

MASTEROPPGÅVE

Master in Landscape Planning


Endringar i eit vestnorsk kystlandskap som følge av planting og naturleg forynging av sitkagran (*Picea sitchensis*)

Ein landskapsøkologisk og metodisk studie

av

Åse-Birgitte Berstad

November 2014

		<h1 style="text-align: center;">Masteroppgåve</h1>	
<p>Boks 133, 6851 SOGNDAL, 57 67 60 00, fax: 57 67 61 00 – post@hisf.no – www.hisf.no</p>			
<p>Masteroppgåve i: Master in Landscape Planning</p>			
<p>Tittel: Endringar i eit vestnorsk kystlandskap som følgje av planting og naturleg forynging av sitkagran (<i>Picea sitchensis</i>): ein landskapsøkologisk og metodisk studie</p>			
<p>Engelsk tittel: Landscape changes in coastal Western Norway due to afforestation and natural rejuvenation of Sitka spruce (<i>Picea sitchensis</i>): a landscape ecological and methodological study</p>			
<p>Forfattar: Åse-Birgitte Berstad</p>			
<p>Emnekode og emnenamn: PL4-301, Master Thesis in Landscape Planning</p>		<p>Kandidatnummer: 1</p>	
<p>Publisering i institusjonelt arkiv, HISF Biblioteket: Eg gjev med dette Høgskulen i Sogn og Fjordane løyve til å publisere oppgåva i Brage dersom karakteren A eller B er oppnådd. Eg garanterer at eg har opphav til oppgåva, saman med eventuelle medforfattarar. Opphavsrettsleg beskytta materiale er nytta med skriftleg løyve. Eg garanterer at oppgåva ikkje inneheld materiale som kan stride mot gjeldande norsk rett. JA <input checked="" type="checkbox"/> Nei <input type="checkbox"/></p>		<p>Dato for innlevering: 28.11.2014</p>	
<p>Eventuell prosjekttilknytning ved HSF: <i>Spruce on the loose – invasion potential of Sitka spruce in coastal Western Norway (SITKA)</i></p>		<p>Emneord: Sitkagran, <i>Picea sitchensis</i>, flyfototolking, invaderande framande artar, kystlynghei, landskapsøkologi, invasjonøkologi</p>	

Tittel og samandrag:

Endringar i eit vestnorsk kystlandskap som følgje av planting og naturleg forynging av sitkagran (*Picea sitchensis*): ein landskapsøkologisk og metodisk studie

Sitkagran (*Picea sitchensis*) er planta langs store delar av kysten og spreier seg no i kystlynghei, som er ein truga naturtype. Arten har høg økologisk risiko for naturmangfaldet men er også økonomisk viktig for skogbruket. Gode metodar er difor avgjerande for å overvake utviklinga. Studien hadde som mål var å undersøke (1) generelle endringar i landskapet ved Drage, Selje og Raudeberg over tid; (2) kva naturtypar og kor mykje areal sitkagran har spreidd seg til; og (3) om metoden fungerer til desse føremåla og gjev representative resultat.

Studieområdet ligg nordvest i Sogn og Fjordane fylke i Selje og Vågsøy kommunar. Landskapet vart analysert ved hjelp av GIS, flyfototolking og feltkontrollar. Flyfoto frå 1960-, 1980- og 2000-talet vart analysert i ti ruter (100 x 100 m) i tre blokker (1 km²), totalt 30 ruter. Naturtypar og treslagsdominans vart klassifisert i kvar rute for kvart flyfoto. Naturleg forynging av sitkagran, suksesjonsfase og hogstklasse vart registrert i kvar rute ved feltkontroll. For å teste korleis rutene representerte variasjonen i naturtypar vart kvar blokk samanlikna med respektive ruter ved utrekning av Keyfitz's delta.

Resultata viste først og fremst ei generell auke i tresett areal som følgje av skogplanting med sitkagran. Som konsekvens har arealet med kystlynghei minka drastisk. Naturleg forynging av sitkagran var utbreidd, først og fremst i kystlynghei, men òg i myrkant, kulturmark, skog og vegkantar. Fem ruter var nok til å representere landskapet på ein akseptabel måte. Alt i alt er det skogreisinga som har endra landskapet mest hittil, medan landskapet i tida framover vil truleg endrast mykje også grunna spreiding av sitkagran. Romleg analyse basert på flyfototolking vil med visse forbedringar vere ein effektiv måte å overvake landskapsendringar og estimere spreidinga av sitkagran.

Title and Abstract:

Landscape changes in coastal Western Norway due to afforestation and natural rejuvenation of Sitka spruce (*Picea sitchensis*): a landscape ecological and methodological study

Sitka spruce (*Picea sitchensis*) is planted in large amounts along the Norwegian coast, and is found to invade coastal heathlands, which are threatened habitats. The species have a high ecological risk for biodiversity but is also economically important for forestry. Good methods are therefore of crucial importance to monitor the development. The study aimed to investigate (1) general changes in the landscape of Drage, Selje and Raudeberg over time; (2) what habitats and how much area are invaded by Sitka spruce; and (3) if the methods are appropriate for these purposes and give representative results.

The study area is located in the northwestern part of Sogn og Fjordane county, in Selje and Vågsøy municipalities. The landscape was spatially analyzed using GIS, aerial photo interpretation and field controls. Aerial photos from the 1960's, 1980's and 2000's were analyzed in ten plots (100 x 100 m) within three blocks (1 km²), 30 plots in total. Habitats and tree layer domination were classified in each plot for each photo. Natural rejuvenation of Sitka spruce, successional phases and development classes was registered in each plot during field controls. To test how the distributions of habitats were covered in the plots, each block was compared to its respective plots through calculating Keyfitz's delta.

The results showed a general increase in wooded area due to afforestation, consisting mainly of Sitka spruce. Consequently, the area of coastal heathlands has been drastically reduced. Natural rejuvenation of Sitka spruce was common, primarily in coastal heathlands, but also in the mire edges, semi-natural grasslands, forest and road verges. Five plots seemed enough to represent the landscape in an acceptable level.

In conclusion, the major landscape changes so far have happened due to afforestation, but the future landscape will amongst others be characterized by the invasion of Sitka spruce. Spatial analysis based on aerial photo interpretation will, given certain improvements, be an effective method for monitoring landscape changes and estimating Sitka spruce invasion.

FØREORD

Denne oppgåva vart til mellom juni og november 2014, og er det endelege resultatet av 2,5 år med Master in Landscape Planning ved Høgskulen i Sogn og Fjordane (HISF), i tillegg til tre år med bachelor i Landskapsplanlegging med landskapsarkitektur (2008-2011). Delar av masterstudiet vart teke ved Sveriges Lantbruksuniversitet i Alnarp, Sverige og Københavns Universitet i Frederiksberg, Danmark, men oppgåva er først og fremst basert på kurset *Restoration Ecology* ved HISF i Sogndal, hausten 2012. Oppgåva kan reknast som ein pilot til phd-prosjektet *Spruce on the Loose – invasion potential of Sitka spruce in coastal Western Norway* (SITKA), som Inger Auestad ved HISF skal rettleie i samarbeid med Knut Rydgren. I denne samanhengen kan oppgåva først og fremst bidra med å "gå opp løypa" for ein metode som kan nyttast til liknande problemstillingar i phd-prosjektet.

Eg vil først og fremst takke rettleiarane mine, Inger Auestad og Knut Rydgren, for at dei har teke seg god tid til rettleiing i heile prosessen med oppgåva, og for å vere gode motivatorar. Begge var med på første rekognoseringsstur til studieområdet. Auestad har vore særleg hjelpsam med å finne relevant litteratur og Rydgren med tilrettelegging av statistiske resultat ved test av metode (t.d. bootstrapping). I tillegg har Liv Norunn Hamre gjeve god hjelp og rettleiing med ArcGIS, og har trådd til når problem har oppstått. Eg ynskjer alle tre lukke til med SITKA-prosjektet dei komande åra!

I tillegg vil eg takke Åmund Fykse (no pensjonert) og andre i Statens kartverk for god hjelp med å finne flyfoto i dei innleiande fasane til studien, fylkesskogmeister Merete Larsmon ved Fylkesmannen i Sogn og Fjordane for opplysende informasjon om skogplanting i fylket, samt Bjørn Eide, Kristi Wold og Harry Tunheim som har fortalt om skogplantinga i studieområdet. I slutten av september deltok eg på seminaret "*Pøbelgran på avveie*" i regi av SABIMA og Norsk Botanisk Forening (NBF) i Stord, Hordaland. Her fekk eg mellom anna god innsikt i utfordringane ved sitkagran og andre framande treslag, og takkar Honorata K. Gajda i NBF og føredragshaldarane for eit interessant og opplysende seminar. Sist, men ikkje minst, vil eg takke sambuaren min, Vegard, for tolmod og støtte gjennom mange månader med hardt arbeid og tidvis frustrasjon. Alle bilete i oppgåva er tekne av underteikna, med mindre noko anna er nemnt i figurteksten.

Sogndal, 27.11.2014

Åse-Birgitte Berstad

INNHALDSLISTE

<u>1</u>	<u>INNLEIING</u>	<u>6</u>
<u>2</u>	<u>MATERIALE OG METODE</u>	<u>9</u>
2.1	STUDIEOMRÅDE	9
2.2	ARTEN	13
2.3	DATAINNSAMLING	15
2.4	FEILKJELDER	22
<u>3</u>	<u>RESULTAT</u>	<u>24</u>
3.1	LANDSKAPSENDRINGAR FRÅ 1968 TIL 2006/08	24
3.2	NATURLEG FORYNGING AV SITKAGRAN I 2014	27
3.3	GJEV METODEN REPRESENTATIVE RESULTAT?	29
<u>4</u>	<u>DRØFTING</u>	<u>32</u>
4.1	GENERELLE LANDSKAPSENDRINGAR	32
4.2	NATURLEG FORYNGING AV SITKAGRAN	33
4.3	METODISKE VURDERINGAR	36
<u>5</u>	<u>KONKLUSJON</u>	<u>40</u>
	LITTERATUR	41
	PERSONLEG KOMMUNIKASJON	45
	VEDLEGG 1: PLANTESTATISTIKK FOR SITKAGRAN I SOGN OG FJORDANE	46
	VEDLEGG 2: METADATA DRAGE	47
	VEDLEGG 3: METADATA SELJE	48
	VEDLEGG 4: METADATA RAUDEBERG	49
	VEDLEGG 5: SKJEMA FOR FELTKONTROLL	50

1 INNLEIING

Menneskelege inngrep i landskap og økosystem har dei siste 50 åra vorte større og meir intense enn nokon gong i menneska si historie. Dette har resultert i irreversible tap og reduksjon av biologisk mangfald. I Millennium Ecosystem Assessment (2005) er årsaker til tap av biologisk mangfald indirekte forklart med ein formidabel folkevekst og auka behov for mat, vatn, tømmer og brensel. Dette har gjeve direkte utslag på økosystema i form av habitatødelegging, klimaendringar, invasjon av framande artar, overutnytting og ureining (Millenium Ecosystem Assessment 2005).

Invaderande framande artar (også kalla framande skadelege artar) fekk først eit auka fokus etter Riokonvensjonen, den første globale avtalen om vern og berekraftig bruk av biologisk mangfald, som vart vedteken og signert av Noreg og 185 andre land i 1992 (Miljøverndepartementet 2000). Definisjonen på ein framand art er ifølgje Gederaas et al. (2012) at den ved hjelp av menneske er spreidd frå ein biogeografisk region til ein anna, anten tilsikta eller utilsikta. Ein *invaderande* framand art er i tillegg vurdert som ein problemart, det vil seie at den har negativ effekt på stadeigne artar og naturtypar (Gederaas et al. 2012). 217 av artane som er innført til Noreg etter år 1800 er vurdert som slike problemartar, og som står oppført på "svartelista" med høg eller svært høg økologisk risiko for stadeig naturmangfald (Gederaas et a. 2012).

Tre og busker med status som invaderande utgjer ein relativt liten del av artane som er innført til Europa frå andre verdsdelar. Av totalt 2843 artar innført til Europa i 2008 var 1780 rekna som *naturaliserte*, det vil seie artar som er i stand til å reprodusere til levedyktige bestander utan direkte bistand frå menneske, gjennom frøspreiing eller vegetativ formeiring (Lambdon et al. 2008). Likevel er berre 61 busker og 76 treslag rekna som invaderande (Rejmanek & Richardson 2013). Årsaker til dei låge tala kan til dømes vere at mange treslag er innført relativt nyleg og ikkje er kome over latensperioden enno (Carrillo-Gavilan & Vila 2010), det vil seie perioden frå arten vert innført til den naturaliserer seg i det nye miljøet (Gederaas et al. 2012). Grunna låg utbreiing i Europa i motsetning til andre verdsdelar har til dømes bartre i liten grad blitt framstilt som problemartar av forskarar i Europa (Carrillo-Gavilan & Vila 2010). Men vi veit at mørketal kan oppstå som konsekvens av at mange treslag er viktige økonomisk og dermed ikkje direkte uønskte (Richardson et al. 2014). Uavhengig av invasjonsgrad, har planting av framande treslag i seg sjølv hatt stor påverknad på landskap og økosystem – særskilt ved planting i ope kulturlandskap (Aarrestad et al. 2013; Bremer & Farley 2010; Nygaard et al. 1999; Rundel et al. 2014).

Etter siste istid har treslaga i Vest-Noreg stort sett vore avgrensa til furu (*Pinus sylvestris*) og ulike lauvtre, medan kystområda gjennom fleire tusen år med avskoging, lyngbrenning og påfølgjande beiting har vorte forma til trelause lyngheier (Kaland & Kvamme 2013). Med unntak av granskogen på Trøndelagskysten, er furu den einaste stadeigne bartrearten i kystområda vest for fjella (Moen 1998). Framover mot 1900-talet var furuskogane på Vestlandet blitt sterkt redusert av trelasteksport og ein befolkningsvekst med hard beitebruk og hogst (Tomter 2014). Dette førte til ei stor interesse for å introdusere bartre som kunne produsere trevirke til skogbruket, og resulterte i ei storstilt skogreising langs kysten i mellom- og etterkrigstida (Øyen et al. 2009). Målet med skogreisinga var å styrke skogindustrien og å gje gardsbruka eit større økonomisk handlingsrom (Øyen et al. 2009). Difor er både norsk gran (*Picea abies*) og innførte bartreslag frå Europa, Nord-Amerika og Aust-Asia eit vanleg syn på Vestlandet i dag. Det mest utbreidde av desse er sitkagran (*Picea sitchensis*), som vart introdusert frå Nord-Amerika i siste halvdel av 1800-talet (Øyen et al. 2009). Sitkagran viste seg å vere godt tilpassa det fuktige klimaet ved kysten, og hadde ein høgare volumproduksjon enn den norske grana (Vadla 2007). Totalt har det vore planta ut minst 500 000 daa langs kysten av Noreg, frå Lista til Vesterålen, noko som i stor grad har påverka landskapet (Øyen et al. 2009). Etter 1990 har derimot plantinga av sitkagran minka jamt og trutt, og har etter 2005 vore minimal (vedlegg 1).

