

McRoberts (2012) beskriver en framgangsmåte for å bruke bootstrap-metoden til å estimere  $\mu$  og  $\text{var}(\hat{\mu})$ . Et utvalg  $n$  av alle  $N$  referansepikslene trekkes tilfeldig, med tilbakeleggelse, slik at en piksel kan trekkes flere ganger. For hvert slik bootstrap-utvalg,  $b$ , estimeres populasjonsparameteren,  $\mu$ , med bruk av Formel 8 (s. 16). Det samlede bootstrap-estimatet er da

$$\hat{\mu}_{\text{boot}} = \frac{1}{B} \sum_{b=1}^B \hat{\mu}_{\text{boot}}^b, \quad \text{Formel 14}$$

hvor  $B$  er antall bootstrap-utvalg og  $\hat{\mu}_{\text{boot}}^b$  er bootstrap-estimatet basert på utvalg  $b$ . Skjevheten til metoden (bias) er definert som

$$\widehat{\text{bias}}_{\text{boot}}(\hat{\mu}) = \hat{\mu}_{\text{boot}} - \hat{\mu}, \quad \text{Formel 15}$$

hvor  $\hat{\mu}$  er estimatet basert på hele referansedatasetet. Variansen til bootstrap-estimatet beregnes med

$$\widehat{\text{var}}_{\text{boot}}(\hat{\mu}) = \frac{1}{B-1} \sum_{b=1}^B (\hat{\mu}_{\text{boot}}^b - \hat{\mu}_{\text{boot}})^2. \quad \text{Formel 16}$$

Bootstrap-prosessen fortsetter helt til verdiene for  $\hat{\mu}_{\text{boot}}$  og  $\widehat{\text{var}}_{\text{boot}}(\hat{\mu})$  stabiliserer seg. McRoberts (2012) har sammenlignet resultater ved å bruke både Formel 11 og Formel 16, og fant at de ga små forskjeller, og tilsvarende var det små forskjeller ved å estimere,  $\mu$ , med Formel 8 og Formel 14.

## 5.2 Nye optiske satellitter

I 2013 og 2014 vil det etter planen komme to nye optiske satellittsystemer i operativ tjeneste: Landsat 8 og Sentinel 2. Landsat 8 er en amerikansk jordobservasjonssatellitt som bygges av NASA og driftes av USGS, mens Sentinel 2 er en europeisk jordobservasjonssatellitt som bygges av ESA og driftes av EU.

ESA skal skyte opp Sentinel 2 i 2014. Satellitten vil gå i en nær polar, solsynkron bane og ha følgende spesifikasjoner: banehøyde 786 km, passerer ca. kl. 10.30 lokal tid, sporbredde 290 km, 14,3 kretsløp per døgn og fornyet opptak hver tiende dag (hver femte dag med to satellitter). Satellittens kamera, Multi Spectral Instrument (MSI), vil huse to separate bildeplan, en for synlig og nærinfrarødt lys og en for mellominfrarødt lys. Instrumentet vil til sammen ha 10 kanaler med enten 10 eller 20 meters oppløsning i den synlige, nærinfrarøde og mellominfrarøde delen av det elektromagnetiske spekteret. I tillegg er det tre kanaler med 60 meters oppløsning som skal brukes til å korrigere de andre kanalene for påvirkning fra atmosfæren (Tabell 5). Pikseldataene blir lagret med 12 bits oppløsning. En andre Sentinel 2 satellitt er planlagt skutt opp i 2016, og det vil da være to satellitter i omløp (Sentinel 2A og -2B) som til sammen har kapasitet til å avbilde områder i Norge hver tredje dag. Det vil derfor være gode muligheter for et tilnærmet skyfritt opptak hver måned.

NASA skal skyte opp Landsat 8 i februar 2013. Satellitten vil gå i en nær polar, solsynkron bane og ha følgende spesifikasjoner: banehøyde 705 km, passerer ca. kl. 10.00 lokal tid, sporbredde 185 km, 14,6 kretsløp per døgn og fornyet opptak hver 16. dag. Satellittens kamera, Optical Land Imager (OLI), vil huse to bildeplan, en for synlig og nærinfrarødt lys og en for mellominfrarødt lys. De spektrale kanalene har omtrent samme spesifikasjoner som for Landsat 7 ETM+, men med noen forbedringer (Tabell 6). Det er to nye kanaler, en i det blå området rundt 443 nm for havfarge og aerosolmålinger og en rundt 1375 nm for deteksjon av tynne cirrus-skyer, som kan brukes for atmosfærisk korreksjon av de andre kanalene. Den nærinfrarøde kanalen rundt 865 nm har blitt smalere for å unngå et vannabsorpsjonsbånd ved 825 nm, det pankromatiske båndet er blitt smalere for å øke kontrasten mellom areal med og uten vegetasjon og i tillegg er det mindre justeringer i båndbredden på andre kanaler. Signal-støyforholdet er sterkt forbedret, opptil 12 ganger bedre enn ETM+, hovedsakelig pga. bruk av matrisedetektorer, såkalt «push broom»-teknologi. Målingene kvantifiseres til 12 bits data, mot kun 8 bits i Landsat 5 TM og Landsat 7 ETM+. Til forskjell fra Sentinel 2, vil Landsat 8 ha et termisk kamera, Thermal Infrared Sensor (TIRS), med to kanaler i det termiske området for å måle jordas varmestråling og overflatetemperatur.

Både Landsat 8 og Sentinel 2 vil ha bildebrikker med tusenvis av detektorelementer i linje på tvers av flyretningen (detektormatrise), slik at hele linjebredden kan avbildes samtidig. Landsat 8 OLI vil ha litt over 6000 detektorelementer for hver kanal (12000 for det pankromatiske båndet), mens Sentinel 2 MSI vil ha 30 000 detektorelementer fordelt på 12 CMOS-brikker for kanalene med 10 meter piksler (brikkenes dekning overlapper ca. 900 m). Tidligere Landsat-satellitter har brukt et sveipende speil foran teleskopet for å avbilde hele sporbredden på 185 km. Fordelen med en detektormatrise er foruten færre bevegelige deler, at eksponeringstiden kan økes og dermed kan signal-støyforholdet økes.

Figur 11 (s. 19) viser en skisse av en satellitt som avbilder et areal,  $\Delta A$ , på bakken. Romvinkelen,  $\Delta\omega$ , kan beregnes med  $A_p/H^2$ , GSD med  $\beta H$ , og arealet,  $\Delta A$ , med  $\beta^2 H^2$ .  $A_p$  er størrelsen på lysåpningen til teleskopet,  $H$  er satellittens høyde over bakken og  $\beta$  er vinkelen som bestemmer geometrisk oppløsning («Instantaneous Field of View (IFOV)» på engelsk). IFOV kan beregnes med

$$\beta = 2 \tan^{-1} d/2f \approx \frac{d}{f} \left( \text{hvis } \frac{d}{f} \ll 1 \right).$$

Sentinel 2 vil ha en banehøyde på 786 km, et speilteleskop med brennvidde på 0,60 m og detektorelementer (piksler) på 7,5  $\mu\text{m}$  for kanalene som dekker synlig og nærinfrarødt lys. Vi får da en IFOV på

$$\beta = \frac{d}{f} = \frac{7,5 \times 10^{-6} \text{ m}}{0,6 \text{ m}} = 1,25 \times 10^{-5} [\text{rad}], \text{ og}$$

en GSD på

$$1,25 \times 10^{-5} \times 786 \text{ 000 m} = 9,825 \text{ m} \cong 10 \text{ m.}$$

Med Sentinel 2 og Landsat 8 vil det bli en mye bedre tilgang på optiske satellittdata for arealressurskartlegging, noe som vil gi grunnlag for å utvikle SAT-SKOG videre for økt brukernytte. Med årlig bildedekning vil det være mulig å følge og kartlegge større endringer i skogen fortløpende, det vil f.eks. bli mulig å kartlegge nye hogstflater hvert år. SAT-SKOG vil dermed kunne fylles med mer aktuelt innhold enn det har hatt fram til nå.

Tabell 5. Spektrale kanaler for sensoren MSI på Sentinel 2 (NIR = nærinfrarødt, SWIR = kortbølget infrarødt)

Kanal	Piksel m	Bånd nm	Område	Beskrivelse
1	60	433–453	Blå	Måling av aerosolkonsentrasjon i atmosfæren. Brukes for atmosfærisk korrigerings.
2	10	458–522	Blå	Absorpsjon i klorofyll i grønn vegetasjon.
3	10	543–577	Grønn	Refleksjonstopp fra grønn vegetasjon.
4	10	650–680	Rød	Absorpsjon i klorofyll i grønn vegetasjon.
5	20	697–712	NIR	Måling av «red edge», dvs. hvor refleksjonen for grønn vegetasjon faller brått fra et høyt platå i NIR til en bunn i rødt lys.
6	20	732–747	NIR	Samme som for kanal 5.
7	20	773–793	NIR	Samme som for kanal 5.
8	10	784–899	NIR	Sterk refleksjon fra grønn vegetasjon, sterk absorpsjon i vann. Nyttig for overvåking av vekstsesongen, biomasse, jordfuktighet, og avgrensning av vannmasser.
8b	20	855–875	NIR	Samme som for kanal 5.
9	60	935–955	NIR	Måling av vanndampkonsentrasjonen i atmosfæren. Brukes for atmosfærisk korreksjon.
10	60	1365–1395	SWIR	Deteksjon av tynne skyer (cirrus). Brukes for korrigerings av andre kanaler.
11	20	1565–1655	SWIR	Brukes for å skille mellom snø, is og skyer; sensitiv til fuktinnhold i vegetasjon og jord. Nyttig for skogskadeovervåking.
12	20	2100–2280	SWIR	Samme som for kanal 11.