Sitkagran står no oppført på svartelista som ein art med svært høg risiko (SE) for naturmangfaldet – hovudsakleg grunna spreiding i kystlynghei som er ein truga naturtype (EN) (Gederaas et al. 2012). Svartelista ligg til grunn for statleg regulering av innføring og utsetjing av framande organismar (jf. naturmangfaldlova kap. 4), mellom anna gjennom *Forskrift om utsetting av utanlandske treslag*, vedteken i 2012 for å "*hindre at utsetting av utenlandske treslag medfører eller kan medføre uheldige følger for naturmangfoldet*" (jf. § 1, Miljøverdepartementet 2012). Den strenge reguleringa medfører at dei som ynskjer å plante ut sitkagran til skogbruksformål må søkje om løyve hjå Fylkesmennene, trass i at det er eit økonomisk viktig treslag (Miljøverdepartementet 2012).

Ein offentleg debatt om sitkagrana går no føre seg, hovudsakleg med miljøverninteresser på den eine sida og skogbruksinteresser på den andre. Innan skogbruksnæringa meiner enkelte at sitkagrana bør plantast meir av, som eit verdifullt treslag i tømmerindustrien og som CO₂-bindar i klimaskog-samanheng, medan miljøverninteresser meiner sitkagrana er ei "pøbelgran", det vil seie eit invaderande treslag som øydelegg og medfører tap av verdifullt naturmangfald (sjå t.d. Gillesvik 2014; Seehusen 2013; Thonhaugen 2014a; Thonhaugen 2014b). Debatten om sitkagrana er ei klassisk

interessekonflikt for eit treslag som er viktig økonomisk, og skaper utfordringar både for forvaltning, samfunn og forskning (Dodet & Collet 2012; Richardson et al. 2014). Sjølv om det er ueinigheit om kva verdiar som er viktige, er konflikten tydeleg forsterka av dei store landskapsendringane (Nygaard et al. 1999).

Motsetnadane peikar mot at kunnskapsnivået er for lågt, og at det er behov for meir forskning på korleis sitkagrana påverkar naturmangfaldet lokalt og i eit større perspektiv, samt korleis bestanden vil utvikle seg i åra som kjem. Ei god forvaltning av kystområda i Noreg er avhengig av det vert utvikla gode metodar for økologiske risikovurdering av framande treslag (Gederaas et al. 2012), og det er stadig behov for å rapportere informasjon som kan nyttast i forskning og forvaltning (Wilson et al. 2014). Vi veit relativt lite om kva konsekvensar spreinga av sitkagran vil få, men forskning peikar mot at forstyrra mark som vegkantar, hogstflater og areal med beitebruksendringar har høgare sannsyn for etablering (Aarrestad et al. 2013; Nygaard et al. 1999; Vikane et al. 2013; Øyen et al. 2009). Saure et al. (2013) viser likevel til at invasjonen av sitkagran ikkje er komen langt nok til at ein har sett dei endelege effektane av denne "nye skogtypen" på artsmangfaldet i kystnaturen. For å unngå vidare tap av kystlynghei er det difor viktig at det vert utvikla gode metodar for å estimere utviklinga.

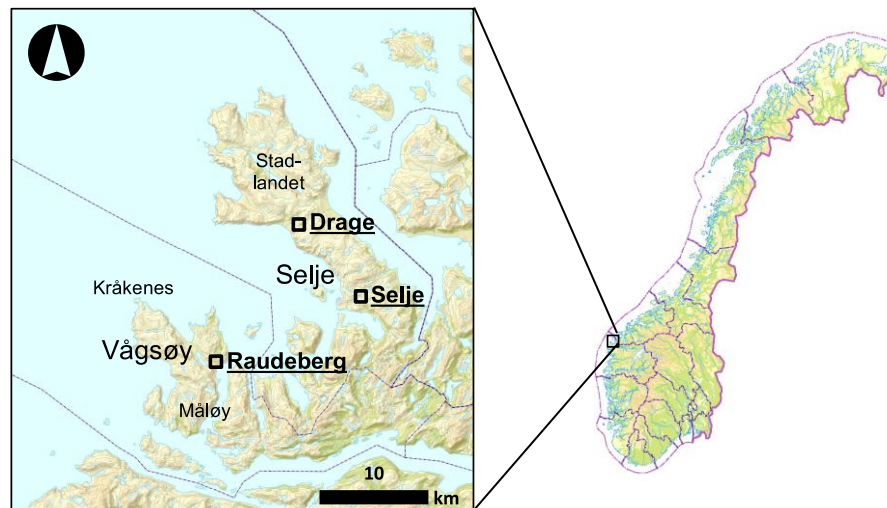
Ein metode som på verdsbasis har hatt stor framvekst og kan eigne seg til å undersøke utbreiing og invasjon av sitkagran, er romlege analysar, til dømes ved fly- eller satelittfoto (Bradley 2014; Richardson & Rejmánek 2011; Richardson et al. 2014). Romlege analysar har potensiale for å kartlegge utbreiinga til invaderande treslag på landskaps- og naturtypenivå, og kan gje heilt ny informasjon om økologiske effektar og faktorar som påverkar spreiring (Richardson & Rejmánek 2011). Gjengedal og Robertsen (2012) utførte i ei bacheloroppgåve ein slik studie i Nord-Hordaland, ved hjelp av flyfoto. I følgje resultatata deira var det ei signifikant auke av sitkagran i alle studieområda og dei konkluderte med at flyfototolking gav eit godt bilete av utviklinga og spreingspotensialet til sitkagran. Delar av metoden til Gjengedal og Robertsen (2012) var difor interessant å teste og utvikle vidare, i nye studieområde.

Føremåla med oppgåva har vore å undersøke: (1) generelle endringar i landskapet ved Drage, Selje og Raudeberg frå 1960-talet til i dag; (2) kvar og kor mykje sitkagran har spreidd seg; og (3) om romleg analyse med flyfototolking fungerer til desse føremåla og gjev representative resultat. Sistnemnte er særleg viktig for å sikre at resultatata vert pålitelege og kan nyttast i forvaltning, overvaking, planlegging og vidare forskning (Richardson & Rejmánek 2011).

2 MATERIALE OG METODE

2.1 STUDIEOMRÅDE

Studieområdet ligg nordvest i Sogn og Fjordane fylke, og består av tre delområde: Drage og Selje i Selje kommune og Raudeberg i Vågsøy kommune (fig. 1).



Figur 1 Til venstre: Studieområdet med lokalisering av delområda Drage, Selje og Raudeberg (firkantar og understreka tekst). Til høgre: Lokalisering av studieområdet lengst nordvest i Sogn og Fjordane fylke.

Selje og Vågsøy har eit typisk oseanisk klima, med milde vintrar og kjølige somrar. Årsmiddeltemperatur for området i normalperioden 1961-1990 låg på 6,9 °C, med middeltemperatur på 13 °C i august og 1,7 °C i januar-februar (Metereologisk institutt 2014). Årsnedbøren i området for same normalperiode varierte mellom 2100 mm (Selje) og 2355 mm (Måløy), med gjennomsnittleg nedbør på 290 mm i september og 97 mm i mai (Metereologisk institutt 2014). Store topografiske skilnader påverkar lokalklimaet, og fører til stor skilnad mellom sør- og nordeksponeerte område (Holtan 2013a). Studieområdet dekkjer mest alle eksposisjonsretningar og alle delområda har ein høgdeskilnad på over 200 høgdemeter. Lågaste punkt i er 0 moh. og høgaste punkt er på 400 moh. Bergrunnen i studieområdet består for det meste av sur og næringsfattig granittisk gneis (NGU 2014a). Unntaket er eit parti med ultrabasisk olivin/serpentitt ved Raudeberg i Vågsøy, som gjev vekstforhold for meir kravfulle eller spesialiserte artar (jf. *Raudura*, Naturbase-ID BN00003006, i Holtan 2013b). Store delar av studieområda er av NGU (2014b) merka som bart fjell utan lausmassar eller morenemateriale, men elles førekjem det også ein del skredmateriale og torv/myr (organisk materiale).

Delområda ligg i sterkt oseanisk vegetasjonssone (O3) og boreonemoral vegetasjonsseksjon (BN), med unntak av Selje som ligg i klart oseanisk vegetasjonssone (O2) (Moen 1998). Viktige og raudlista naturtypar i delområda er kystlynghei, kulturmarkseng og kystnedbørsmyr (Moen & Øien 2011; Norderhaug & Johansen 2011). Ved Drage ligg det mellom anna eit område registrert i Naturbase som kystlynghei, med innslag av terrengdekkande myr, av regional verdi samt ei naturbeitemark av regional verdi (jf. *Skårfjellet*, BN 00003039 og *Drage: Synet*, BN0003042 i Holtan 2013a). Drage er også inkludert i det utvalde kulturlandskapet Hoddevik-Liset, karakterisert som eit heilskapleg kystkulturlandskap (Landbruksdirektoratet 2014). Like nordaust for delområdet i Selje ligg ei verna kystmyr, Sandvikseidet naturreservat (Miljødirektoratet 2014).

Særleg overgangen frå open beitemark til ein mosaikk av kystlynghei og velutvikla terrengdekkande myr er spesielt for området kring Stadlandet (Kaland & Kvamme 2013; Moen et al. 2011). Terrengdekkande myr er ein type oseanisk nedbørsmyr som dekkjer terrenget som eit teppe (Moen et al. 2011). Grunna langvarig press gjennom grøfting for oppdyrking eller skogplanting, torvuttak og nedbygging, er det relativt få intakte oseanisk nedbørsmyrer att (Moen et al. 2011). Kystlynghei er i følgje Kaland og Kvamme (2013) karakterisert som opne, heiprega og i hovudsak trelause område dominert av dvergbusker som røsslyng (*Calluna vulgaris*), i tillegg til eit varierende innhald av gras, halvgras og urter. Grunna opphøyr av skjøtsel som beiting og lyngbrenning er kystlynghei no raudlista og sterkt truga (Kaland & Kvamme 2013). Sjølv om kystlyngheiane ikkje har eit stort artsmangfald i seg sjølv (Kaland & Kvamme 2013) er dei, til liks med anna open kulturmark og boreal hei, eit viktig habitat for mange fugle- og dyreartar, til dømes sommarfuglar, bier, humler samt ein del pattedyr (Miljødirektoratet 2013). Kystlynghei har særleg stor verdi i god hevd eller i utformingar med dominans av den sterkt oseaniske arten purpurlyng (*Erica cinerea*, nær truga), eller med førekomst av sjeldne artar eller truga vegetasjonstypar (Kaland & Kvamme 2013). I dei vestlegaste heiane i Selje og Vågsøy veks det ein del purpurlyng, og området ligg nær den nordlege grensa for denne arten (Kalås et al. 2010), men purpurlyng førekjem ikkje i dei aktuelle delområda.

Sjølv om skog er ein sparsam vegetasjonstype i Selje og Vågsøy, er bjørk (*Betula pubescens*), rogn (*Sorbus aucuparia*), selje (*Salix caprea*), osp (*Populus tremula*), gråor (*Alnus incana*) og svartor (*Alnus glutinosa*) vanlege treslag som inngår i lauvskog og kratt, samt det innførte lauvtreslaget platanlønn (*Acer pseudoplatanus*). På lokalklimatisk gunstige stader kan det førekome varmekjære treslag som hassel (*Corylus avellana*), og i delområdet på Raudeberg veks det ein del rognasal (*Sorbus hybrida*). Einaste stadeige bartre i området er vanleg furu (*Pinus sylvestris*). Ein større førekomst av gamal furuskog ligg lengst sør i Vågsøy (jf. *Holevik*, Naturbase-ID BN00002981 i Holtan 2013b), men

det er ingen førekomstar av stadeigen furuskog i delområda. Gjennom 1900-talet har det i tillegg blitt planta mykje barskog i studieområdet. Dei eldste plantefelta i delområda stammar frå 1920-30-åra, ei tid då det hovudsakleg vart planta furu (fleire artar, *Pinus* sp.) og europalerk (*Larix decidua*) (Eide, pers. komm., 30.9.2014). Som unntak vart det nok også planta vanleg gran (*Picea abies*). I eit treslagsforsøk ved Dragsnipa på Drage, etablert av Skog og Landskap rundt 1920, testa dei også sitkagran (*Picea sitchensis*) (Øyen et al. 2009) og nutkasypress (*Chamaecyparis nootkatensis*) (Salvesen, pers. komm., 27.9.2014), sjå fig. 2.



Figur 2 Treslagsforsøket til Skog og Landskap frå 1920 på Dragsnipa ved Drage. Det eldste sitkagranfeltet står lengst bak til venstre, og framfor dette kan ein mellom anna sjå furu saman med nutkasypress, som låge, lys grøne grupper. Lenger bak til høgre i biletet (mot Drageeidet) er nyare plantingar, hovudsakleg sitkagran. Mykje av dette er planta i torvmyr og har dårleg vekst.