Tabell 6. Spektrale kanaler for sensorene OLI og TIRS på Landsat 8 (NIR = nærinfrarødt, SWIR = kortbølget infrarødt). Kanal 1 til 9 tas opp med OLI, mens kanal 10 og 11 tas opp med TIRS.

Kanal	Piksel m	Bånd nm	Område	Beskrivelse
1	30	433–453	Coastal	Ny kanal som primært er inkludert for å måle havfarge.
2	30	450–515	Blå	Absorpsjon i klorofyll i grønn vegetasjon.
3	30	525–600	Grønn	Refleksjonstopp fra grønn vegetasjon.

Kanal	Piksel m	Bånd nm	Område	Beskrivelse
4	30	630–680	Rød	Absorpsjon i klorofyll i grønn vegetasjon.
5	30	845–885	NIR	Sterk refleksjon fra grønn vegetasjon, sterk absorpsjon i vann. Nyttig for overvåking av vekstsesongen, biomasse, jordfuktighet, og avgrensing av vannmasser. Båndet er smalere enn for L7 ETM+ for å unngå område med vannabsorpsjon rundt 825 nm.
6	30	1560–1660	SWIR	Brukes for å skille mellom snø, is og skyer; sensitiv til fuktinnhold i vegetasjon og jord. Nyttig for skogskadeovervåking.
7	30	2100–2300	SWIR	Sensitiv til fuktinnhold i vegetasjon; også brukt for å skille mineraltyper.
8	15	500–680	Pan	Båndet er smalere enn i L7 ETM+ for å gi høyere kontrast mellom arealer med vegetasjon og uten vegetasjon.
9	30	1360–1390	Cirrus	For å detektere cirrus-skyer som vil framstå hvite, mens andre områder over land vil framstå mørke pga. vannabsorpsjon i dette båndet (se Figur 10).
10	100	10300–11300	TIR	Overflatetemperatur, måling av vannforbruk over jordbruksarealer med vanningsanlegg.
11	100	11500–12500	TIR	Samme som for kanal 10.

## 6. ALTERNATIVE FJERNMÅLEMETODER

### 6.1 Radarsatellitter

Radar er et akronym for «radio detection and ranging» og er en aktiv fjernmålingsteknologi. Syntetisk aperture radarer (SAR), hvor en svært lang antenne blir dannet kunstig ved å bevege en liten antenne over en lang strekning, er mest brukt i dag for bildedannende radaropptak. En bildedannende SAR ser skrått til siden for satellittens bane og sender kraftige pulser (signaler) med langbølget energi mot bakken og mottar de reflekterte pulsene. Radarer har den fordel framfor optiske sensorer at de kan operere uavhengig av sollys og påvirkes i mye mindre grad av værforhold. I hvor stor grad radarsignaler påvirkes av nedbør avhenger av bølgelengden, og lange bølger påvirkes mindre enn korte.

Radarer klassifiseres etter hvilken bølgelengde de bruker, som kan variere fra noen få centimeter, f.eks. 2,5–3,75 cm (X-bånd), 3,75–7,5 cm (C-bånd), 15–30 cm (L-bånd) og 76,7–133,3 cm (P-bånd) til flere meter (VHF-bånd). Aktuelle radarsatellitter i dag er Radarsat-2 (C-bånd), COSMO-SkyMed (X-bånd) og TerraSAR-X (X-bånd). Radarpulsene kan sendes og mottas som horisontalt (H) og vertikalt (V) orienterte (polariserte) bølger og noen radarer kan både sende og motta H- og V-polariserte pulser. Fysiske og elektriske egenskaper ved objektene som treffes av radarpulsene bestemmer hvor mye av energien som reflekteres tilbake mot antenne. Er bølgelengden mye større enn objektet vil objektet ikke være synlig fordi svært lite av energien reflekteres; er bølgelengden mye mindre enn objektet så vil refleksjonen skje på tilsvarende måte som i det optiske området; og er bølgelengden på samme størrelsesnivå som objektet, så kan det oppstå resonanseffekter i radarsignalet. Resonans øker amplituden og dermed styrken på det reflekterte signalet. Den mest vanlige polariseringsformen er HH, dvs. at antenne både sender og mottar horisontalt polariserte bølger. Når en radarpuls treffer en ru flate, som f.eks. bart fjell og bar jord, så vil det meste av den reflekterte energien ha samme polarisasjon som den innkommende pulsen. Dette kalles overflatespredning. Men når radarpulsen treffer ei trekrone, så trenger mye av energien ned i bladverket og har utallige treff med blader, kvister og greiner, noe som resulterer i mange refleksjoner. Hva som nøyaktig skjer er ikke fullstendig forstått, men denne volumspredningen fører til en depolarisering av radarsignalet slik at det svinger i flere retninger. Imidlertid reflekterer vegetasjon likevel sterke kopolariserte signaler (enten HH eller VV). Noen avanserte radarer kan sende og motta enten H- eller V-polariserte signaler og kan også lage krysspolariserte bilder (enten HV eller VH). Fordi vegetasjon gir et relativt sterkt krysspolarisert signal, så kan slike signaler brukes til å skille vegetasjon fra andre arealdekketyper som gir mest overflatespredning. I et krysspolarisert radarbilde vil vegetasjon framstå i lyse toner, mens bar jord og bart fjell vil framstå i mørke toner.

TerraSAR-X er en tysk jordobservasjonssatellitt som ble skutt opp i 2007 og har vært operativ siden 2008. Den går i en nær polar bane 514 km over bakken og har en 11-dagers repetisjonsfrekvens. Radaren kan stilles i ulike opptaksmodus, slik som ScanSAR, Stripmap og Spotlight, og oppløsningen varierer fra 18 til 1 meter avhengig av modus. Med 18 meter oppløsning er dekkningen for et datasett 100×150 km, mens den er mindre med høyere oppløsning. I spotlightmodus med en meter oppløsning er dekkningen for et datasett 5×10 km. I 2010 ble tvillingsatellitten TanDEM-X skutt opp og går nå i en bane noen få hundre meter fra TerraSAR-X. Denne tandem-konstellasjonen gir nye muligheter til å kartlegge skog. Satellittene bærer en bildedannende, aktiv syntetisk apertur mikrobølgeradar (SAR) som sender ut mikrobølgepulser med bølgelengde på 3,1 cm (X-bånd). Radarpulser med så kort bølgelengde reflekterer hovedsakelig fra småskala elementer i kronetaket, slik som bladverk og små greiner, og for slike bølgelengder vil derfor radarenergien reflektere fra overflaten av kronetaket. Mer langbølgede radarpulser (f.eks. L-bånd og P-bånd) vil trenge gjennom bladverket og reflektere fra greiner, stammer og bakken. Refleksjonsstyrken fra et objekt er en funksjon av ulike egenskaper som geometrisk struktur, overflatens ruhet og fuktinnhold. Radarbilder kan gi nyttig informasjon om egenskaper til skogen, men det iboende todimensjonale (2D) formatet tillater kun indirekte tolking av tredimensjonale (3D)

egenskaper som f.eks. trehøyde. For direkte måling av 3D-egenskaper, som trehøyde, trengs minst to bilder av samme område med ulike opptaksgeometri.

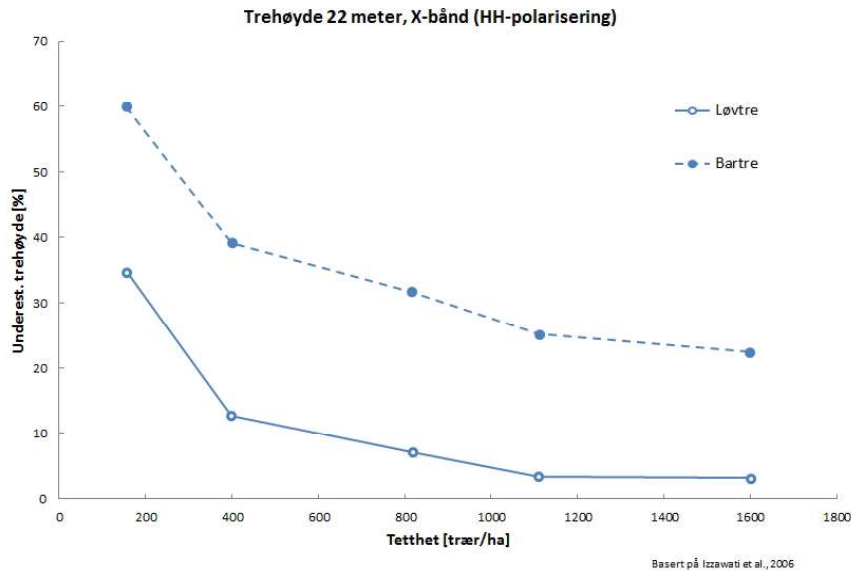
For å beregne 3D-koordinater til den reflekterende overflaten (f.eks. kronetaket), og dermed generere en overflatemodell (DSM) som beskriver trehøyde, fins flere teknikker og de mest aktuelle er stereoskopi og interferometri. Stereooptak med radar er mulig når et område på bakken kan avbildes med flere ulike opptaksvinkler. En radar «ser» til siden og opptaksvinkelen måles relativt til loddlinjen (nadirretningen). I spotlightmodus kan TerraSAR-X avbilde samme område med tre ulike opptaksvinkler, og stereomodeller kan lages ved å registrere bildene til hverandre automatisk gjennom digital matching. Parallaxen til hver piksel beregnes fra korresponderende piksler i bildene, og basert på parallaxen kan en DSM genereres. Teknikken kalles radargrammetri. En DSM kan normaliseres til en nDSM, slik at den representerer høyden til kronetaket, ved å trekke fra terrenghøyden:  $nDSM = DSM - DTM$ . En nøyaktig terrengmodell, f.eks. basert på data fra flybårne laserskannere, er en forutsetning for et godt resultat. I de senere år har det blitt utviklet en metode for å bestemme 3D-koordinater for den reflekterende overflaten ved å utnytte faseforskjellen i to radarbilder som er tatt opp med en liten forskjell i opptaksgeometri. Faseforskjellen er relatert til forskjellen i gangtid mellom hver radarantenne og et punkt på overflaten, og denne forskjellen er en funksjon av overflathøyden (Figur 23). Faseforskjellen kan sammen med informasjon om antennesens posisjon brukes til å beregne overflathøyden. Teknikken kalles interferometri. TerraSAR-X og TanDEM-X opererer i tandem for å gi en optimal geometri for opptak av interferometrisk SAR-data (InSAR-data). Bistatiske InSAR-opptak, der begge antennene opererer samtidig, er optimalt for opptak over skog. Monostatiske opptak, der det er en tidsforskjell (dager til uker) mellom opptakene, er lite egnet fordi dekorrelasjon mellom signalene over skog gjør det umulig å utnytte faseforskjellen til nøyaktige høydemålinger.

Fordi radarpulsene trenger et stykke ned i kronetaket, så vil de beregnede høydene ha en negativ bias og systematisk underestimere trehøyde. En studie (Perko et al. 2010), hvor spotlightdata fra TerraSAR-X ble testet, viser en systematisk underestimering på 21 %, dvs. når trehøyden er 25 meter så underestimeres denne med ca. 5 meter. Korreksjonsfaktorer kan brukes, men denne løsningen kompliseres fordi bias varierer med flere ulike faktorer som kroneform, tetthet, trehøyde, opptaksvinkel og terrenghelning (Perko et al. 2010). Størst effekt har kroneform, tetthet og trehøyde (Izzawati et al. 2006).

Figur 20, som er basert på data fra Izzawati et al. (2006), viser sammenhengen mellom underestimering av trehøyde og kroneform og tetthet ved tolking av InSAR-data i X-bånd. Vi ser at bartrær underestimeres mer enn løvtrær og at underestimeringen øker når bestandsstrukturen blir mer åpen. Forklaringen er at radarpulsene når lenger ned i vegetasjonen når tretoppene er spisse og smale og når avstanden er stor mellom trærne.

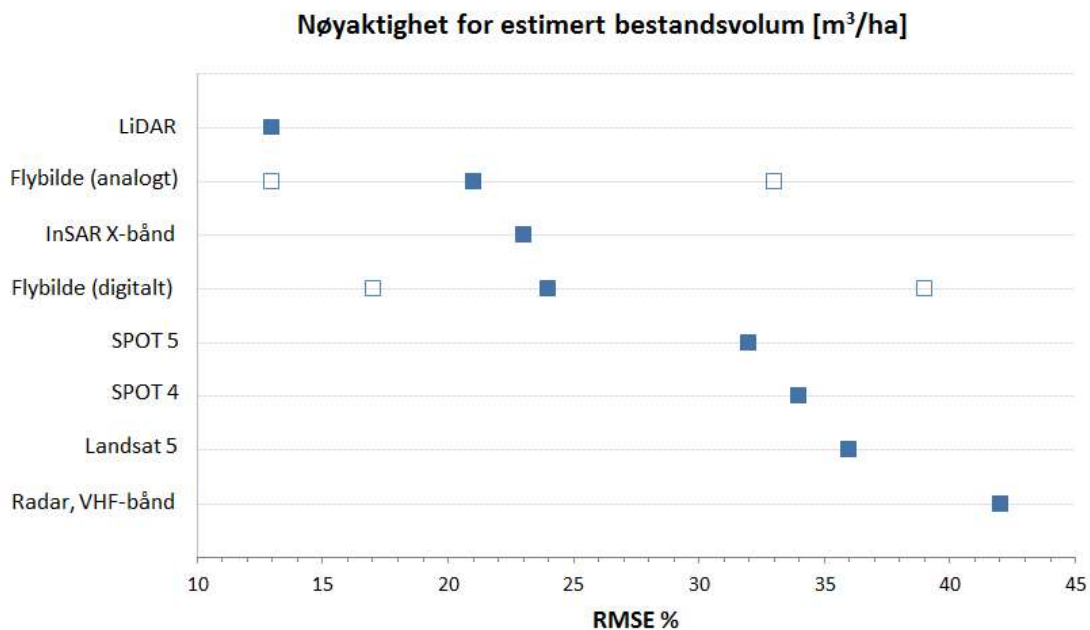
Solberg et al. (2012) har testet InSAR-data fra TanDEM-X over Lardal kommune i Vestfold. De antok en enkel lineær sammenheng,  $y = a + bx$ , mellom volum,  $y$ , og InSAR-høyde,  $x$ , og fant en sammenheng av moderat styrke ( $R^2 = 0,49$ ) på flatenivå (10 m  $\times$  10 m) og en sterkere sammenheng ( $R^2 = 0,78$ ) på bestandsnivå, hvor nøyaktigheten på volumestimerer, beregnet med RMSE, var  $49 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$  (23 %). Se Figur 21 og Tabell 8 (s. 47) for sammenligning med resultater fra andre studier og fjernmålemetoder. Solberg et al. (2012) fikk en modell med  $a = -33$ , noe som vil gi negativt volum når InSAR-høyde er null. En grunn for dette er at radarpulsene har trengt noen meter ned i trekrona før den ble reflektert. Rapporten konkluderer med at sammenhengen mellom volum og InSAR-målt høyde er uten metning og at bistatiske InSAR-data i X-bånd er godt egnet for skogformål.





Figur 20. Forventet underestimering i prosent av trehøyde ved tolking av kortbølget InSAR-data (X-bånd).

En viktig egenskap med 3D-data, som InSAR-data og stereopar, er at de ikke gir problemer med metning slik intensitetsdata (representert som gråtoneverdier i et bilde) gir. Med interferometri og radargrammetri måles trehøyde, som deretter kan brukes for å avlede biomasse og volum, som er sterkt korrelert med trehøyde. Med full dekning av InSAR-data fra TerraSAR-X og TanDEM-X vil det være mulig å lage mer presise og nøyaktige estimater av volum enn det vi har i SAT-SKOG i dag (Solberg et al. 2010). Men satellittene drives av et kommersielt selskap og kjøperen må regne med en relativt høy pris på et landsdekkende datasett.



Figur 21. Diagrammet viser typiske verdier for nøyaktighet en kan forvente å oppnå ved bruk av ulike fjernmålingsdata for å estimere bestandsvolum [ $m^3 \cdot ha^{-1}$ ]. Ulike tolkingsmetoder har blitt anvendt for datasettene: flybilder har blitt tolket manuelt og de andre datasettene automatisk. For manuell tolking av flybilder kan det være stor variasjon i nøyaktighet, noe som er markert med kvadrat uten fyll. Tallene er basert på Holmström et al. (2003), Magnusson (2006), Magnusson et al. (2007), Solberg et al. (2010), Solberg et al. (2012), Næsset (2007).

## 6.2 Flybåren laserskanning

Flybårne laserskannere, også kalt LiDAR (Light Detection and Ranging), sender opptil 150 000 pulser per sekund mot bakken og måler tiden det tar til pulsen reflekteres tilbake til instrumentet. Gangtiden,  $t$ , brukes for å beregne avstanden,  $d$ , til den reflekterende overflaten med  $d = \frac{tc}{2}$ , der  $c$  er lyshastigheten. Laserens spredningsvinkel og flyhøyden bestemmer størrelsen på laserpulsens fotavtrykk, dvs. diameteren til pulsen når den treffer bakken. Med en spredningsvinkel på 0,25 mrad og flyhøyde på 1000 m vil fotavtrykket bli 25 cm. I laserflyvninger for skogkartlegging har laserpulsene typisk et fotavtrykk i området 10 til 30 cm. I Tabell 7 vises noen typiske parametere som bestemmer kvaliteten på laseropptak og typiske verdier i bruk for skogkartleggingsformål (Wulder et al. 2012).

Tabell 7. Typiske verdier for flybåren laserskanner for skogkartleggingsformål (Wulder et al. 2012).

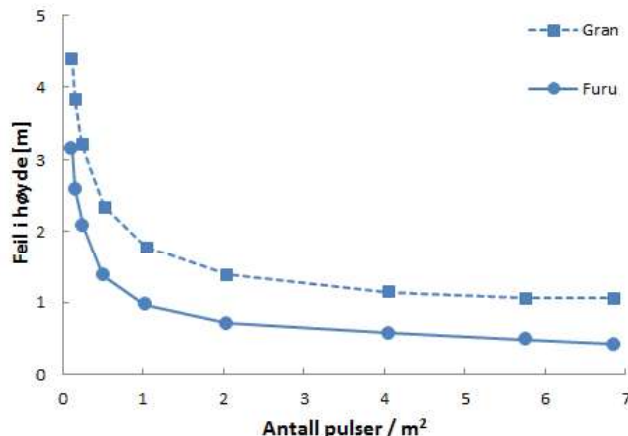
Parameter	Verdi
Instrument	Optech ALTM 3100C
Maks antall returer pr. puls	4
Bølgelengde	1064 nm
Flyhøyde	700 m
Spredningsvinkel	0,25 mrad
Fotavtrykk (diameter)	18 cm
Maks åpningsvinkel (skanner)	18°
Sporbredde på bakken	350 m
Pulsfrekvens	100 kHz
Skannerfrekvens	70 Hz
Punkttetthet	7,7 m <sup>-2</sup>
Punktavstand	36 cm

Utviklingen av teknologien har vært stor de siste årene og flybårne laserskannere kan nå oppnå mye større punkttetthet enn for 10–15 år siden. Næsset (1997) brukte i 1995 data fra en Optech ALTM 1020 laser for å kartlegge bestandsvolum. Laseren hadde en pulsfrekvens på 2 kHz og skannerfrekvens på 7 Hz, og gjennomsnittlig punktavstand for datasettet var 2,8–3,3 m. I 2001 brukte Næsset (2004) data fra en Optech ALTM 1210 laserskanner, og da hadde laseren en pulsfrekvens på 10 kHz og skannerfrekvens på 30 Hz og gjennomsnittlig punktavstand for datasettet var ca. 1,0 m. For lasere som brukes i dag (2012) er det vanlig med pulsfrekvens på 100 kHz og skannerfrekvens på 70 Hz, noe som gir mye mindre punktavstand og dermed større punkttetthet (Tabell 7). Med økt punkttetthet øker sjansen for å treffe tretoppene i et bestand, mens med lav punkttetthet er sjansen relativt stor for at pulsene treffer langs trekronas skulder, dvs. flere meter lavere enn tretoppen (Figur 23b).