Då skogreisinga tok til for alvor frå midten av 1960-åra, var det for det meste sitkagran som vart planta, då dette treslaget "*vaks fort og gav god le*" (Wold, pers. komm. 2.10.2014). Mykje av skogreisinga vart gjort i regi av barneskulane i kommunane, medan det på Raudeberg kan ha vore planta noko i regi av Nord-Vågsøy skogselskap (Eide, pers. komm. 30.9.2014). Skogreisingsleiar i Selje og Vågsøy, Alf Barmen, engasjerte i tillegg ungdomar til å plante i feriar – såkalla "plantegjengar" (Wold, pers. komm. 2.10.2014). Siste tidpunkt det skal ha vore planta sitkagran på Raudeberg er rundt 1987-89 (Eide, pers. komm. 30.9.2014). Når det gjeld beitetrykk, er det store variasjonar

mellom delområda. På Drage har det heile tida gått sau og storfe på beite i utmarka, og skogteigane har difor vore inngjerda (Tunheim, pers. komm. 2.10.2014). På Sandvikseidet i Selje er det spor etter geiter (fig. 3), men store delar av delområdet har ikkje vore beita i nyare tid. På Raudeberg har det ikkje gått beitedyr sidan 60-åra, og plantefelta har ikkje vore inngjerda (Eide, pers. komm. 30.9.2014). Før gjekk der både sau, kyr og hestar i utmarka, men no er det berre hjorten att (Eide, pers. komm. 30.9.2014).



Figur 3 Geiter er ikkje kresne dyr og beitar til og med på sitkagran, som ein kan sjå her frå Sandvikseidet i delområdet ved Selje.

2.2 ARTEN

Sitkagran (*Picea sitchensis* (Bong.) Carr.) kjem opphavleg frå vestkysten av Nord-Amerika, der den veks frå California i sør, via Canada og til Alaska i nord (Vadla 2007). I si naturlege utbreiing veks sitkagran frå havnivå til 900 moh., og kan normalt sett bli opp mot 60-70 m høg (Hanssen 2013; More & White 2005). Den høgste sitkagrana som er målt hittil i Noreg er 46 m (Skog og Landskap 2010). Sitkagran er lett å kjenne att på nålene, som er svært spisse, 1,0-2,5 cm lange og flate, med blank grønn farge på oversida og blå-grøn farge på undersida (Hanssen 2013) (fig. 4). Konglane er 3-10 cm lange og skil seg frå vanleg gran ved å ha tenner på kongleskjella (Hanssen 2013).



Figur 4 Greiner og konglar av sitkagran. Foto: Bernt-Håvard Øyen (Stabbetorp & Aarrestad 2012).

Sitkagrana tolerer eit fuktig kystklima mykje betre enn sin nære slektning vanleg gran (*Picea abies*), og har difor vorte det økonomisk viktigaste treslaget i kyststrøka ved Nordsjøen (Frankrike, Nederland, Nord-Tyskland, Danmark, Sør-Sverige, Noreg, dei britiske øyane og Island) (Øyen et al. 2009). Av same grunn vart sitkagrana det dominerande treslaget i samband med skogreisninga i ytre kyststrøk på Vestlandet og i Nordland (Vadla 2007; Øyen et al. 2009). Plantinga av sitkagran var på sitt høgaste på 1960- og 70-talet, men minka frå midten av 80-talet mellom anna grunna reduksjonen i offentlege tilskot (Tomter 2014). Øyen et al. (2009) har estimert at det til saman er planta om lag 500 000 daa sitkagran frå Lista i sør til Vesterålen i nord. I tillegg til dette kjem mindre plantasjar på øyar og holmar samt le- og prydplantingar langs hele kysten, som ikkje vert rekna som produktivt virke (Gjerde, pers. komm. 27.9.2014).

Egenskapar som elles skil sitkagrana frå vanleg gran er at den veks 30-50 % fortare, set frø tidlegare og hyppigare, er meir ømtolig for tørke og vår-/haustfrost, samt at den kan skyte nye skot frå stammen ("vanris") (Øyen et al. 2009). Frøa til sitkagrana er vindspreidde, og har ei langdistansespreiing berekna til 465 m ved vindhastigheit på 20 m/s (Sandvik 2012). Frøproduksjonen er stor, med gode kongleår kvart 3-5 år, og startar gjerne når treet er 10-20 år (Nygaard et al. 1999; Øyen et al. 2009) (fig. 5). I følgje Thorvaldsen (2012) er sitkagrana kjend både som ein pionerart med rask kolonisering og ein skuggetolande klimaksart. Kombinasjonen av desse funksjonelle eigenskapane gjer at sitkagrana har eit stort invasjonspotensial (Burns et al. 2013; Nygaard et al. 1999). Spreiinga er likevel avhengig av kor ope arealet rundt bestanden er, kvar dei invaderbare areala er plassert i forhold til framherskande vindretningar, samt alder og høgde på spreingskjelda (Nygaard et al. 1999). Størst tettleik av frøplantar finn ein ofte på forstyrta mark i nærleiken av sitkagranbestander, til dømes vegkantar, hogstflater og areal med beitebruksendringar (Nygaard et al. 1999; Øyen et al. 2009).



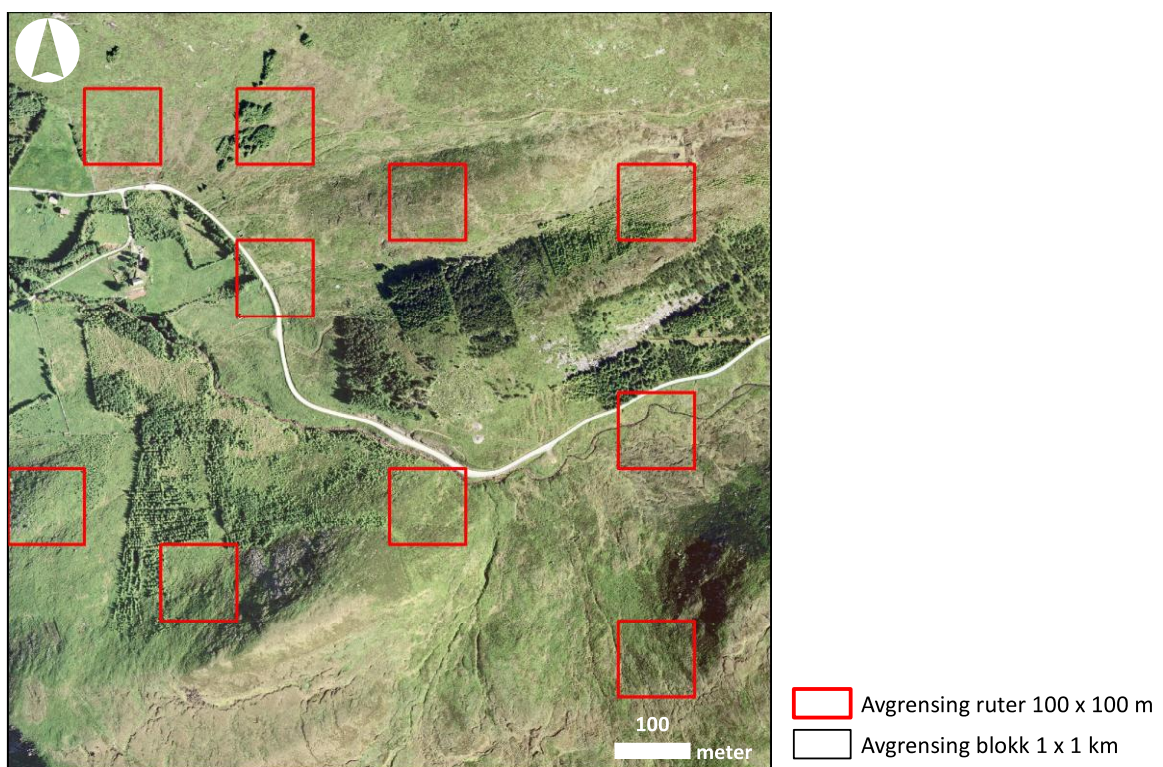
Figur 5 Sitkagran kan starte kongleproduksjon i svært ung alder, som vi ser her frå Sandvikseidet i delområdet ved Selje. Dette treet nærare 3 m høgt (10-15 år gammalt), og har allereie rundt 50 konglar.

Artsdatabanken kategoriserer sitkagrana til å ha svært høg risiko (SE) for biologisk mangfald, sjølv om spreinga i seg sjølv vert sett på som lokal (Gederaas et al. 2012). Risikoen er knytt til tydeleg spreing i kystlynghei som ein truga naturtype, og då særleg til økologiske effektar som skil seg ut som meir negative enn effektar av stadeigne treslag som elles ville kolonisert lyngheia ved opphøyr av tradisjonell drift (t.d. furu, bjørk og rogn) (Gederaas et al. 2012; Saure et al. 2013; Saure et al. 2014). På same måte som med vanleg gran, vil negative biologiske effektar mellom anna vere reduserte lystilhøve og endra artssamansetning i felt- og botnsjikt, samt auka strøfall som fører til fysisk og kjemisk endring av jordsmonnet (Gederaas et al. 2012). Sitkagran er i Noreg registrert forvilla i 10 fylker fordelt på 3000 førekomstar, men i dette ligg det også mørketal (Sandvik 2012). Globalt er sitkagran registrert som invaderande to land; Noreg og New Zealand (Richardson & Rejmánek 2011). I Storbritannia er sitkagrana grunna planting blitt det mest utbreidde treslaget av alle, og er først og fremst planta i tidlegare trelause lyngheier (Peterken 2001). Sjølv om Peterken (2001) har observert at sitkagran har etablert seg i myr nær plantefelta, verkar det likevel som at fokuset på sitkagran som invasjonsart er større i Noreg enn i Storbritannia.

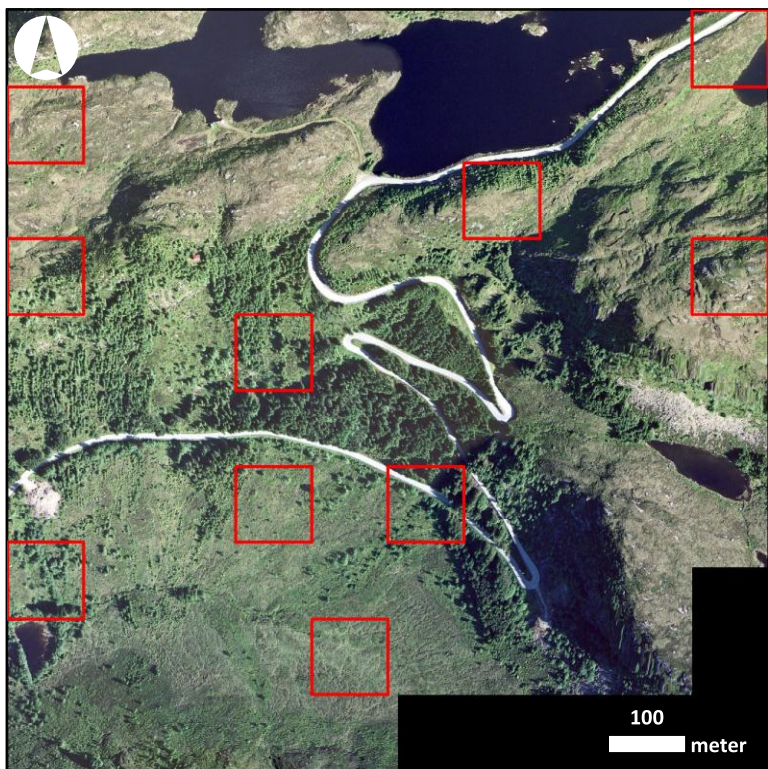
2.3 DATAINNSAMLING

For å finne fram til eigna studieområde med førekomst av sitkagran vart først alle kommunane langs kysten av Sogn og Fjordane studert på grov skala via Norge i bilder (Norge digitalt 2014) og Google Maps/Street View (Google 2014), samt ved hjelp av databasar som t.d. SAT-SKOG (Skog og Landskap 2014) og Naturbase (Miljødirektoratet 2014). Landskapet i denne delen av landet varierer stort frå kommune til kommune, og mykje av sitkaplanta er gjort på øyar som kan krevje ekstra tid og kostnader å utføre feltarbeid på. For å få betre oversikt og lette arbeidet med å finne flyfotomateriale, vart studieområdet avgrensa til kommunane Selje og Vågsøy. Den 12. juni 2014 føretok eg ei rekognosering av potensielle område, som resulterte i eit utval av fire lokalitetar med vesentleg førekomst av planta og spontan sitkagran. Tre blokker på 1 x 1 km vart valt ut på grunnlag av følgjande kriterier: (1) Blokkene inneheldt eitt eller fleire sitkagran-dominerte plantefelt og naturtypar typisk for området, som kystlynghei, terrengdekkande myr og naturbeitemark; (2) blokkene låg i sterkt eller klart oseanisk vegetasjonsseksjon (og av praktiske årsaker nær veg); og (3) det var mogleg å få tak i flyfoto frå 60-, 80- og 2000- talet som minst dekkar 1 km², og hadde minst mogleg skuggelagde område.

Blokkene ligg ved Drage og Selje i Selje kommune og Raudeberg i Vågsøy kommune, som vist i fig. 1, kap. 2.1. Seks historiske flybilete, derav fysiske kopiar av flyfoto frå 1968 (alle blokkene) og 1987 (Selje), samt skanna flyfoto frå 1984 (Drage) og 1980 (Raudeberg), vart deretter georeferert i ArcGIS versjon 10.1 ved hjelp av funksjonen "Spline" i "Georeferencing", med mellom 31 og 64 punkter per bilete (Esri 2012). Kvar blokk vart delt inn i rutenett med 100 ruter (nummerert kolonnevis frå nedre venstre hjørne), og av desse vart ti 100 x 100 m-ruter valt ut tilfeldig i kvar blokk. Ruter vart forkasta dersom dei: (1) delte side med tidlegare utvalde ruter; (2) hadde store skuggelagde område eller hamna utafør eit av flybileta; (3) var utilgjengelege for feltkontroll på grunn av brattleik; eller (4) var dekt av meir enn 50 % fulldyrka mark, nedbygd areal eller vatn/sjø. I blokk A vart ti ruter forkasta (fire av årsak nr. 1, fem av årsak nr. 2 og ei av årsak nr. 4), i blokk B vart seks ruter forkasta (to av årsak nr. 1, to av årsak nr. 2 og to av årsak nr. 3) og i blokk C vart elleve ruter forkasta (fem av årsak nr. 1 og seks av årsak nr. 4). Landskaps- og vegetasjonsmønsteret i flybileta vart så tolka og samanlikna med ortofoto i farge frå 2006 (Drage og Selje) og 2008 (Raudeberg), heretter nemnt som tidspunkt 2006/08. Fysiske kopiar av flyfoto vart studert i stereoskop. Fig. 6-8 viser blokkene med ortofoto frå 2006/08 og analyseruter, medan historiske flyfoto og metadata er vist i vedlegg 2-4. Alle kart er produsert i ArcGIS 10.1 (Esri 2012).

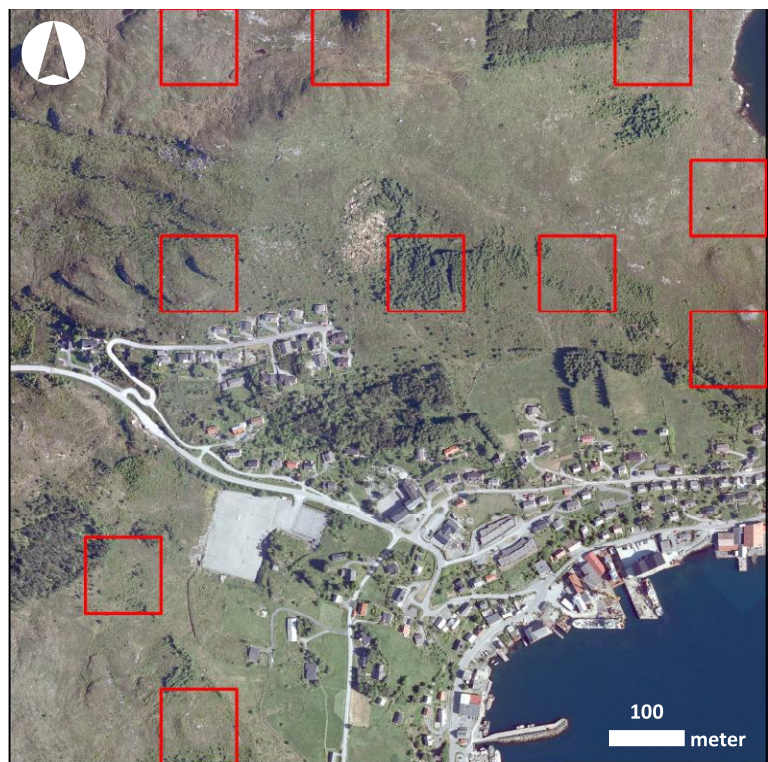


Figur 6 Blokkene ved Drage med analyseruter og ortofoto frå 2006 (Norge digitalt 2014).



- Avgrensing ruter 100 x 100 m
- Avgrensing blokk 1 x 1 km

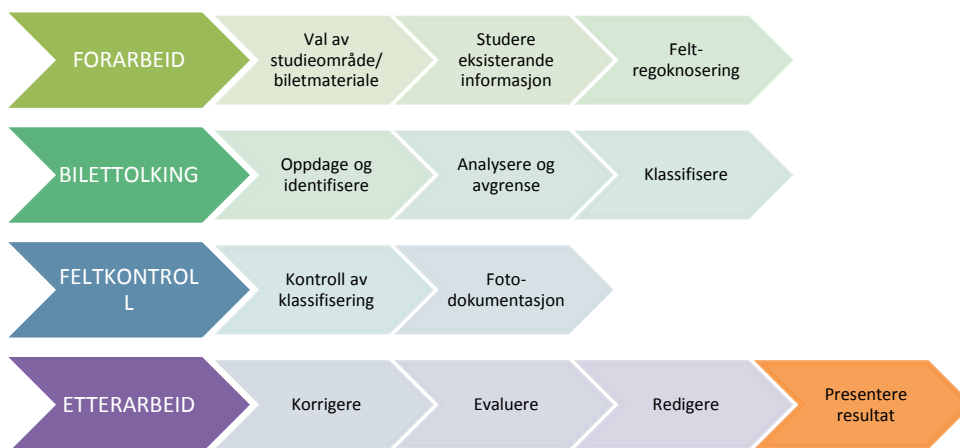
Figur 7 Blokka ved Selje med analyseruter og ortofoto frå 2006 (Norge digitalt 2014). Det svarte området var ikkje dekt av ortofoto frå 2006, og ortofoto frå 2013 måtte kompensere for det manglande området.



- Avgrensing ruter 100 x 100 m
- Avgrensing blokk 1 x 1 km

Figur 8 Blokka ved Raudeberg med analyseruter og ortofoto frå 2008 (Norge digitalt 2014).

Arbeidet med å tolke flybileta følgde i store trekk Wastenson (1993) sin framgangsmåte for flyfototolking (fig. 9). I følgje Wastenson (1993) startar bilettolkinga etter at studieområde og biletmateriale er valt ut, og går ut på å lokalisere og identifisere objekt og dele områda inn i ein skilde areal. Objekt vert identifisert basert på kriterier som storleik, form, form på skugge, gråtone/ farge, mønster, tekstur (mikromønster) og plassering (Wastenson 1993). Deretter må areala analyserast og klassifiserast, det vil seie å undersøkje om objekt eller objektgrupper kan slåast saman til generaliserte grupper som kan skildrast i eit førehandsbestemt klassifikasjonssystem (Wastenson 1993). Feltkontroll bør i utgangspunktet utførast først når all avgrensing, klassifisering og kvantifisering er gjort (Wastenson 1993). I denne studien vart derimot den endelege klassifisering bestemt først etter feltkontrollane.



Figur 9 Framgangsmåte ved flyfototolking, basert på Wastenson (1993).

Ein tidsparande framgangsmåte er i følgje Wastenson (1993) å først tolke og kontrollere eit testområde i detalj, for deretter å korrigere tolkinga med informasjon frå feltkontrollen. Deretter kan heile området tolkast og ein grov feltkontroll gjerast ved stikkprøver. Blokka ved Drage vart difor nytta som testområde for tolkinga, der det vart gjort ein grundig feltkontroll for å sjekke usikre areal (naturtypar), grenselinjer og objekt (treslag/vegetasjon). Utprøvinga resulterte mellom anna i at både klassifikasjonssystem og framgangsmåte vart justert med tanke på å gjere informasjonen mest mogleg korrekt og utfyllande.

Eit av føremåla med studien var å få ein indikasjon på korleis metoden fungerte og om den representerte variasjonen i landskapet. Dette vart sjekka ved å teste om analyserutene var representative for blokkene og om ein eventuelt kunne oppnådd dette ved færre analyseruter. Blokkene vart difor først tolka i ortofoto frå 2006/08 og klassifisert i heilskap. Flatene vart digitalisert på relativt grov skala (målestokk 1:1000) i ArcGIS 10.1 "Editing" (Esri 2012), ved hjelp av eksisterande

kartgrunnlag (t.d. markslagskart) og feltrekognosering. Areal innafor analyserutene i kvar blokk vart så kopiert ut som eit nytt lag ved hjelp av ArcGIS-funksjonen "Intersect" i "Geoprocessing" (Esri 2012). For å samanlikne fordelinga av naturtypar i blokk med respektive analyseruter, vart Keyfitz's delta mellom blokk og rute rekna ut. Keyfitz's delta gjev eit mål på avstanden mellom to sannsynsfordelingar, det vil seie ulikskapen mellom fordeling av naturtypar i blokk og ruter, der 0 = heilt like og 1 = heilt ulike (Caswell 2001):

$$\Delta = \frac{1}{2} \sum_i |n_{0,i} - w_i|$$

$n_{0,i}$ er den observerte arealandelen i kvar naturtype, medan w_i er den observerte arealandelen i naturtype i for rute w . Vektorane (arealet av kvar naturtype) vart skalert slik at dei summerte opp til 1 for blokk og ruter. Keyfitz's delta vart kalkulert mellom blokk og gjennomsnittet av ruter i kvar blokk, der talet på ruter gradvis vart auka frå 1 til 10. For å ta høgde for usikkerheit vart kalkuleringane bootstrappa 2000 gongar. Median og 95 %-konfidensintervall vart så funnen i kvar talrekke. Keyfitz's delta vart også utrekna mellom alle moglege par av ruter i kvar blokk (rute x rute), samt for kvar blokk mot tilhøyrande ruter (blokk x rute).

Andre del av studien var å kartleggje utviklinga frå 1968 til 2006/08. Dei 30 analyserutene på til saman 300000 m² som var grovt tolka i samband med metodestudien, vart her tolka og digitalisert på meir detaljert nivå (målestokk 1:500) med utgangspunkt i historiske flybilete og ortofoto (Norge digitalt 2014). Minste flatestorleik vart sett til 25 m². Den 30.9-3.10.2014 vart kvar av dei 30 rutene oppsøkt i felt, fotografert og kontrollert ved hjelp av eit feltskjema der klasse og tilstandsvariablar som suksesjonsfase, naturleg forynging av sitkagran og hogstklasse, samt eventuelle andre merknader vart notert (vedlegg 5). Ruta vart oppsøkt i den retninga den var mest tilgjengeleg, men i hovudsak frå sørvest. Etter gjennomført feltkontroll vart kart og eigenskapstabellar korrigert og redigert med bakgrunn i notatar og fotografi frå feltkontrollen.

Klassifikasjonssystemet er basert på NiN-systemet (Naturtyper i Norge, jf. Halvorsen et al. 2009), og har tre variablar: (1) natursystem på hovudtypenivå eller hovudtypegruppenivå, (2) natursystem på grunntypenivå og (3) treslagsdominans. Tabell 1 viser hovudtypegrupper, hovudtypar og grunntypar av natursystem etter NiN-systemet som er funne samt kjenneteikn/kriterier som er nytta for å identifisere desse. Hovudtypepane er skildra med grunntype eller ein mosaikk av grunntypar, med unntak av nykonstruert våtmark (V2) som ikkje har grunntypar, og fastmarksskogsmark (T23) der grunntypar vart utelatt grunna vanskeleg identifisering av feltsjikt via flyfoto.

Tabell 1 Klassifisering av natursystem som var funne i blokkene, basert på NiN-systemet (Halvorsen et al. 2009). Klassifikasjonen inneheld 13 klasser frå fire ulike natursystem: saltvasssystem (M), ferskvasssystem (F), våtmarkssystem (V) og fastmarkssystem (T), her delt inn i hovudtype, evt. grunntype, skildring av naturtype og kjenneteikn som vart nytta som kriterier i flyfototolkinga.

Natursystem hovudtype	Natursystem grunntypar	Skildring av naturtype	Kjenneteikn/kriterier i flyfoto
M	-	Saltvasssystem (hovudtypegruppe)	Hav
F	-	Ferskvasssystem (hovudtypegruppe)	Vatn eller større, synlege elveleier
V1	1 og 3	Modifisert våtmark (grøfta open myrflate og torvtak)	Tydeleg grøfting eller torvtak
V2	-	Nykonstruert våtmark (ingen grunntypar)	T.d. ved oppdemd vatn
V6	1-6	Open myrflate (ombrotrof til kalkfattig mosaikk av tue, fastmatte og mjukmatte)	Ujamn mark med «tverrfurer», relativt lys i farge, tydelege tuer av starr og siv.
V7	1-2	Flommyr, myrkant og myrskogsmark (ombrotrof til kalkfattig myrkant)	Som over, men med trevekst og utan "tverrfurer". Vanskeleg å skilje frå kystfukthei i flyfoto, difor vart dette i hovudsak skilt ut etter feltkontroll.
T2	4, 7, 9, 10, 16, 18 og 30	Konstruert fastmark (tett busetnad; gardstun; vegbane med fast dekke; vegkant; grustak; sand- grus- og steintipp; skrotemark)	Relativt enkle å identifisere. Vegkant = påverka av vegutbygging eller vegskjøtsel (t.d. Kantklippsoner eller fylling/skjering)
T3	1 og 2	Åker og kunstmarkseng (kunstmarkseng med moderat intensitet og overflatedyrka kunstmarkseng)	Jamn, grasdominert mark eller open jord.
T4	2	Kulturmarkseng (svak-lågurt kulturmarkseng)	Noko ujamn mark, gras- eller urtedominert og med innslag av stein og einer/lyng
T5	1-2	Kystlynghei (mosaikk av kalkfattig kysthei – kystfukthei)	Ujamn mark (relativt mørk), lyngdominert, kan vere fuktig med innslag av einer og myr (torvmosar, rome m.m.). Kan ha noko trevekst (grunna opphøyr av skjøtsel eller planting), men open lyngmark dominerer.
T17	1 og 4	Open ur og snørasmark (kalkfattig ur og olivin-ur)	Open ur. Olivin-ur er raud på farge.
T20	1	Nakent berg (kalkfattig knaus)	Parti med tydeleg fjell i dagen
T23	-	Fastmarksskogsmark (vanskeleg å identifisere grunntypar)	Tett tresjikt som truleg påverkar feltsjiktet slik at det avviker frå områda rundt (vurdert etter skjønn)

Treslagsdominans vart delt i seks grove klassar: U (utan vesentleg tresetjing), S (sitkagran), L (lauvtre), F (furu), G (andre gran-arter) og B (blanda treslag). Denne klassifikasjonen skil seg frå NiN-systemet si dominansutforming, då det er avgrensa kva vegetasjon som kan tolkast via flyfoto (Ihse, Rafstedt og Wastenson 1993). Klasse U omfattar areal som i hovudsak ikkje hadde noko tresjikt, men som likevel kunne ha nokre få enkeltstående tre. Dei andre klassene var såleis motsetninga, det vil seie areal *med* vesentleg tresetjing. Klasse G omfatta all gran som ikkje var sitkagran – artane vart ikkje sikkert bestemt, men mange stader dreier det seg om vanleg gran (*Picea abies*). Klasse B var areal der det var vanskeleg å identifisere dominerande treslag. Viktige kjenneteikn for å skilje treslaga frå kvarandre var til dømes at grana har stjerneforma topp og kjegleforma skugge, furu har ujamne kroner (spisse og buskete), medan lauvtre ofte har runde kroner (Ihse et al. 1993).