Laserpulsene består av monokromatisk, koherent lys med en bølgelengde i det nærinfrarøde området omkring 1064 nm. I dette området av spekteret reflekterer grønn vegetasjon sterkt (jf. Figur 2), og i tillegg absorberes svært lite av energien av molekyler i atmosfæren. Energien i en laserpuls kan generere flere returer ettersom den treffer et tre og trenger gjennom bladverket (Figur 23b), og typisk registreres to returer fra hver puls. Første retur representerer det øverste reflekterende materialet og representerer således kronetaket eller trehøyde. Fordi det tar noe tid før nok energi blir reflektert til å trigge en retur i lidar-instrumentets elektronikk, så vil første retur ligge lavere enn treets aktuelle høyde. Siste retur representerer enten bakken eller vegetasjon, f.eks. lavere partier i trekrona (Figur 23b). Det er viktig å kunne skille mellom bakketreff og treff i trekrona, og ulike teknikker kan brukes, f.eks. lokale minimumsverdier og intensiteten. Når punktene har blitt klassifisert til «bakke» og «vegetasjon», kan laserdataene brukes for å beregne høyden på kronetaket.

Chasmer et al. (2006) fant at lidardata fører til underestimering av trehøyde med ca. 1,1 m. Reutebuch et al. (årstall ukjent) har testet avviket mellom trehøyde målt med lidar og med et landmålerinstrument (totalstasjon), og de fant at underestimering av trehøyden avhenger av pulstettheten [p/m<sup>2</sup>] og treslag (Figur 22). Med en punkttetthet på ca. 1 p/m<sup>2</sup> er underestimering ca. 1 m for furu og 1,7 m for gran. Forskjellen skyldes antakelig ulik

vekstform hos treslagene: grana har en smalere topp og laserpulsene har derfor mindre sannsynlighet for å treffe denne.



Figur 22. Feilen i lidar-basert måling av trehøyde synker med pulstettheten (basert på data fra Reutebuch et al.).

For praktisk bruk til skogkartlegging er det i dag prinsipielt to ulike metoder som er aktuelle. En arealbasert metode hvor høydefordelingen av laserpunkter innenfor et mindre areal (f.eks. 15 m × 15 m) blir beskrevet med variabler beregnet fra laserpunktene (laservariabler). Regresjonsmodeller som beskriver sammenhengen mellom laservariablene og ulike bestandsvariabler brukes for å estimere bestandsvariablene for hele området dekket med laserdata. Prøveflater med observerte skogvariabler er nødvendig for å utvikle regresjonsmodellene. Alternativt kan en kNN-modell brukes, og prøveflatene fungerer da som et referansedatasett. Den tekniske utviklingen gjør det nå praktisk mulig å skanne med en punkttetthet større enn 1 p/m<sup>2</sup>, noe som gjør det mulig å avgrense og identifisere enkeltrær med automatiske segmenteringsmetoder. I enkeltretemetoden kan viktige egenskaper ved enkeltrær beskrives, f.eks. trehøyde, kronediameter, kronhøyde og treslag.

Lidar brukes i økende grad i skogbruket i Norge for å gjøre bestandsinventeringer (Næsset 2009). Næsset (1997, 2002, 2004, 2007) har utviklet og testet en praktisk metode der den vertikale fordelingen til laserreturene beskrives med flere ulike mål som f.eks. maks høyde, høyde-persentiler, middelhøyde, variasjon i høyde og antall returer mer enn to meter over bakken. Allometriske modeller basert på regresjonsanalyse brukes for å beskrive sammenheng mellom laservariabler og bestandsvariabler. I en studie fant Næsset (2002) at de empiriske regresjonsmodellene kunne forklare mellom 82–95 % av variasjonen i observert trehøyde og mellom 80–93 % for volum. Standardavviket for differansen mellom estimerte og observerte verdier var mellom 0,61–1,17 m for høyde og 18,3–31,9 m<sup>3</sup>·ha<sup>-1</sup> (11,4–14,2 %) for volum. I en test for å estimere biomasse på ungskog konkluderte Næsset (2011) med at det er mulig å oppnå en relativ nøyaktighet (RMSE) på 20 % til 30 %. Se Figur 21 og Tabell 8 (s. 47) for sammenligning med resultater fra andre studier og fjernmålemetoder.

I motsetning til metoder basert på regresjonsmodeller, kan metoder basert på kNN-modeller predikere alle variabler på en gang, fordi modellen baserer prediksjonene direkte på de nærmeste prøveflatene i referansedatasettet. I Figur 17 illustreres forskjellen mellom en regresjonsmodell og kNN-modellen. Med en regresjonsmodell kan predikert verdi være ulik alle verdier i referansedatasettet, mens kNN-modellen bruker verdiene til de nærmeste referanseflatene. Hudak et al. (2008) har brukt en kNN-modell på et laserdatasett for å kartlegge grunnflate og treantall fordelt på treslag, og de konkluderte med at dette er en svært lovende metode. De fant at den viktigste laservariabelen var en som beskriver kronetetthet, beregnet som forholdet mellom antall returer fra vegetasjon og totalt antall

returer. Korrelasjonen mellom estimert og observert grunnflate og treantall samlet for alle treslag var hhv. 0,78 og 0,76.

Innsamling av laserdata foregår i dag i stor grad gjennom Geovekst-prosjekter og ofte blir prosjekter for skogbruksformål samordnet med Geovekst-prosjekter. Data blir innsamlet etter innmeldt behov og det er foreløpig ingen regulær innsamling som dekker all skog i Norge.

### 6.3 Digitale flykamera

I løpet av det siste tiåret, siden år 2000, har digitale flykamera gradvis overtatt markedet for analoge, filmbaserte flykamera, og i dag har digitale opptak overtatt hele markedet i Norge. Det er nå tre systemer som dominerer markedet for storformat digitale flykamera: Leica Geosystems med ADS40 og ADS80 (Airborne Digital Sensor), Vexcel Imaging GmbH (Microsoft) med UltraCamD, UltraCamX og UltraCamXp og Intergraph med Z/I DMC (Digital Mapping Camera). For analoge, filmbaserte flybilder opererer man med målestokk, men for digitale flybilder er det hvor stort areal på bakken en piksel representerer som er viktig. Man bruker betegnelsen fotavtrykk (på engelsk brukes forkortelsen GSD for Ground Sampling Distance).

Tre viktige fordeler med digitale flykamera framfor analoge er bedre radiometrisk oppløsning, bedre spektral oppløsning og større bildeoverlapp. Radiometrisk oppløsning på 12 og 14 bits gir et svært stort dynamikkområde som gir gode muligheter til å fange opp detaljer i mørke skyggepartier ved siden av lyssterke områder (Magnusson et al. 2007). Dette gir gode muligheter for visuell tolking i skyggepartier og for automatiske matchemetoder til å finne samme punkt i flere bilder. Kameraene er utstyrt med CCD-brikker med detektorelementer for å måle lysenergien i flere spektrale bånd samtidig; de har alle en blå, grønn, rød, nærinfrarød og pankromatisk kanal. Opptakene kan dermed dekke flere brukerbehov samtidig, f.eks. produksjon av ortofoto og tolking av vegetasjon ved bruk av den nærinfrarøde kanalen. Kameraene kan lagre data svært raskt og tillater en høy opptaksfrekvens, og f.eks. kan UltraCamX lagre 3 GBits per sekund, dvs. den kan «tømme» CCD-brikkene for data og være klar til neste opptak innen 1,35 sekunder, noe som tillater en bildeoverlapp på 70 % med 3 cm GSD og 80 % med 5 cm GSD. Stort overlapp er en fordel både ved ortofotoproduksjon og ved produksjon av terrengmodell (DTM).

Kamerasystemene er forskjellige på flere områder og noen av de viktigste er (Green et al. 2011):

1. Z/I DMC og UltraCam er begge rammekameraer med åtte optiske linser, fire for det pankromatiske båndet og ett for hver av de fire fargebåndene blått, grønt, rødt og nærinfrarødt. Fargebåndene tas opp i en lavere oppløsning enn det pankromatiske båndet, for UltraCamX i forholdet 1:3. Både UltraCam og DMC bruker filterforsatser på objektivene for å måle lysenergien i de ulike fargebåndene. Bildene fra begge kameraene har en sentralprojeksjon.
2. ADS40 og ADS80 er et linjesensorkamera med kun én linse. Det gir ikke enkeltbilder, men tar opp striper som settes sammen til et kontinuerlig bilde. ADS40/80 har et innebygget filter som splitter de ulike elektromagnetiske båndene slik at de kan fokuseres på separate CCD-brikker. Brikkene for fargebåndene har like mange piksler som brikken for det pankromatiske båndet og dermed blir oppløsningen eller fotavtrykket på bakken det samme (forhold 1:1). Bildene har sentralprojeksjon kun på tvers av flyretningen.
3. Fargebildene fra Z/I DMC og UltraCam blir kombinert med de pankromatiske bildene for å gjøre oppløsningen bedre, dvs. gjøre dem skarpere (panskjerpning). Bilder fra ADS40/80 trenger ingen slik prosessering, siden opptaket i fargebåndene gjøres med samme oppløsning som for det pankromatiske.

4. For Z/I DMC og UltraCam er det spektral overlapp mellom fargekanalene, og for UltraCam er det også spektral overlapp mellom rødt og IR. For ADS40/80 er det ingen spektral overlapp mellom kanalene.
5. Den pankromatiske kanalen til Z/I DMC og UltraCam er sensitiv til stråling fra den blå til den nærinfrarøde delen av spekteret, mens ADS40/80 kun tar opp i det synlige området.

Høsten 2005 startet Nasjonalt program for omløpsfotografering, og målet er at hele Norge skal flyfotograferes med en omløpstid på fem år. I løpet av det første omløpet ble opptak med digitale flykamera innfaset, og i dag (2012) tas alle opptak digitalt. Et fotavtrykk på 50 cm ble valgt i starten av programmet, men det vil nå reduseres til 25 cm. Ny kamerateknologi med flere piksler gjør at dette er ikke vil fordyre datafangsten vesentlig.

På 1990-tallet var det hovedsakelig to metoder for bestandskartlegging i bruk i Norge (Eid og Næsset 1998): 1) estimering av volum basert på feltmålinger av grunnflate og bestandsmiddelshøyde og 2) estimering av volum basert på fototolket bestandsmiddelshøyde og kronedekningsprosent. Flere studier ble utført i Norge og i Sverige på 1980- og 1990-tallet for å undersøke nøyaktigheten til fototakster. Tomter (1989) utførte en test av fototakst på 40 bestand, hovedsakelig grandominert skog. Alle bestandene ble totalklavet og datasettet fungerte som en nøyaktig kontroll på fototaksten. Pankromatiske diapositiver i målestokk 1:20 000 ble tolket av erfarne operatører i en Wild B8 stereoplotter. Operatørene målte og estimerte bestandshøyde og kronedekningsprosent, og disse variablene inngikk som forklaringsvariabler i en volumfunksjon utarbeidete for flybildetolkning (Tomter 1989). Standardavviket for differansene lå mellom 20,9 % og 30,8 %, mens systematisk feil (bias) lå mellom -6,8 % og -1,9 %. Det ble konkludert med at en kan forvente en standardfeil på mellom 20 % til 30 %. Eid og Næsset (1998) rapporterer fra flere ulike tester i Norge med fototolkning på bilder (målestokk ca. 1:15 000) av totalt 333 bestand, og oppsummerer med at gjennomsnittlig underestimering (bias) av bestandsvolum var fra 4 % til 38 % og standardavviket (tilfeldig feil) var fra 13 % til 33 %. Til sammenligning viste resultatene fra feltbaserte målinger 2 % til 6 % underestimering og et standardavvik (tilfeldig feil) fra 15 % til 31 %. Magnusson et al. (2007) rapporter lignende resultater fra Sverige, og i en fototakst på flybilder i målestokk 1:30 000 av bestand, med volum fra 80 til 500 m<sup>3</sup>/ha, fant de et standardavvik (tilfeldig feil) på 26 %.

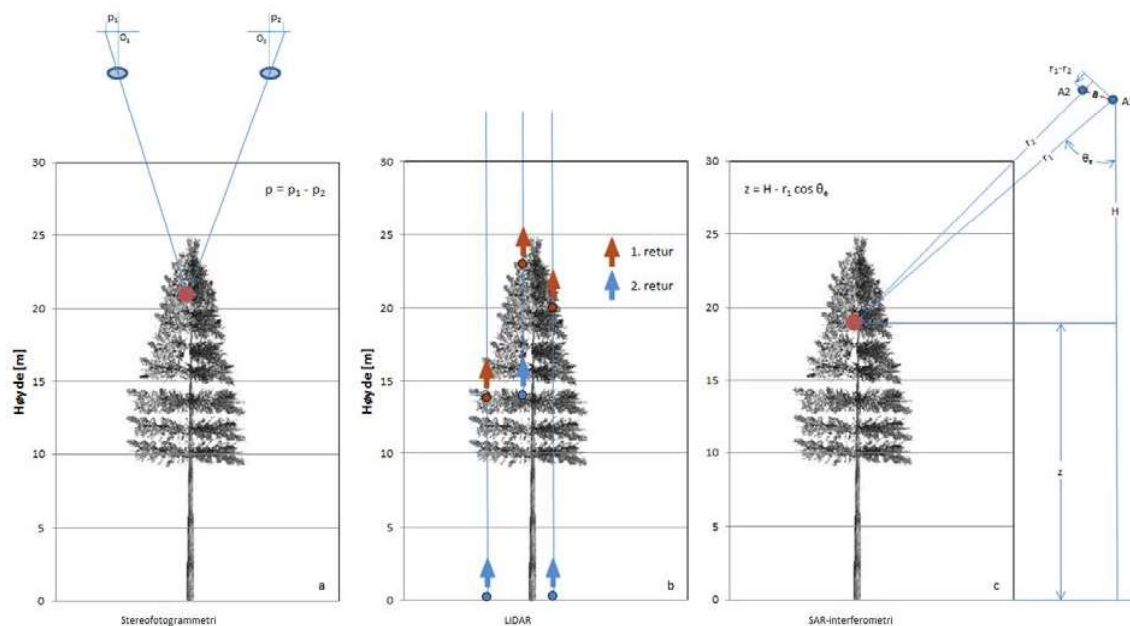
Alle de nevnte forsøkene ble utført på analoge flybilder, enten pankromatisk eller infrarød fargefilm. Magnusson et al. (2007) gjennomførte en test på digitale flybilder tatt med Z/I DMC. Bildene ble panskerpet og deretter tolket manuelt på en digital arbeidsstasjon av fire profesjonelle tolkere. Nøyaktigheten for bestandsvolum (RMSE %) var i gjennomsnitt på 24 % (minimum 17 % og maksimum 39 %). Nøyaktigheten for trehøyde var 1,4 m i gjennomsnitt. Tolkene mente den største forbedringen over analoge bilder var bedre mulighet til å se bakken mellom trærne i skyggepartier, noe som kan være helt umulig i analoge, nærinfrarøde flybilder. Se Figur 21 og Tabell 8 (s. 47) for sammenligning med resultater fra andre studier og fjernmålemetoder.

Erstatningen av analoge flybilder med digitale har gitt mulighet for å utvikle automatiserte metoder for å analysere og tolke bildene. Det ble tidlig startet utvikling av metoder for å automatisere relativ og absolutt orienteringen av flybilder, aerotriangulering og produksjon av overflatemodeller. Ulike metoder for å finne korresponderende punkter i bildepar ble utviklet. Ortofoto og digitale terrengmodeller er to sentrale produkter basert på digital fotogrammetri. Programvare for å generere høydemodeller fra digitale flybilder har eksistert i et par tiår allerede, men bruken av lidardata har i stor grad erstattet flybilder til dette formålet. Lidar ga mer nøyaktige høydedata og tettere punktdatasett, men med innføringen av digitale flykamera har imidlertid dette teknologigapet blitt redusert. Sammenlignet med digitale bilder basert på skanning av analoge opptak, har bilder fra digitale flykamera bedre radiometrisk oppløsning og signal-støy-forhold, noe som gir store fordeler ved matching i områder med lav tekstur. Det gir bedre kvalitet og høyere nøyaktighet i matchingen, der korresponderende

punkter i to eller flere bilder skal gjenfinnes. Med digitale flykamera kan det også, uten stor ekstrakostnad, tas mange bilder med stort overlapp, noe som reduserer problemer med blokkering for innsyn pga. oppstikkende objekter (Haala 2009).

Automatiske metoder for å finne korresponderende punkter i to eller flere bilder blir kalt bildematching (engelsk «image matching»). Et digitalt bilde består av en rekke tall, som representerer intensitetsverdien for en piksel, organisert i en tallmatrise, og det er en slik tallmatrise for hver bildekanal. I bildematching brukes statistikk beregnet fra disse tallene til å beregne et mål på likhet, og når en har funnet en minste/største verdi har man en «match». En metode for matching er arealbasert matching som baserer seg på å sammenligne intensitetsverdiene (eller gråtonene) mellom to bilder. I praksis utføres dette ved at metoden for hver piksel  $P$  avgrensner et mindre søkeområde i de andre bildene og så «klipper ut» et  $m \times n$  stort vindu rundt  $P$  og «skyver» dette over søkeområdet i de andre bildene og beregner for hver gang vinduet flyttes en observator (f.eks. korrelasjonen) som mål på likhet eller match. Den posisjonen som skårer høyest blir så bildekoordinaten for det korresponderende punktet. Parallaxen til punktet kan dermed bestemmes. I områder med liten kontrast vil det være et problem med å finne det matchende punktet; likeså vil områder i skygge og bratt terreng gi problemer, og i tillegg vil skygger som har beveget seg gi problemer når bilder fra ulike opptaksstriper skal matches (Haala 2009).

Skog og landskap jobber nå med et utviklingsprosjekt hvor denne metoden prøves ut flere steder i Norge. En automatisk matching-algoritme søker etter og finner tilsvarende piksler i stereopar, og deretter beregnes parallaxen for hver piksel (Figur 23). Denne kan så brukes til å bestemmes pikslens 3D-koordinater og resultatet er et punktskydatasett, som senere blir resamplert til et rasterdatasett med 50 cm GSD. Den stereometriske punktskyen kan sammenlignes med en punktsky fra en laserskanner, men med den viktige forskjellen at laserpunktene ligger fordelt fra bakken og gjennom hele høydeprofilen til vegetasjonen, mens de fleste stereometriske punktene ligger nært toppen av kronetaket. Egenskapene til den stereometriske punktskyen og hvor godt egnet den er til å estimere trehøyde og volum er ennå uvisst, men preliminnære resultater tyder på at en kan forvente noe dårligere nøyaktighet enn med laserdata.