Tilstandsvariablane skulle i utgangspunktet tolkast via flyfoto for alle tidspunkta, men flybileta viste seg å ha for dårleg oppløysing til at dette let seg gjere. Tilstanden vart difor berre registrert ved feltarbeid i analyserutene og fortel om tilstanden i år 2014, jf. feltskjema (vedlegg 5):

- "Suksesjonsfase" vart nytta som synonym til attgroing, og var delt inn fire grove klasser: (0) velhalden mark, (1) innslag av einer, (2) mykje einer og (3) trevekst.
- "Naturleg forynging av sitkagran" var delt inn i fire klassar: (0) ingen forynging, (1) litt forynging, (2) moderat forynging og (3) kraftig forynging. Skilnaden mellom desse var ikkje basert på faste kriterier, men i hovudsak var "litt" kjenneteikna av ein og anna småplante med god avstand mellom, "moderat" av førekomst av fleire plantar i klynger, og "kraftig" av areal som var tilnærma dekkja av sitkagran. Førekomst av naturleg forynging vart registrert i både fastmarksskogsmark (T23) og opne naturtypar som modifisert myrflate (V1), open myrflate (V6), myrkant (V7), konstruert fastmark (T2), kunstmarkseng (T3), kulturmarkseng (T4) og kystlynghei (T5), jf. tabell 1.
- "Hogstklasse" var delt inn i sju klassar, der 1-5 var vanlege hogstklasser etter skogbruksomgrepet (Skogbrukets kursinstitutt 2012): (1) snau mark (hogstfelt), (2) ungskog (bestand opp til 20-30 års alder), (3) yngre produksjonsskog i tilvekst (30 år +), (4) eldre produksjonsskog (ikkje hogstmoden), og (5) hogstmoden skog utan tilvekst. Dei to andre klassene var teke med for å dekke resten av variasjonen: (0) areal der hogstklasse ikkje var relevant, og (6) planting på låg bonitet med dårleg vekst.

2.4 FEILKJELDER

Flyfototolking er eit samspel mellom informasjon henta frå biletet og informasjon lagra i hjernen som erfaring og kunnskap (Wastenson 1993). Formålet med tolkinga, tolkaren si utdanning og kvaliteten på tolkingsverktøy/-instrument vil variere, på same måte som tolkaren sin synsevne¹ (Wastenson 1993). Feilkjelder som kan førekome ved kartlegging av vegetasjon via flyfototolking er ifølgje Engan (2012) grensefeil, endringsfeil, skogfeil og buskfeil. I denne studien kan dei to sistnemnte omsetjast til treslagsfeil og naturtypefeil. Andre feilkjelder som kan ha fått utslag både i tolking og resultat, er georefereringsfeil, jf. arbeidet med å transformere historiske flyfoto til kartflater i ArcGIS.

Grensefeil: Overgangen mellom to ulike natursystem eller vegetasjonstypar som regel gradvis og uklår, og oppfatning av grensa mellom to arealfigurer vil ofte vere subjektiv. Mellom anna er det vanskeleg å sjå eintydige grenser mellom kysthei, kystfukthei og open myrflate (terrengdekkande myr), som ofte opptrer i mosaikk. For å auke presisjonen er det så langt som råd forsøkt å notere kjenneteikn/kriterier for dei ulike klassane, sjå tabell 1.

Endringsfeil: Det kan ha skjedd endringar i arealbruk og vegetasjon mellom siste tidspunkt som vert tolka i flyfoto (2006 og 2008) og tidspunktet for feltkontroll (2014). Dette er nok likevel mest aktuelt i forhold til tilstandsvariablane suksesjonsfase, naturleg forynging av sitkagran, og hogstklasse. Naturleg forynging var relativt vanskeleg å vurdere, då mange planta bestandar har hatt dårleg vekst og kunne minne om spreining.

Treslagsfeil: Å tolke og skilje treslag frå kvarandre krev øving, kunnskap og gode flyfoto, og graden av feiltolking vil auke ved dårlegare kvalitet og oppløysing på flybileta. I målestokk 1:30 000 eller mindre er det til dømes vanskeleg å skilje gran og furu på fargefoto, både som enkelttre og i reine bestandar (Ihse, Rafstedt og Wastenson 1993). I målestokk større enn 1:30 000 kan ein sjå grana sin spisse topp med stjernemønster og kjegleforma skugge, og dermed lettare skilje den frå furua si avrunda krone (Ihse, Rafstedt og Wastenson 1993). I denne studien er biletskalaen større enn 1:30 000, og varierer mellom 1:20 000 til 1:6000 (sjå vedlegg 2-4). Dermed varierer detaljnivået på dei ulike bileta, noko som også kan påverke tolkinga. I utgangspunktet vart det ikkje gjort forskjell på sitkagran og andre granartar eller ulike artar av furu, då dette er bortimot umogleg å sjå på flyfoto. Større bestandar av gran eller andre treslag som tydeleg *ikkje er sitkagran* er derimot fanga opp ved feltkontroll, og er

¹ Synsevna er m.a. avhengig av *synsskarpheit* (syn. *visus*; kor små detaljar auget er i stand til å oppfatte), *fargesyn* (evna til å oppfatte ulike fargar) og *stereosyn* (evna til å sjå avstand og djupne) (Holtmark 2009).

samla i klasse G (andre gran-arter) eller B (blanda treslag). Til dømes inngår eit forsøksfelt som Skog og Landskap etablerte rundt 1920 i ein del av skogen ved Drage (Øyen et al. 2009). Lutzgran (*Picea x Lutzii*), som er ein forvekslingsart med sitkagran, kan vere planta her. Det er likevel lite truleg at Lutzgran førekjem i studieområdet og den er difor ikkje omtalt.

Naturtypefeil: I NiN-systemet (Halvorsen et al. 2009) er inndeling av natursystem i stor grad basert på økologiske variablar og feltsjikt som er ikkje er synleg på flyfoto. Dette gjer det vanskeleg å dele nokre av areala inn i grunntypar utan grundigare feltarbeid, men det er gjort eit forsøk på å klassifisere desse som "mosaikkutformingar" (t.d. er V6 (open myrflate) klassifisert som ein mosaikk av grunntype 1 -3; ombrotrof tue, fastmatte og mjukmatte). Areal som er registrert i same klasse kan difor ha stor variasjon, med innslag av andre klasser.

Georefereringsfeil: Dess lågare flyhøgde og større målestokk vert biletet i aukande grad forvrengt og er vanskeleg å georeferere heilt nøyaktig i ArcGIS. Trass i mange og strategisk plasserte referansepunkt i høve til analyserutene, vil flybileta vere noko unøyaktig transformert. Målestokk og flyhøgde for flybileta er oppgjeve i vedlegg 2-4.

Andre feilkjelder: Det var få tilgjengelege flybilete frå studieområdet frå 1980-åra, noko som førte til svært ulike årstal i dei tre blokkene (1980, 1984 og 1987). I og med at det framleis var stor aktivitet i sitkagranplanting fram mot 1990, kan dette kan ha fått konsekvensar for resultatata. Grunna bruken av tilfeldige analyseruter som skal representere blokkene, er heller ikkje variasjonen av naturtypar i studieområdet fullstendig dekket.

3 RESULTAT

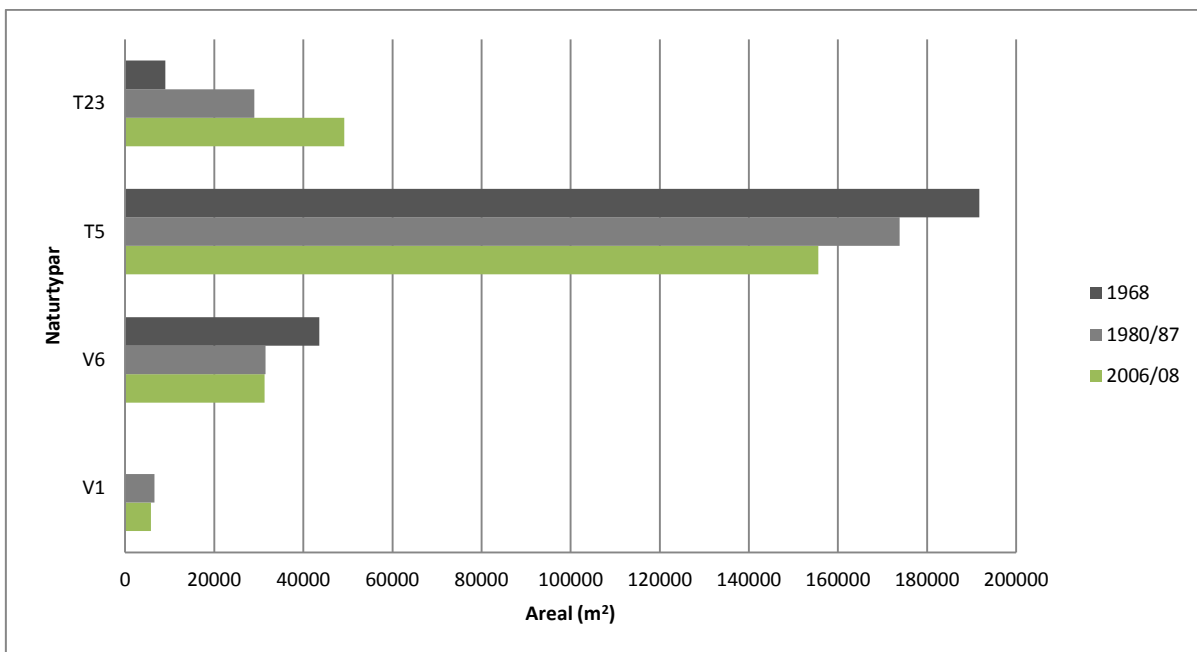
3.1 LANDSKAPSENDRINGAR FRÅ 1968 TIL 2006/08

Totalt i alle dei 30 analyserutene vart det funne 10 ulike klassar av naturtypar (tabell 2), altså tre mindre enn det som totalt vart funne i blokkene, som vist i tabell 1. Resultata frå flyfototolkinga viste markante endringar i fire naturtypar (fig. 10). Andelen av fastmarksskogsmark (T23) auka kraftig gjennom heile perioden, frå 3 % av totalt areal i 1968 til 9,6 % i 1980-åra og 16,4 % i 2006/08. Andelen av kystlynghei (T5) minska vesentleg gjennom heile perioden, frå 64 % av totalt areal i 1968 til 58 % i 1980-åra og 52 % i 2006/08. Andelen av open og modifisert myrflate (V6 og V1) endra seg først og fremst i første del av perioden, der open myrflate minka frå 14,5 % av totalt areal i 1968 til 10,4 % i 1980-åra, medan andelen modifisert myrflate auka frå 0 % i 1968 til 2,2 % i 1980-åra. Andelen av ferskvatn (F) hadde som venta ingen store endringar, men heller ikkje andelen myrkant (V7), konstruert fastmark (T2), kunstmarkseng (T3), kulturmarkseng (T4) eller open ur (T17) endra seg nemneverdig frå 1968 til 2006/08 (tabell 2).

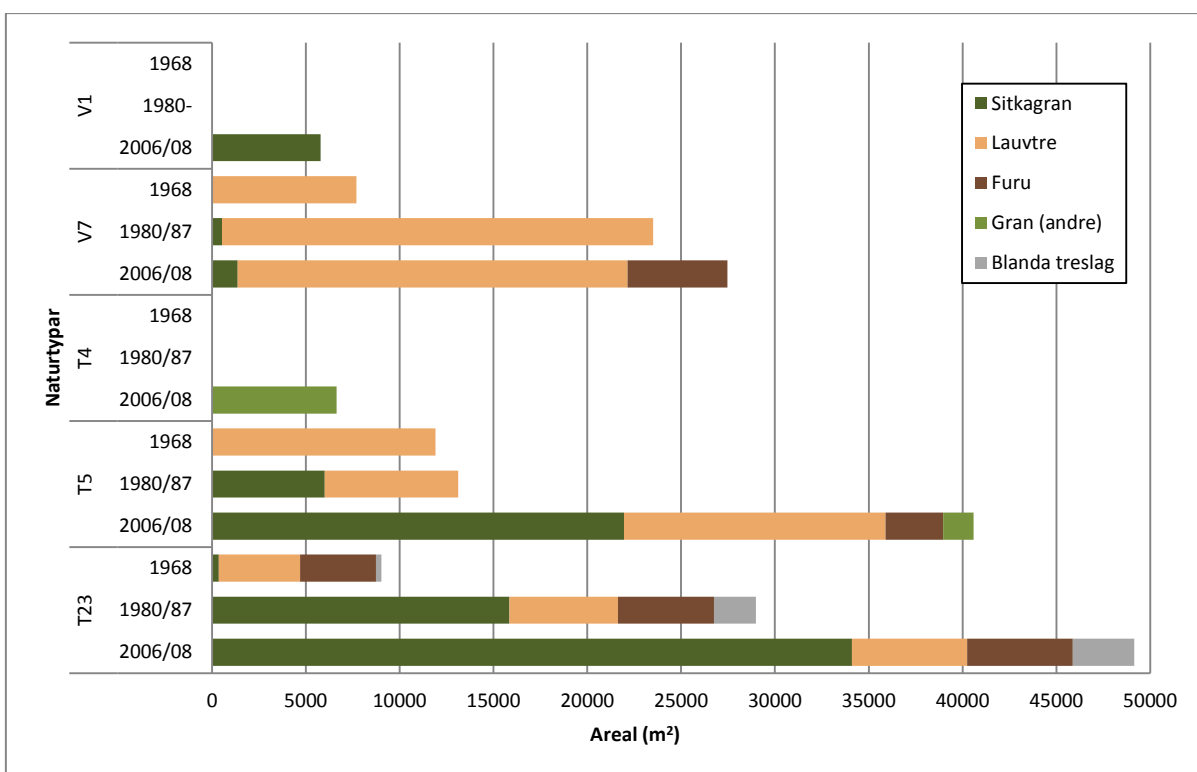
Tabell 2 Naturtypar som er funne i analyserutene, med fordeling av areal (m²) i 1968, 1980/87 og 2006/08.

Natur-	Grunn-	Skildring av naturtype	1968	1980/87	2006/08
F	-	Ferskvassystem	2396	2280	2197
V1	1	Modifisert myrflate (grøfta)	0	6592	5787
V6	1-6	Open myrflate (ombrogen-kalkfattig)	43587	31476	31262
V7	1-2	Myrkant (ombrogen-kalkfattig)	32467	34764	33395
T2	9,10,16	Konstruert fastmark (veg, vegkant, grustak)	1797	2407	4312
T3	1-2	Kunstmarkseng (moderat-intensivt dyrka)	5511	5490	4940
T4	2	Svak-lågurt kulturmarkseng	12974	13804	12992
T5	1-2	Kystlynghei (kysthei – kystfukthei)	191767	173834	155599
T17	1	Open ur (kalkfattig)	481	358	358
T23	-	Fastmarksskogsmark	9017	28988	49158

Generelt auka tresetjinga i studieområdet formidabelt, frå 9,5 % (28620 m²) av totalt areal i 1968, til 22 % (65620 m²) i 1980-åra og 41 % (123840 m²) i 2006/08. Auken i siste periode var nærast dobbel så stor som i første periode. Endringar i tresetjing og treslagsdominans skjedde i naturtypane modifisert myrflate (V1), myrkant (V7), kulturmarkseng (T4), kystlynghei (T5) og fastmarksskogsmark (T23) (fig. 11). Netto auke var størst i fastmarksskogsmark – frå 9020 m² i 1968 til 49160 m² i 2006/08. I dei andre fire naturtypane, som vanlegvis har lite tresetjing, vart det trelause arealet redusert frå 73 % (217600 m²) av totalt areal i 1968 til 42 % (127300 m²) i 2006/08.



Figur 10 Markante endringer i areal mellom 1968, 1980-åra og 2006/08 vart funne i naturtypene fastmarksskogsmark (T23), kystlynghei (T5), open myrflate (V6) og modifisert myrflate (V1).



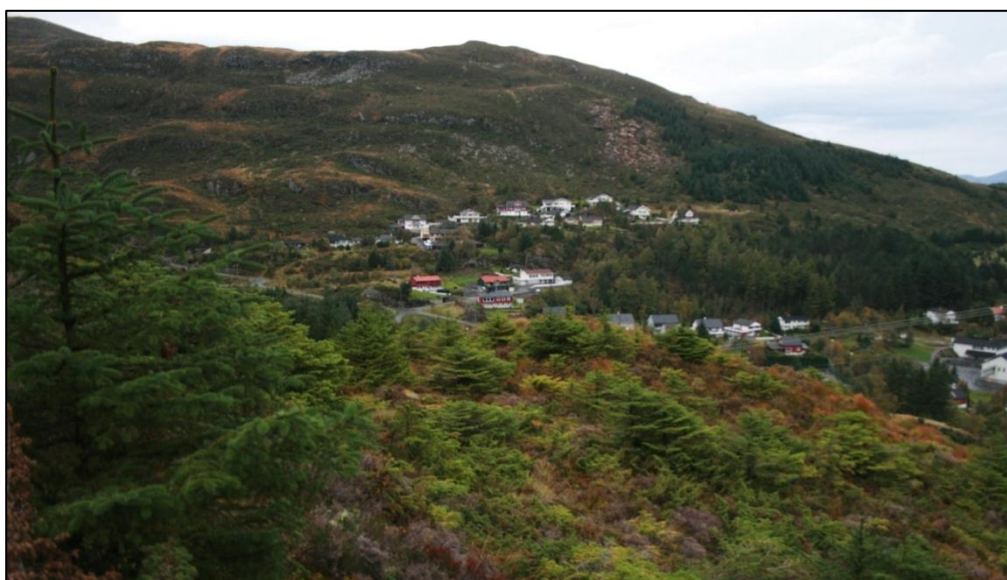
Figur 11 Auke i tresett areal med endring i treslagsdominans mellom 1968, 1980-åra og 2006/08, i naturtypene modifisert myr (V1), myrkant (V7), kulturmarkseng (T4), kystlynghei (T5) og fastmarksskogsmark (T23).

Generell auke i areal med dominans av sitkagran var om lag dobbelt så stor i siste periode som i første periode (tabell 3). Medan sitkagran dekket så lite som 0,1 % og 7,5 % av analyserutene i 1968 og 1980-åra, var om lag 21 % dekket av sitkagran i 2006/08. Av generelt tresett areal utgjorde sitkagrana 1 % i 1968, 34,1 % i 1980-åra og 50 % i 2006/08.

Tabell 3 Generell auke i areal med dominans av sitkagran mellom 1968, 1980-åra og 2006/08, vist i m², % av totalt areal og % av tresett areal.

	Sitkagran 1968	Sitkagran 1980-åra	Sitkagran 2006/08
Areal (m ²)	349	22373	63202
% av totalt areal	0,1 %	7,5 %	21,1 %
% av tresett areal	1,2 %	34,1 %	51,0 %

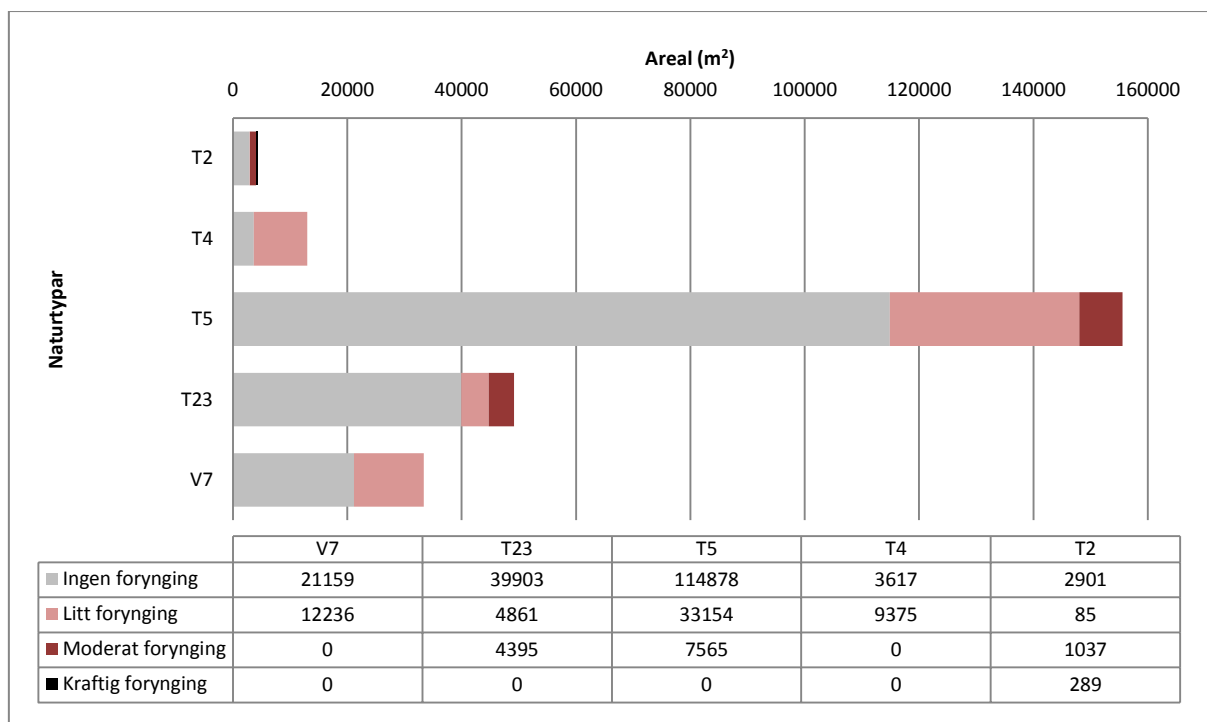
Sitkagran auka mest i naturtypene kystlynghei (T5), fastmarksskogsmark (T23) og modifisert myrflate (V1) (fig. 11). Medan kystlynghei hadde null sitkagran i 1968, var det i 1980-åra 6005 m² kystlynghei med dominans av sitkagran, og i 2006/08 heile 21950 m². Døme på dominans av sitkagran i kystlynghei er vist i fig. 12. I fastmarksskogsmark (T23) har arealet med dominans av sitkagran auka frå 350 m² i 1968, til 15850 m² i 1980-åra og 34110 m² i 2006/08. I modifisert myrflate (V6) var det ingen dominans av sitkagran eller andre treslag før i 2006/08, då det var kome til 5790 m². I myrkant (V7) auka derimot det lauvtre-dominerte arealet mest, frå 7690 m² i 1968 til 20790 m² i 2006/08. Mengda av lauvtre auka elles i alle naturtypene, utanom kulturmarkseng (T4). Her var det berre gran (ikkje sitkagran) som førekom i 2006/08, med 6630 m².



Figur 12 Døme på fuktig kystlynghei (T5-2) med dominans av sitkagran. Dette området var planta med hjelp av elevar i barneskulen på 1980-talet, men plantane har sidan hatt dårleg tilvekst. Biletet er teke i rute 21 i blokka på Raudeberg, med utsyn mot nordre del av blokka.

3.2 NATURLEG FORYNGING AV SITKAGRAN I 2014

Totalt areal med naturleg forynging av sitkagran i analyserutene var 73000 m², det vil seie 24,3 % av det totale arealet. Av totalt ti naturtypar i analyserutene (tabell 2) observerte eg naturleg forynging i halvparten: konstruert fastmark (T2), kulturmarkseng (T4), kystlynghei (T5), fastmarksskogsmark (T23), samt myrkant (V7) (fig. 13). Størst areal med naturleg forynging vart observert i kystlynghei (T5), med om lag 40700 m² – derav 33150 m² med litt forynging og 7550 m² med moderat forynging. Til saman utgjør dette om lag 25 % av det totale arealet med kystlynghei. Kystlynghei var etterfølgd av myrkant (V7) med om lag 12250 m² med naturleg forynging, deretter kulturmarkseng (T4) med 9400 m² og fastmarksskogsmark (T23) med 9250 m². Det vart ikkje observert kraftig forynging i nokon av desse. Sjølv om det totale arealet med kulturmarkseng i undersøkinga var lite (4,3 %), utgjorde arealet med sitkaforynging størsteparten av dette, om lag 72 %. Den einaste naturtypen der eg observerte kraftig forynging i analyserutene var i konstruert fastmark (T2), men med marginale 289 m² syner dette knapt i diagrammet (fig. 13). Det kan likevel vere verdt å merke seg at 94 % av det totale arealet med naturleg forynging i konstruert fastmark var i grunntype 10; vegkant. Den kraftige forynginga av sitkagran syner godt i vegkantar i Selje (fig. 14).

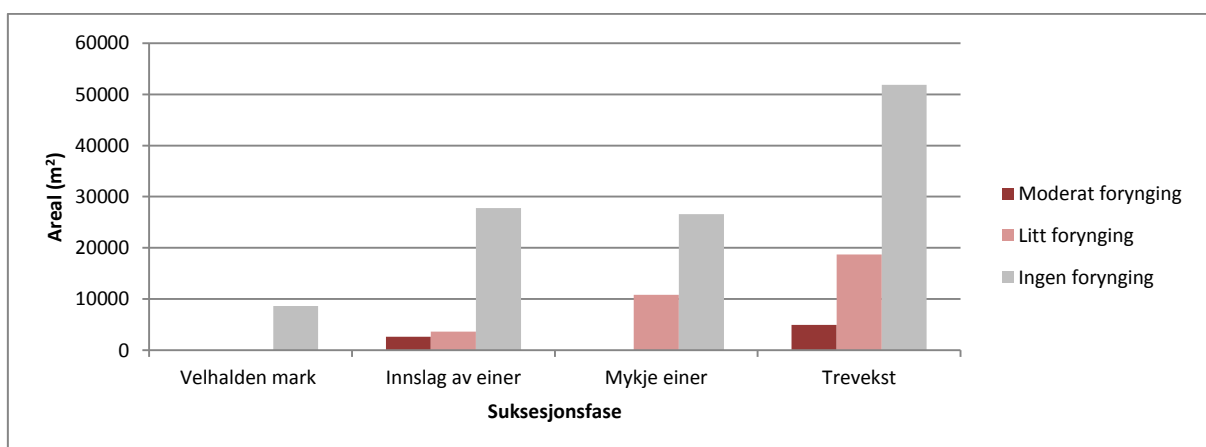


Figur 13 Naturleg (spontan) forynging av sitkagran vart i 2014 observert i fem naturtypar: konstruert fastmark (T2), kulturmarkseng (T4), kystlynghei (T5), fastmarksskogsmark (T23) og myrkant (V7). Grå kollarer viser areal utan forynging, og raude kollarer viser areal med naturleg forynging (fordelt på litt, moderat og kraftig forynging). Tabell viser areal i m².



Figur 14 Kraftig forynging av sitkagran i ein vegkant i Selje.

Ved samanlikning av naturleg forynging av sitkagran i kystlynghei (T5) med suksesjonsfase, såg eg ein svak trend til at arealet med naturleg forynging auka i takt med suksesjonen og attgroinga - frå ingen forynging i velhalden lyngmark, til 6260 m² forynging i lynghei med innslag av einer, 10800 m² i lynghei med mykje einer, og heile 23660 m² i lyngmark med trevekst (fig. 15). Naturleg forynging i dei andre naturtypane viste derimot ingen tydelege trendar eller mønster i høve suksesjonsfase eller hogstklasse.

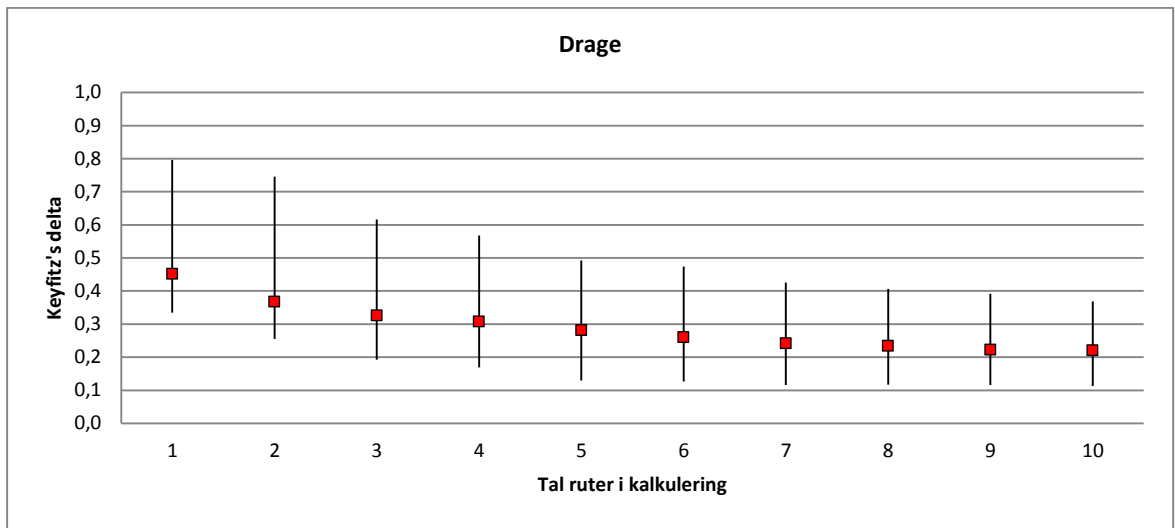


Figur 15 Fordeling av observert naturleg forynging av sitkagran i 2014 i høve ulike suksesjonsfasar (synonymt med attgroingsstadier) i kystlynghei (T5). Det totale arealet med naturleg forynging ser ut til å auka i takt med suksesjonen. Det vart ikkje funne kraftig forynging av sitkagran i kystlynghei.