Figur 23. Prinsippsskisser for tre ulike fjernmålemetoder for estimering av trehøyde. (a) viser prinsippet med konvensjonell stereofotogrammetri der parallaxen til et punkt måles fra to opptak fra forskjellige vinkler; (b) viser prinsippet til lidarteknologien hvor gangtiden til laserreturer måles; (c) viser prinsippet til InSAR-data der to radarer i tandem mottar radarreturer og måler faseforskjellen i de returnerte radarpulsene.

## 7. KONKLUSJON

Fjernmåling av skog har hatt en rivende utvikling de siste 40 årene, og i dag fins det mange aktuelle fjernmålingsinstrumenter for kartlegging av skogressurser. Et viktig skille går mellom instrumenter som er aktive og de som er passive; et annet mellom de som er flybårne og de som er satellittbårne; og et tredje mellom de som måler kun intensitet (gråtoner) og som gir 2D-data og de som kan måle avstand og som gir 3D-data. Med 3D-data får man en direkte sammenheng med skogens vertikale struktur, inkludert høyden på trær og kronetaket, mens med 2D-data får man kun en indirekte sammenheng.

Det har vært gjort forskning og utprøving av mange ulike typer fjernmålingsinstrumenter, både flybårne og satellittbårne, for kartlegging av skogressurser. I Figur 21 (s. 39) og Tabell 8 (s. 47) vises resultater fra flere forsøk i Sverige og Norge på å estimere bestandsvolum. Vi ser at lidardata gir høyest nøyaktighet, Næsset (2007) har rapportert en nøyaktighet som ligger i området 10 % til 15 %, mens studier med bruk av andre fjernmålingsdata har rapportert en nøyaktighet som ligger i området 20 % til 40 %.

For kartlegging av bestandsvariabler til bruk i skogbruksplanleggingen ble flybilder tatt i bruk fra 1960-tallet i Norge. Tomter (1989) utviklet og testet volumfunksjoner som er basert på variabler en kan måle i flybilder, som trehøyde eller kronehøyde og kronedekningsprosent. Han fant at en kan regne med standardavvik på mellom 20 % og 30 %, noe som stemte godt med tilsvarende undersøkelser i Sverige. Med slike resultater, viste fjernmåling av volum på flybilder seg som et alternativ til tradisjonelle relaskopmålinger av bestandsvolum. På 1990-tallet ble laseren introdusert som et aktuelt alternativ til flykamera for skogkartlegging. Næsset (1997) var tidlig ute med å utvikle og teste ut metoder for å estimere bestandsvariabler, inkludert volum, og det ble tidlig klart at bruk av lasermålinger fra fly var et godt alternativ til flybildetolkning. Tester har vist at en kan oppnå en nøyaktighet i området 10 % til 15 % for bestandsvolum, noe som er bedre enn det en vanligvis får med fototakster. Nasjonalt program for omløpsfotografering vil gi oss nye digitale flybilder hvert 5. år, med en GSD på ca. 25 cm. Med digital matching er det mulig å beregne en overflatemodell som representerer høyden til kronetaket, og trehøyden kan deretter beregnes ved å trekke fra terrenghøyden. Det vil da bli mulig å beregne bestandsvolum, men det er ennå uvisst hvor god nøyaktighet som kan oppnås. Kvaliteten på terrenghøyden er avgjørende for hvor nøyaktig estimert trehøyde blir og dermed avgjørende for nøyaktigheten på volumestimatene.

I 1984 ble Landsat 5 skutt opp, og om bord har den en sensor kalt Thematic Mapper med spektrale kanaler i det synlige, nærinfrarøde og mellominfrarøde området av det elektromagnetiske spekteret og en GSD på 30 m. Tomppo (1990) startet i 1989 en utvikling av den finske landsskogtakseringen ved å ta i bruk Landsat-bilder for å kunne gi estimater for små områder der antallet prøveflater ikke var tilstrekkelig. I Norge startet en utvikling av en tilsvarende metode 10 år senere, noe som har resultert i dagens SAT-SKOG-produkt. Metoden er basert på å sammenstille data fra prøveflater med kartdata og et satellittbilde og en ikke-parametrisk metode (kNN) for å predikere skogvariabler for hver piksel i bildet. Metoden kan gi heldekkende kart og statistiske estimater. Nøyaktigheten for enkeltpixels er lav, men nøyaktigheten til estimater for arealer er bedre fordi den tilfeldige feilen avtar når en summerer prediksjonene over større arealer, som bestand og kommuner. Fordi kNN-prediksjonene som inngår i beregningen av estimater for arealer er korrelerte, avtar ikke standardfeilen like raskt som den ville gjort hvis prediksjonene var uavhengige. To metoder for å beregne variansen til et kNN-estimat er tilgjengelig, men begge krever mye regnekraft. Med et estimat på variansen kan et konfidensintervall oppgis, noe som viser feilmarginene til estimatet. For SAT-SKOG datasettene er det ikke beregnet konfidensintervaller for estimatene til arealfigurene.

Bruk av satellittbåren radar med korte bølgelengder i X-bånd og C-bånd i skogkartlegging ble først lovende når det ble mulig å anvende nye teknikker som interferometri og radargrammetri. Solberg et al. (2012) har nylig demonstrert at en kan estimere bestandsvolum



med en nøyaktighet på ca. 20 % ved å bruke InSAR-data fra en satellittbåren X-bånd-radar. Det er noe lavere nøyaktighet enn hva som oppnås med bruk av lidardata, men klart bedre enn hva som til nå har blitt oppnådd med optiske satellittdata, som Landsat og SPOT.

Det nye europeiske satellittprogrammet med Sentinel 2 vil gi oss mye bedre dekning med optiske satellittdata enn det vi har hatt fram til i dag (2012). Dataene skal i prinsippet være fri og uten kostnad for brukerne. Det vil derfor bli mulig å skaffe bilder hvert år og til og med flere ganger hver sommer, slik at en kan utvikle enda mer aktuelle ressursoversikter. Med tilgang på stadig flere typer fjernmålte data, bedre kvalitet på dataene, flere opptak og mer avanserte metoder for analyse og tolkning ser framtiden for fjernmåling av skogressursene lys ut.

Tabell 8. Resultater fra ulike skandinaviske studier for bestandsvolum. Bias, SD, RMSE og R<sup>2</sup> er som definert på s.12. Bias markert med "\*" gjelder for datasett der volum er delt i klasser med ung, middels, og eldre skog. Positiv verdi betyr at ung skog er systematisk overestimert og negativ verdi at eldre skog systematisk underestimert. Statistikk merket \*\* gjelder for ung skog (trehøyde < 10 m).

Sensor	Plattform	Type	Variabel	Bias %	SD %	RMSE %	R <sup>2</sup>	Kilde
TerraSAR-X	S	SAR, X-bånd	InSAR-høyde			23	0,78	Solberg et al. 2012
SPOT 4	S	Optisk, 20 m	Intensitet/gråtone	45 til -13*		33		Holmström 2003
SPOT 5	S	Optisk, 10 m	Intensitet/gråtone			32		Magnusson 2006
Landsat 5	S	Optisk, 30 m	Intensitet/gråtone			36		Magnusson 2006
Flykamera	F	Analogt	Visuell trehøyde, kronetetthet	-2 til -7	21 til 31			Tomter 1989
Wild RC30	F	Analogt	Visuell trehøyde, kronetetthet			21		Magnusson 2006
Z/I DMC	F	Digitalt	Visuell trehøyde, kronetetthet			24		Magnusson 2006
CARABAS-II	F	SAR, VHF-bånd	Intensitet/gråtone	24 til -8*		42		Holmström 2003
Flykamera	F	Analogt	Visuell trehøyde, kronetetthet	-4 til -38	13 til 33			Eid et al. 1998
Optech ALTM 1020	F	Laser	Laser-høyde		17 til 43		0,46 til 0,89	Næsset 1997
Optech ALTM 1210	F	Laser	Laser-høyde		9 til 12			Næsset 2004
Optech ALTM 1233	F	Laser	Laser-høyde	2 til 77	11 til 13	11 til 14	0,84 til 0,89	Næsset 2007
Optech ALTM 1210	F	Laser	Laser-høyde			20 til 30**		Næsset 2011