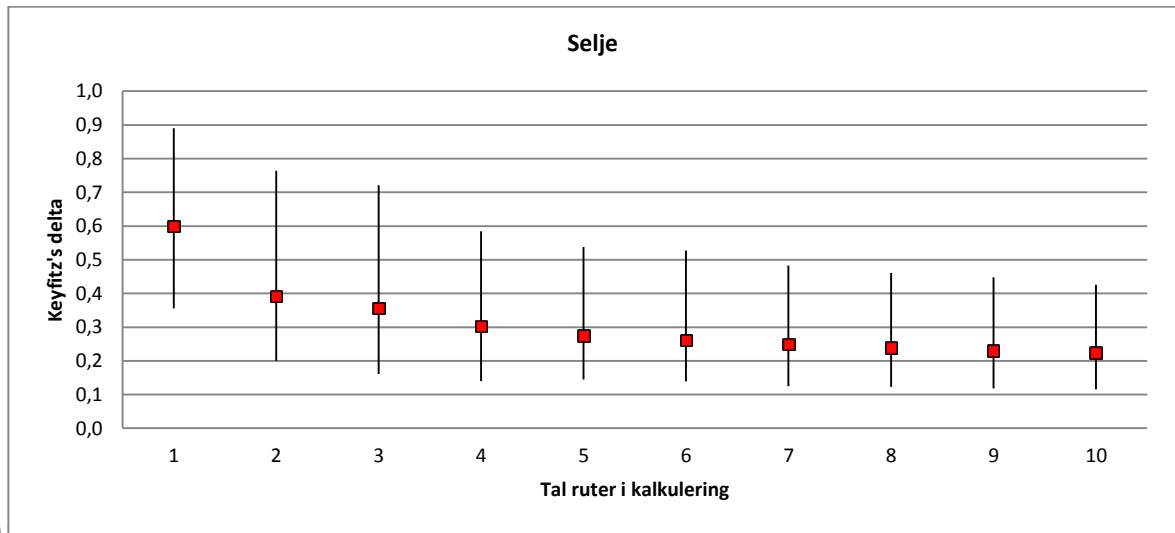
3.3 GJEV METODEN REPRESENTATIVE RESULTAT?

Medianverdiar av Keyfitz's delta-utrekningane synte at ulikskapen mellom ei analyserute på 0,01 km² og ei blokk på 1 km² varierte mellom 0,45 og 0,6 for dei tre blokkene (fig. 16 A-C). Det vil seie at rundt halvparten av variasjonen i blokka var representert i éi tilfeldig rute. Som venta vart ulikskapen mindre når ein auka talet på ruter, men trenden varierte monaleg mellom dei tre blokkene. For Drage og Selje stagnerte medianverdien av Keyfitz's delta rundt 0,2, noko som tyder at analyserutene representerte nærare 80 % av arealfordelinga i desse blokkene. Allereie ved fem ruter var medianverdien for Drage og Selje kome ned i høvesvis 0,28 og 0,27, og ved ti ruter var begge medianverdiane på rundt 0,22. Dei siste fem rutene har slik sett gjeve lite ekstra bidrag til variasjonen. For Raudeberg stagnerte medianverdien av Keyfitz's delta raskt rundt 0,4, og låg ved ti ruter på 0,39 – noko som tyder på at analyserutene representerte berre rundt 60 % av arealfordelinga. Analyserutene på Raudeberg var slik sett svært ulike blokka. Spreiinga i 95 %-konfidensintervall var også ulik for dei tre blokkene, og var mykje mindre for Raudeberg enn for Drage og Selje. Raudeberg hadde ved ti ruter eit 95 %-konfidensintervall på 0,37-0,44, medan Drage og Selje ved ti ruter hadde 95 %-konfidensintervall på høvesvis 0,11-0,37 og 0,12-0,43. Dette fortel mellom anna at analyserutene ved Drage og Selje var relativt ulike, medan analyserutene på Raudeberg var meir homogene.

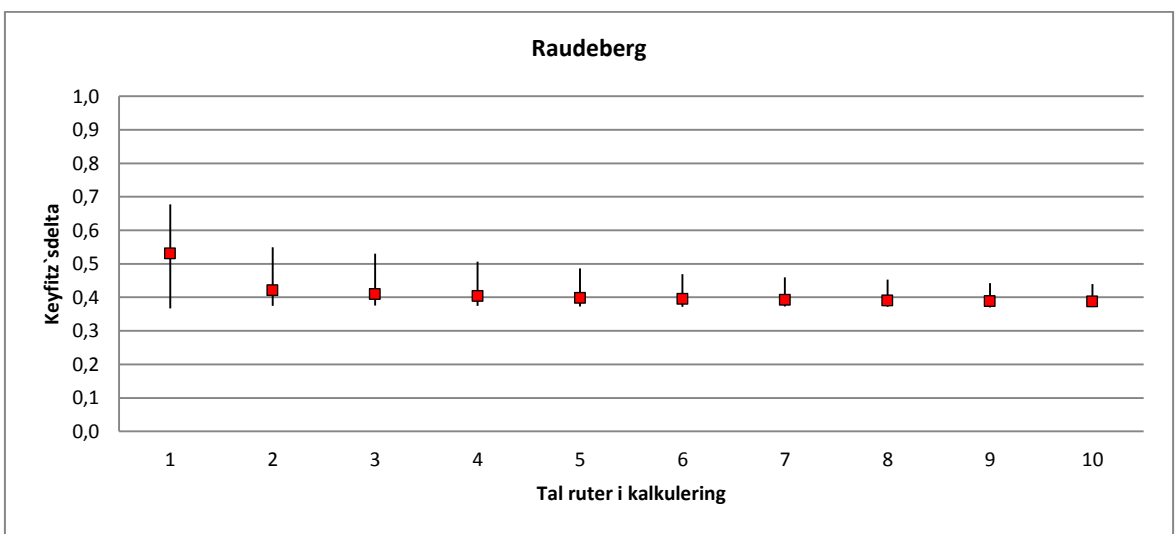
Når eg såg nærare på kvar analyserute og samanlikna dei med respektive blokker, fann eg at ingen av analyserutene i seg sjølve var særskilt lik blokka (blokk x ruter, tabell 4 A-C). Raudeberg skilde seg derimot frå Drage og Selje også her, med noko mindre variasjon i Keyfitz's delta: 0,37-0,68 (Raudeberg) mot 0,34-0,8 (Drage) og 0,36-0,89 (Selje). Desse verdiane er dei same som kom til uttrykk som 95 %-konfidensintervall i dei første kalkuleringane i fig. 16 A-C. Vidare såg eg store forskjellar mellom blokkene når eg samanlikna analyserutene med kvarandre (ruter x ruter, tabell 4 A-C). Av 45 ulike kombinasjonar av analyseruter var det for Drage 29 med Keyfitz's delta over 0,7, altså der rutene var over 70 % ulike, og 15 med Keyfitz's delta under 0,3, altså der rutene var under 30 % ulike (eller sagt på ein anna måte; over 70 % like). Blokka ved Selje gav nokolunde same biletet, men med færre like rutekombinasjonar: i 23 av 45 tilfelle var rutene over 70 % ulike, og berre i fem tilfelle var rutene over 70 % like. Til forskjell frå dette var det for Raudeberg berre fire tilfelle der rutene var over 70 % ulike, 18 der rutene var over 70 % like, og heile 23 der rutene var indifferente. Dette støtter forklaringa om at analyserutene på Raudeberg var meir homogene enn i dei andre blokkene, noko som heng saman med at mange ruter vart forkasta i utveljingsrunden.



a)



b)



c)

Figur 16 Keyfitz's delta for ti gjentekne kalkuleringar med høvesvis 1-10 analyseruter for a) Drage, b) Selje og c) Raudeberg. Firkant syner medianverdiar og vertikale linjer syner 95 %-konfidensintervall.

Tabell 4 Keyfitz's delta mellom blokk x ruter (grøne celler) og ruter x ruter (resten) for a) Drage, b) Selje og c) Raudeberg, der tal i kursiv viser til dei ulike rutene i blokka. For ruter x ruter er meir enn 70 % ulikskap (Keyfitz's $\Delta > 0,7$) merka med blått, og mindre enn 30 % ulikskap (Keyfitz's $\Delta < 0,3$) merka med raudt.

a) Drage

	Blokk	4	19	21	37	39	54	58	82	85	88
Blokk	x										
4	0,75	x									
19	0,42	0,80	x								
21	0,43	0,94	0,20	x							
37	0,80	0,51	0,79	0,94	x						
39	0,34	0,80	0,29	0,24	0,91	x					
54	0,45	0,98	0,19	0,03	0,97	0,27	x				
58	0,49	1,00	0,20	0,06	1,00	0,29	0,05	x			
82	0,38	1,00	0,20	0,11	1,00	0,29	0,11	0,11	x		
85	0,79	0,80	0,99	0,94	0,86	0,71	0,95	1,00	1,00	x	
88	0,60	0,86	0,94	0,89	0,91	0,80	0,92	0,94	0,84	0,86	x

b) Selje

	Blokk	3	7	9	34	36	42	54	68	97	100
Blokk	x										
3	0,74	x									
7	0,38	0,86	x								
9	0,62	1,00	0,63	x							
34	0,77	0,12	0,98	1,00	x						
36	0,36	0,86	0,24	0,39	0,98	x					
42	0,89	1,00	1,00	1,00	0,90	1,00	x				
54	0,60	0,46	0,50	1,00	0,58	0,61	1,00	x			
68	0,36	0,86	0,27	0,37	0,98	0,03	1,00	0,63	x		
97	0,51	1,00	0,63	0,41	0,90	0,41	0,59	1,00	0,41	x	
100	0,49	1,00	0,63	0,25	1,00	0,39	1,00	0,93	0,36	0,41	x

c) Raudeberg

	Blokk	13	21	27	30	50	57	77	90	96	98
Blokk	x										
13	0,37	x									
21	0,38	0,05	x								
27	0,54	0,22	0,26	x							
30	0,53	0,22	0,26	0,22	x						
50	0,53	0,22	0,26	0,03	0,19	x					
57	0,68	0,64	0,59	0,79	0,79	0,79	x				
77	0,43	0,28	0,22	0,43	0,43	0,43	0,36	x			
90	0,53	0,51	0,49	0,66	0,66	0,66	0,62	0,49	x		
96	0,41	0,10	0,13	0,15	0,22	0,15	0,66	0,32	0,55	x	
98	0,55	0,57	0,57	0,57	0,57	0,57	0,79	0,57	0,18	0,57	x

4 DRØFTING

4.1 GENERELLE LANDSKAPSENDRINGAR

I sum var det generelt i studieområdet ei stor auke i tresett areal, med dobling av arealet i begge periodane. Naturtypen fastmarksskogsmark (T23) hadde størst auke, samstundes som det var ein stor nedgang i arealet med kystlynghei (T5). Generell auke i areal med sitkagran var òg dramatisk, med ei dobling i begge periodar også her. Siktagran hadde størst auke i fastmarksskogsmark (T23) og kystlynghei (T5), samt i siste periode også i grøfta myrflate (V1). I myrkant (V7) var det derimot lauvtre som auka mest.

Den formidable auken i tresett areal kan i stor grad forklarast med skogreisingsaktiviteten som gjekk føre seg frå 1950-talet og framover mot 1990, og som var på sitt høgste i 1960- og 1970-åra (Tomter & Dalen 2014; Øyen et al. 2009). Den store auken frå 1980-åra til 2006/08 viser at det likevel har vore stor planteaktivitet mot slutten av 1980-åra, noko plantestatistikkar frå Sogn og Fjordane kan stadfeste (vedlegg 1). Ei anna forklaring kan vere at nyleg tilplanta område ikkje var synleg i flybileta frå 1980-åra, då småplantar ikkje viser i flyfoto (Bradley 2014). Størsteparten av skogen har vore planta i tidlegare open kystlynghei (T5), samt noko i open eller grøfta myrflate (V1 og V6), tilsvarande det som er gjort i Storbritannia (Peterken 2001). Grøfting og oppdyrking er ein av dei største truslane mot oseanisk nedbørsmyr (Moen et al. 2011), og Peterken (2001) skriv at grøftinga vanlegvis vert utført gjentekne gongar for å redusere vassmettinga. Dette er nok ikkje gjort i studieområdet, og i dag kan ein sjå at mykje av plantinga på myr har resultert i dårleg vekst (fig. 17).



Figur 17 Planting av sitkagran i myr har mange stader resultert i dårleg vekst, som her i rute 88 på Drage. Dette vart truleg planta kring 1970 (Tunheim, pers. komm. 2.10.2014).

Ein del av den generelle auken i tresetjing skuldast også attgroing av lauvtre – særskilt i myrkant (V7) men også i kystlynghei (T5). Skogplanting og invasjon av sitkagran ved frøspreiing frå plantefelt er berre to av fleire faktorar som trugar kystlynghei (Kaland & Kvamme 2013). Nedbygging, overflategjødsling, oppdyrking, klimaendringar og naturleg attgroing grunna for lite beite er også viktige truslar (Kaland & Kvamme 2013), men resultatata viser først og fremst at det er skogplanting og attgroing som har ført til tap av kystlynghei i studieområdet.

4.2 NATURLEG FORYNGING AV SITKAGRAN

Naturleg forynging av sitkagran førekom i om lag $\frac{1}{4}$ av arealet som var undersøkt. Areal med forynging var størst i kystlynghei (T5), der $\frac{1}{4}$ av arealet var invadert. Også i myrkant (V7) og kulturmarkeng (T4) var det vesentleg forynging av sitkagran, medan konstruert fastmark (T2) hovudsakleg hadde forynging i vegkantane (som logisk er, sidan mesteparten av T2 er veg med asfaltdekke). I vegkantane var det vel og merke ein del kraftig forynging, som ikkje førekom elles i studieområdet. Resultata viste òg teikn til at arealet av invadert kystlynghei auka i takt med suksesjonen (attgroingsstadier).