## REFERANSER

- Chasmer, L., Hopkinson, C. og Treiz, P. 2006. Investigating laser pulse penetration through a conifer canopy by integrating airborne and terrestrial lidar. *Canadian Journal of Remote Sensing*, vol. 32:2, s. 116–125.
- Efron, B. og Tibshirani, R. 1993. *An Introduction to the Bootstrap*, Monographs on Statistics and Applied Probability 57, Chapman & Hall, s. 436.
- Eid, T. og Næsset, E. 1998. Determination of stand volume in practical forest inventories based on field measurements and photo-interpretation: The Norwegian experience. *Scandinavian Journal of Forest Research*, vol. 13, s. 246–254.
- Gjertsen, A.K. 2007. Accuracy of forest mapping based on Landsat TM data and a kNN-based method. *Remote Sensing of Environment*, vol. 110, s.420–430.
- Green, K., Tukman, M. og Finkbeiner, M. 2011. Comparison of DMC, UltraCam, and ADS40 Imagery for Benthic Habitat and Propeller Scar Mapping. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, vol. 77, nr. 6, s. 589–599.
- Haala, N. 2009. Comback of Digital Image Matching. I Fritsch, P. (Ed.) *Photogrammetric Week 2009*, september 7–11, 2009, s. 289–301.
- Holmström H. og Fransson J. E. S. 2003. Combining Remotely Sensed Optical and Radar Data in kNN-Estimation of Forest Variables. *Forest Science* vol. 49, nr. 3, s. 409–418.
- Hudak, T., Crookston, N.L., Evans, J.S., Hall, D.E., og Falkowski, M.J. 2008. Nearest neighbor imputation of species-level, plot-scale forest structure attributes from LiDAR data. *Remote Sensing of Environment*, vol. 112, s. 2232–2245.
- Jakubauskas, M.E. og Price, K.P. 1997. Empirical Relationships between Structural and Spectral Factors of Yellowstone Lodgepole Pine Forests. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, vol. 63, nr. 12, s. 1375–1381.
- Katila, M., og Tomppo, E. 2001. Selecting estimation parameters for the Finnish multisource National Forest Inventory. *Remote Sensing of Environment*, 76, 16–32.
- Kjær, R. 2010. Personlig kommunikasjon.
- Magnussen, S., McRoberts, R. og Tomppo, E. 2009. Model-based mean square error estimators for k-nearest neighbour predictions and applications using remotely sensed data for forest inventories. *Remote Sensing of Environment*, vol 113, s. 476–488.
- Magnussen, S., McRoberts, R. og Tomppo, E. 2010a. A resampling variance estimator for the k nearest neighbours technique. *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 40:4, s. 648–658.
- Magnussen, S., Tomppo, E. og McRoberts, R. 2010b. A model assisted k-nearest neighbour approach to remove extrapolation bias. *Scandinavian Journal of Forest Research*, vol. 25, s. 174–184.
- Magnusson, M., Fransson, E.S. and Olsson, H. 2007. Aerial photo-interpretation using Z/I DMC images for estimation of forest variables, *Scandinavian Journal of Forest Research*, vol. 22, s. 254–266.
- Magnusson, M. 2006. *Evaluation of Remote Sensing Techniques for Estimation of Forest variables at Stand Level*, dr.scient.-avhandling, Swedish University of Agricultural Sciences, Umeå, Sweden.
- McRoberts, R., Tomppo, E., Finley, A. og Heikkinen, J. 2007. Estimating areal means and variances of forest attributes using the k-Nearest Neighbors technique and satellite imagery. *Remote Sensing of Environment*, vol. 111:4, s. 466–480.

- McRoberts, R. 2009. Diagnostic tools for nearest neighbors techniques when used with satellite imagery. *Remote Sensing of Environment*, vol. 113, s. 489–499.
- McRoberts R. 2012. Estimating forest attribute parameters for small areas using nearest neighbors techniques. *Forest Ecology and Management*, vol. 272:4, s. 3–12.
- Nilsson, M., Holm, S., Reese, H., Wallerman, J., og Engberg, J. 2005. Improved forest statistics from the Swedish National Forest Inventory by combining field data and optical satellite data using post-stratification. *Proceedings of ForestSAT 2005 in Borås, 31 mai–3 juni, Rapport 8a* (s. 22–26).
- Næsset, E. 2011. Estimating above-ground biomass in young forests with airborne laser scanning. *International Journal of Remote Sensing*, vol. 32, nr. 2, s. 473–501.
- Næsset, E. 2009. Effects of different sensors, flying altitudes, and pulse repetition frequencies on forest canopy metrics and biophysical stand properties derived from small-footprint airborne laser data, *Remote Sensing of Environment*, vol. 113, s. 148–159.
- Næsset, E. 2007. Airborne laser scanning as a method in operational forest inventory: Status of accuracy assessments accomplished in Scandinavia, *Scandinavian Journal of Forest Research*, vol. 22, s. 433–442.
- Næsset, E. 2004. Practical Large-scale Forest Stand Inventory Using a Small-footprint Airborne Scanning Laser. *Scandinavian Journal of Forest Research*, vol. 19, s. 164–179.
- Næsset, E. 2002. Predicting forest stand characteristics with airborne scanning laser using a practical two-stage procedure and field data. *Remote Sensing of Environment*, vol. 80:1, s. 88–99.
- Næsset, E. 1997. Estimating timber volume of forest stands using airborne laser scanner data. *Remote Sensing of Environment*, vol. 61:2, s. 246–253.
- Reese, H., Nilsson, M., Sandström, P. og Olsson, H. 2002. Application using estimates of forest parameters derived from satellite and forest inventory data, *Computers and Electronics in Agriculture*, vol. 37, s. 37–55.
- Reutebuch, S.; McGaughey, R. og Andersen, H. E. US Forest Service, Pacific Northwest Research Station, (<http://forsys.cfr.washington.edu/Lidar%20research%20overview.pdf>).
- Soenen, S.A., Peddle, D.R. og Coburn, C.A. 2005. SCS+C: A Modified Sun-Canopy-Sensor Topographic Correction in Forested Terrain. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, vol. 43, nr. 9, s. 2148–2159.
- Solberg, S., Astrup R., Gobakken T., Næsset E., og Weydahl D. 2010, Estimating spruce and pine biomass with interferometric X-band SAR, *Remote Sensing of Environment*, vol. 114:10, s. 2353–2360.
- Søgnen, S. 2010. Epost 3. september, <[svein.soegnen@skog.no](mailto:svein.soegnen@skog.no)>.
- Tokola, T., Pitkänen, J., Partinen, S. og Muinonen, E. 1996. Point accuracy of a non-parametric method in estimation of forest characteristics with different satellite materials. *International journal of Remote Sensing*, vol. 17, nr. 12, s. 2333–2351.
- Tomppo E., Olsson H., Ståhl G. Nilsson M., Hagner, O. og Katila M. 2008. Combining national forest inventory field plots and remote sensing data for forest databases. *Remote Sensing of Environment* vol. 112, s. 1982–1999.
- Tomppo, E. 2005. The Finnish Multi-Source National Forest Inventory, K. Hobbelstad (red.) *Forest Inventory and Planning in Nordic Countries. Proceedings of SNS Meeting at Sjusjøen, Norway, September 6-8, 2004, NIJOS rapport 9/2005*, s. 169–202.

- Tomppo, E. 1990. Satellite Image-based National Forest Inventory of Finland. Proceedings of ISPRS, 17–21 september 1990, Victoria, BC, Kanada, s. 115–119.
- Tomter, S. 1989. Volumregistrering ved hjelp av flybilder. Rapport 1/89, Norsk institutt for skogforskning, s. 12.
- Trollvik, J.A., Gjertsen, A.K., Sørensen, K. og Larsen, R. 2012. Forberede mottak og anvendelse av optiske satellittdata for Norge digitalt, Kartverket rapport ANB11-05, s. 63.
- Trotter, C. M., Dymond, J. R. og Goulding, C. J. 1997. Estimation of timber volume in a coniferous plantation forest using Landsat TM. International Journal of Remote Sensing, vol. 18(10), s. 2209–2223.
- Wulder, M.A., White, J.C., Nelson, R.F., Næsset, E., Ørka, H.O., Coops, N.C., Hilker, T., Bater, C.W. og Gobakken, T. 2012. Lidar sampling for large-area forest characterization: A review, Remote Sensing of Environment, vol. 121, s. 196–209.

## APPENDIKS

Tabell 9. Forkortelser

Forkortelse	Forklaring
A/D-omformer	Analog til digital-omformer. En krets som omformer en analog spenning til en digital verdi. Kretsen sammenligner det analoge signalet, $U$ , med referansespenninger, $U_{ref}$ , for å avgjøre hvilken verdi den aktuelle spenningen har.
CCD	Charge-Coupled Device. Et apparat for å omforme elektrisk ladning til digitale verdier, og består av en integrert krets med kondensatorer. Brukes i digitale kameraer. Konvertering fra ladning til spenning foregår i en felles omformer, og alle ladningene flyttes sekvensielt til denne før de kan konverteres til spenning. A/D-omformeren sitter utenfor kortet.
CMOS	Complementary Metal-Oxide Semiconductor. Et apparat for å omforme elektrisk ladning til digitale verdier, og består av en integrert krets med kondensatorer. Brukes i digitale kameraer. Konvertering fra ladning til spenning foregår separat i hver piksel. A/D-omformeren sitter på kortet.
DN	Digital Number. Brukes som benevning for pikselverdier lagret som heltallsverdier, f.eks. 8 bits eller 12 bits heltall. DN-verdier kan omregnes til radiansverdier ved å bruke en formel (se under) og parameterne L-min og L-maks som er oppgitt i metadatasettet til et satellittbilde. Landsat kan gjøre opptak i to ulike modus, såkalt «low gain» og «high gain», og L-min og L-maks er ulike for de to modusene. Det er ett sett med parametere for hver kanal. Omregning til radians gjøres med formelen $L = \frac{L_{maks} - L_{min}}{DN_{maks} - DN_{min}} (DN - DN_{min}) + L_{min}$ Minste DN-verdi kan enten være 0 eller 1. Ofte brukes 0 til å flagge manglende data, og da representerer $DN_{min} = 1$ minste mulige radiansverdi, L-min.
DTM	Digital Terrain Model. Digital terrengmodell.
ESA	European Space Agency
ETM+	Enhanced Thematic Mapper Plus. Det optiske instrumentet om bord på Landsat 7 satellitten. ETM+ har åtte kanaler, sju i det synlige/infrarøde området, ett i det termiske området. ETM+ har en pankromatisk kanal med 15 m GSD, mens fargekanalene har 30 m og termisk 120 m.
GSD	Ground Sample Distance. Avstand, målt på bakken, mellom senterpunktene i to piksler.
IFOV	Instantaneous Field of View. Et vinkelmål (i radianer) som bestemmer hvor stort område på bakken et detektorelement avbilder.
kNN	k-Nearest Neighbor (k-nærmeste nabo) er en ikke-parametrisk metode eller modell for prediksjon. Hvis $Y$ er en vektor med responsvariabler (e.g. volum, alder, biomasse, grunnflate) observert på et utvalg $n$ fra en populasjon $N$ , hvor $n \ll N$ , og $X$ en vektor med kovariabler (e.g. spektrale kanaler) observert på alle populasjonselementene $N$ , så utgjør settet med observasjoner både for $Y$ og $X$ referansedatasettet og settet med populasjonselementer hvor prediksjon av responsvariabler $Y$ er ønsket, måldatasettet. kNN-modellen predikerer verdier for et målelement (piksel) som en lineær kombinasjon av de $k$ nærmeste elementene i referansedatasettet, hvor nærhet måles i rommet utspent av kovariablene $X$ .

<b>Forkortelse</b>	<b>Forklaring</b>
Landsat	Land Remote-Sensing Satellite. Amerikansk jordressurssatellitt som eies og driftes av US Geological Survey. Landsat 5 ble skutt opp i 1984 og Landsat 7 i 1999. Data distribueres gratis for brukerne. Landsat 8 skal skytes opp i februar 2013. Optiske instrumenter: Thematic Mapper <sup>TM</sup> på Landsat 5, Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+) på Landsat 7 og Optical Land Imager (OLI) på Landsat 8. Opptaksfrekvens er 16 dager med en satellitt og 8 dager med to satellitter (Landsat 7 og 8).
LiDAR	Light Detection And Ranging. Avstandsmåling med laserlys.
MSI	Multi Spectral Instrument. Det optiske instrumentet om bord på Sentinel 2 (S-2A og S-2B). MSI har 13 spektrale kanaler fordelt i det synlige, nærinfrarøde og mellominfrarøde området. GSD er på 10 m, 20 m og 60 m. Tre kanaler har 60 m GSD og skal brukes til atmosfærisk korreksjoner av de andre kanalene.
OLI	Optical Land Imager. Det optiske instrumentet om bord på Landsat 8. OLI har ni kanaler: en pankromatisk kanal med 15 m GSD, fire synlige kanaler, en nærinfrarød kanal, og tre mellominfrarøde kanaler, alle med 30 m GSD.
Piksel	Fra eng. picture, en forkortelse for <i>picture element</i> . Betydningen er avhengig av kontekst. I sammenheng med digitale bilder betyr det vanligvis den minste enheten i et bilde, dvs. punktene bildet er bygd opp av. Piksel kan også brukes om fotavtrykket på bakken, dvs. det arealet på bakken som en piksel representerer.
RMSE	Root Mean Square Error. Observator som brukes for å beregne gjennomsnittlig feil på prediksjoner eller estimater. Et datasett der en har både observasjoner og prediksjoner (estimer) brukes i beregningen. RMSE gir et empirisk anslag på nøyaktigheten, i motsetning til metoder som er dedusert fra teoretiske antagelser.
SAR	Synthetic Aperture Radar. Bruk av dopplereffekten for å syntetisere en lengre antenne og kan dermed få høyere geometrisk oppløsning på radarsignalene.
Sentinel 2	Serie med europeiske satellitter som bygges på oppdrag fra ESA og EU. Satellittene skal ha en sentral rolle i EUs GMES-program for global overvåking for miljø og sikkerhet. Sentinel 2A og 2B har et optisk instrument kalt Multi Spectral Imager (MSI) om bord. Sentinel 2A skal skytes opp i 2014 og Sentinel 2B ca. 16 måneder senere. Opptaksfrekvens er 10 dager med en satellitt og 5 dager med to (S-2A og S-2B). Pga. stort overlapp mellom scener nært polområdene, blir opptaksfrekvensen i praksis større over Norge, dvs. 3 dager.
SPOT	Système Pour l'Observation de la Terre. Fransk jordressurssatellitt som driftes av Spot Image. SPOT 6 ble skutt opp i september 2012. Det optiske instrumentet har fire fargekanaler og en pankromatisk kanal med hhv. GSD på 8 m og 1,5 m. Fargekanalene representerer blått, grønt, rødt og nærinfrarødt lys. Data omsettes kommersielt.
TIRS	Thermal Infrared Sensor. Termisk sensor med to kanaler om bord på Landsat 8. GSD på 100 m.
TM	Thematic Mapper. Det optiske instrumentet om bord på Landsat 5 satellitten. TM har syv kanaler, seks i det synlige/infrarøde området og ett i det termiske området, GSD er på hhv. 30 m og 120 m.
USGS	United States Geological Survey

Tabell 10. Begreper

Begrep	Forklaring
Estimator	En estimator bruker data for å gjette på en populasjonsparameter, som er en fast verdi som ikke endrer seg, e.g. forventningen $\mu$ til en populasjon.
Irradians	<p>Irradians [<math>\text{W}\cdot\text{m}^{-2}</math>] har enheten watt per kvadratmeter og er et mål på strålingsfluksen per arealenheter. Irradians har symbolet <math>E</math> eller <math>M</math>, for hhv. stråling inn på en flate eller ut fra en flate. <math>M</math> blir ofte også kalt eksitans. Definisjonen er</p> $E = M = \frac{d\Phi}{dA}$ <p><math>d\Phi</math> [W] er fluksen gjennom arealelementet <math>dA</math>.</p> <p>Spektral irradians (spektral eksitans) [<math>\text{W}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\mu\text{m}^{-1}</math>] er definert tilsvarende irradians (eksitans). Definisjonen er</p> $E_\lambda = M_\lambda = \frac{d^2\Phi}{dA d\lambda}$ <p><math>d^2\Phi</math> [W] er fluksen gjennom arealelementet <math>dA</math> og innenfor den elementære båndbredden <math>d\lambda</math> rundt bølgelengden <math>\lambda</math>.</p> <p>Alternativt brukes enheten nm for bølgelengde:  <math>1 \text{ nm} = 10^{-9} \text{ m}</math> og <math>1 \mu\text{m} = 10^{-6} \text{ m}</math>  <math>1 \text{ W}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{nm}^{-1} = 1000 \text{ W}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\mu\text{m}^{-1}</math>.</p>
Prediktor	En prediktor bruker data for å gjette på utfallet av en tilfeldig variabel, og kan ha samme matematiske formel som en estimator, men en prediksjon kommer alltid med en større usikkerhet pga. variasjonen i utfallet av en tilfeldig variabel.
Radians	<p>Radians [<math>\text{W}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{sr}^{-1}</math>] har enheten watt per kvadratmeter per steradian og er et mål på strålingsfluksen per arealenheter og romvinkel. Radians har symbolet <math>L</math>. Definisjonen er</p> $L = \frac{d^2\Phi}{dA \cos \theta d\omega}$ <p><math>d^2\Phi</math> [W] er fluksen gjennom arealelementet <math>dA</math> og innenfor den elementære romvinkelen <math>d\omega</math> i retning <math>\theta</math> relativt til flatenormalen til <math>dA</math>.</p> <p>Radians korresponderer med begrepet <i>brightness</i>, som på norsk kan oversettes med lysstyrke eller lyshet. En perfekt diffus reflektor vil spre lyset slik at radiansen er lik i alle retninger.</p> <p>Spektral radians [<math>\text{W}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{sr}^{-1}\cdot\mu\text{m}^{-1}</math>] er definert tilsvarende radians. Definisjonen er</p> $L_\lambda = \frac{d^3\Phi}{dA \cos \theta d\omega d\lambda}$ <p><math>d^3\Phi</math> [W] er fluksen gjennom arealelementet <math>dA</math> og innenfor den elementære romvinkelen <math>d\omega</math> i retning <math>\theta</math> relativt til flatenormalen til <math>dA</math> og innenfor den elementære båndbredden <math>d\lambda</math> rundt bølgelengden <math>\lambda</math>.</p>
Reflektans	<p>Reflektans er enhetsløs og er definert som forholdet mellom stråling inn på en flate og stråling reflektert fra flaten. Hemisfærisk reflektans har symbolet <math>\rho</math>. Definisjonen er</p> $\rho = \frac{M}{E}$ <p>Hemisfærisk reflektans er altså forholdet mellom innstråling fra alle himmelretninger inn på en flate og reflektert stråling i alle</p>



Begrep	Forklaring
	<p>himmelretninger ut fra flaten.</p> <p>Spektral hemisfærisk reflektans er definert tilsvarende med spektral eksitans, <math>M_\lambda</math>, og spektral irradians, <math>E_\lambda</math>. Definisjonen er</p> $\rho(\lambda) = \frac{M_\lambda}{E_\lambda}$
Romvinkel	<p>Romvinkel er enhetsløs, men benevnes med steradian [sr] og er et vinkelmål i rommet tilsvarende radianer i planet. Gitt en kule med radius <math>r</math> og et areal <math>a</math> på overflaten av kula, så er romvinkelen utspent av <math>a</math> definert som forholdet</p> $\omega = \frac{a}{r^2}$ <p>En blenderåpning i et optisk system, sammen med avstanden <math>d</math> til et punkt som avbildes, definerer en romvinkel. Denne romvinkelen rommer alle stråler fra punktet som går gjennom blenderåpningen; samlingen med stråler kalles en strålebunt.</p>
Variabel	<p>En variabel er en størrelse som kan endre verdi, og brukes for å operasjonalisere et attributt, som representerer en egenskap ved et objekt, for videre analyser og dataprosessering. Alder er et eksempel på et attributt til en prøveflate (objektet) og en variabel som operasjonaliserer alder kan f.eks. ha verdmengden {ung, gammel}, {0,1} eller {0,1,2,3,...}.</p> <p>En <i>tilfeldig</i> variabel er en variabel som forandrer verdi etter utfallet av en tilfeldig prosess. Den har ingen enkel verdi, men kan derimot anta et sett av mange forskjellige verdier, alle med en tilhørende sannsynlighet.</p>