Sjølv om mesteparten av arealet førebels berre har ei byrjande forynging av sitkagran, er det tydeleg at sitkagrana er naturalisert og spreier seg lokalt i studieområdet. Med tanke på det store propagulepresset frå plantefelta er spreinga ikkje overraskande (Burns et al. 2013; Dodet & Collet 2012). Sitkagrana sine eigenskapar, som stor frøproduksjon, rask vekst og kombinasjonen av rask kolonisering og skuggetoleranse, peikar mot at sitkagrana har eit stort invasjonspotensial (Dodet & Collet 2012; Drenovsky et al. 2012), og resultatata indikerer at det i tida framover er *utilsikta* spreining og ikkje *tilsikta* planting som vil prege landskapet (etter definisjon av framande artar av Gederaas et al. 2012).

Tidlegare studiar av invasjonspotensialet til sitkagran viser, som nemnt innleiingsvis, at sitkagrana etablerer seg lettast i forstyrta mark (t.d. Nygaard et al. 1999; Vikane et al. 2013). Grunna marginal utbreiing av slike område kjem ikkje dette mønsteret tydeleg fram i resultatata frå analyserutene, sett bort i frå at naturleg forynging førekjem i $\frac{3}{4}$ av vegkantane. Mønsteret er likevel lett å observere i utafør analyserutene i studieområdet – først og fremst i vegkantane, men òg i anna konstruert fastmark (fig. 18). Nygaard, Skre og Brean (1999) fann lågare spreingsintensitet i fattig kystlynghei i forhold til tørrare, kulturpåverka og opne areal (t.d. gamal beitemark). Samanliknar ein dette med undersøkinga i Selje og Vågsøy ser ein tydeleg at sitkagrana spreier seg i fattig kystlynghei,

men den store andelen av naturleg forynging i svak-lågurt kulturmarkseng er likevel oppsiktsvekkande. Som døme på ein tørrare og meir kulturpåverka veksestad enn kystlynghei viser resultatata slik sett likskap med Nygaard, Skre og Brean (1999).



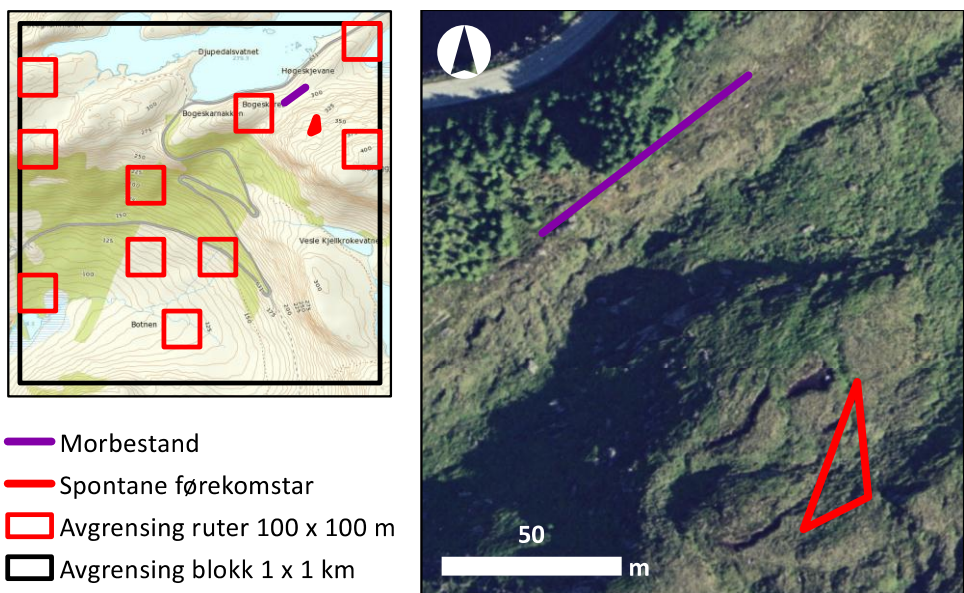
Figur 18 Eit døme på invasjon av sitkagran i forstyrra mark, her langs ein gamal anleggsveg mot dammen for drikkevassforsyninga i Selje.

Mange sitkaplantefelt vart ikkje planta før for 30 år sidan, og det kan difor ta tid før ein ser dei endelege konsekvensane av spreinga (Gederaas et al. 2012; Saure et al. 2013). Treinvasjonar har ofte ei lang latenstid, og medan skogreisinga føregjekk kan dette ha ført til ein "falsk tryggleik" fordi dei ikkje var klar over at sitkagrana ville spreie seg (Richardson et al. 2014). Dei økologiske effektane av spreinga vil som nemnt vere meir negative for kystlynghei enn attgroing av stadeigen furu (Saure et al. 2013), og konsekvensane for artar som er avhengige av kystlynghei kan vere dramatiske (Kaland & Kvamme 2013). Men kystlynghei er, som nemnt, også truga av naturleg attgroing på grunn av for lite beitetrykk (Kaland & Kvamme 2013).

Trenden mellom attgroing av kystlynghei og auke i areal med naturleg forynging av sitkagran står i motsetning til funn av Vikane et al. (2013), der invaderbarheiten til kystlynghei vart redusert med auka suksesjon. Vikane et al. (2013) forklarar dette med auka konkurranse frå anna vegetasjon og til ein viss grad fytotoksiske effektar. Studien viste at både furu (*P. sylvestris*) og sitkagran spirte

lettast ved nylege forstyrningar som brann, og at begge artane invaderte i alle suksesjonsfasar, og Vikane et al. (2013) argumenterer derfor med at tradisjonell skjøtsel som lyngbrenning vil auke moglegheita for invasjon i kystlynghei. Dette samsvarer med litteratur som seier at sitkagran etablerer seg lettare i forstyrra mark (Aarrestad et al. 2013; Nygaard et al. 1999; Vikane et al. 2013; Øyen et al. 2009), men i alle høve er framhald av skjøtsel ved gjentekne forstyrningar som beiting og lyngbrenning den einaste måten å oppretthalde kystlyngheiene på (Kaland & Kvamme 2013). Den observerte trenden i Selje og Vågsøy kan indikere at spiringsevna til sitkagran i seg sjølv ikkje er nok til å føresjå korleis korleis sitkagrana er spreidd og vil spreie seg i kystlynghei i praksis.

Frøa til sitkagran kan spreie seg langt med vinden i opne område (Nygaard et al. 1999; Sandvik 2012). Dette kan ein sjå i studieområdet, til dømes godt i Selje der det vart observert over 20 småplantar av sitkagran i ei NV-vendt fjellside på 325-350 moh. – 50 høgdemeter over og med ein avstand på 115 m til næraste potensielle frøspreiingskjelde (morbestand) (fig. 19). Sjølv om småplantane var prega av vind, beite og konkurreranse med andre artar, seier dette noko om kva distansespreiinga er i området. Sandvik (2012) rår til at avstanden mellom plantefelt med framande treslag og sårbare område bør være fleire kilometer og at planting i vindutsette område ikkje bør førekome. Utfordringa er at sitkagran er planta langs heile kysten av Vestlandet, nettopp i område med mykje vind og sårbare naturtypar som kystlynghei.



Figur 19 Lokalisering av eit område i Selje der det vart observert over 20 småplantar av sitkagran (raud), 115 m frå næraste potensielle spreingskjelde (morbestand, lilla).

4.3 METODISKE VURDERINGAR

Metoden gav tydelege resultat for landskapsendringar og naturleg forynging av siktagran, og verkar å eigne seg godt til dette dersom ein tek omsyn til visse svakheiter. Ut i frå blokkene ved Drage og Selje, såg det ut til at fem tilfeldige analyseruter som dekte 5 % av arealet, representerte 80 % av variasjonen av naturtypar i blokkene. Dette er eit akseptabelt nivå.

Svakheiter med metoden kom likevel til syne gjennom blokka på Raudeberg, der analyserutene berre representerte 60 % av variasjonen. Dette kan forklarast ved måten blokker og ruter er valt ut: Plassering av blokkene ved Drage og Raudeberg vart bestemt med utgangspunkt i flybileta frå 1980-åra. Dei skanna flybileta var i målestokk 1:6000 og hadde såleis god oppløysing, men dermed også lite romleg dekning. Flybiletet frå Drage i 1984 dekte ikkje eingong heile blokka (vedlegg 2) og flybiletet frå Raudeberg i 1980 dekte blokka så vidt (vedlegg 4). Resultatet var at blokka på Raudeberg inneheldt ein stor del busetnad, innmark og hav, i motsetning til dei andre som inneheldt lite eller ingenting av desse naturtypene. Vidare var rutene valt ut ved hjelp av eit sett forkastingskriterier som ikkje vart nytta ved val av blokker. Heile seks ruter vart forkasta i blokka på Raudeberg på grunn av at dei *”var dekt av meir enn 50 % fulldyrka mark, nedbygd areal eller vatn/sjø”*. Dette førte til at analyserutene på Raudeberg vart konsentrert til ein mindre del av blokka, noko som gjorde rutene meir homogene og dermed mindre representative for blokka. Dei avvikande resultatata frå metodetesten kunne såleis vore betra om alle blokkene hadde lite areal av naturtypar vart forkasta ved utval av ruter.

Studien vart utforma med inspirasjon frå Gjengedal og Robertsen (2012), men skil seg ut på nokre område. Til dømes vart blokkstorleiken sett til 1 x 1 km, til forskjell frå 1,2 x 1,2 km i Gjengedal & Robertsen (2012). Hensikta var å gjere området enklare å handtere metodisk, jf. rutenett med 144 mot 100 ruter. I tillegg vart talet på analyseruter i kvar blokk auka frå fem til ti, samt at det vart nytta eit førehandsbestemt klassifiseringssystem (NiN-systemet, jf. Halvorsen et al. 2009). I teorien skulle analysen verte sikrare ved å minske storleiken på blokka og auke talet på ruter, då prosentdekninga aukar frå 3,5 % til 10 %. Trenden i dei ulike blokkene viste at rutene ikkje vart vesentleg meir representative ved ti ruter enn ved fem ruter, noko som peiker mot at 5 % dekning likevel er tilstrekkeleg.

Eit overordna spørsmål i samband med utveljing av studieområde var om storleiken på blokkene var riktig i forhold til skalaen på landskapet. I det storskala terrenget i Ytre Nordfjord ligg plantefelta, dvs. frøspreiingskjeldene, som regel i fjellsider i relativ nærleik til sjø, veg eller busetnad,

og med store hei- og myrområde i mellom (fig. 20). Ei forklaring er at den konsentrerte plantinga i storskala landskap bidreg til å avgrense spreinga av sitkagran, i motsetning til lågtliggjande og småkuperte område der busetnad og plantefelt er jamt fordelt, som til dømes studieområdet til Gjengedal og Robertsen (2012) i Nord-Hordaland. I følgje Liang et al. (2013) kan den romlege dekninga i studiar av treslagsutbreiing påverke resultatane på den måten at dersom frøspreiingskjelder og spreingsdistanse ikkje er avgrensande faktorar, vil førekomstane auke. Stemmer forklaringa, kan resultatane bli upåverka eller sterkare (dvs. større utbreiing av naturleg forynging) i småskala landskap om ein aukar blokkstorleiken, medan det motsette kan vere tilfelle i storskala landskap.



Figur 20 Eit storskala landskap, som her ved Drage, kjenneteiknar studieområdet i Selje og Vågsøy. Plantefelta, som bidreg til høgt propagulepress, ligg stort sett relativt nær til gardar, busetnad og veg.

Flyfototolking med visuell klassifikasjon av vegetasjon krev trening, men har i mange tilfelle vist seg å vere meir nøyaktig enn til dømes regelbasert gjenkjenning med datamaskiner (Bradley 2014). Kombinasjonen av flyfototolking og feltkontrollar opnar i utgangspunktet for informasjon både på landskapsnivå og finare skala, men for nøyaktig identifisering av spesifikke objekt eller artar vil feltbaserte metodar gje mest detaljerte og pålitelege data (Ståhl et al. 2011). I utgangspunktet var det meininga å tolke både landskapsendringar og naturleg forynging av sitkagran ut i frå flyfoto. Under arbeidet med tolkinga vart det derimot tydeleg at forynging av sitkagran var vanskeleg å

oppdage og stadfeste via flyfoto, og at det i samband med feltkontroll var vanskeleg å fastslå kva som var planta og kva som var spontant.

Årsaka til dette var for det første at flyfoto har for dårleg oppløysing til å oppdage småplantar og einslege, unge sitkagraner. Sjølv om flyfoto har klåre fordelar som god romleg oppløysing og brei dekning, er den spektrale oppløysinga relativt dårleg, særskilt i svart/kvit-flyfoto, der objekt med ulike fargar kan få same gråtonar (Bradley 2014; Wastenson 1993). Låg oppløysing og låg biletkvalitet avgrensar som oftast bruksområdet til flyfoto til tolking av grove vegetasjonsklassar som skog eller open mark (Vellend et al. 2013). Spesifikk gjenkjenning av ein art ved bruk av flyfototolking er relativt sjeldan, og arten må i så fall må ha ein unike kjenneteikn som skil den frå omgjevnadane (Bradley 2014). I vaksen alder skil gran seg tydeleg frå andre treslag, men individ som er mindre enn den romlege oppløysinga i biletet vil ikkje bli oppdaga (Bradley 2014). Som vist i vedlegg 2-4 er det store forskjellar i målestokk og oppløysing i flybileta i denne studien, noko som kan gje utslag i ulik tolking.

For det andre viste det seg at mykje av det som ved i felt og på flyfoto såg ut som naturleg forynging, i realiteten var planta. Mange stader stod sitkagran tilsynelatande umotivert plassert utan det regulære mønsteret eller jamne storleiken ein ville venta av ei konvensjonell skogplanting (Hanssen 2013). Dette kan til dømes ha samband med at skuleelevar ofte sette fleire plantar same grop og sjeldan planta etter fast mønster (Eide, pers. kom. 2014). Ein vanleg praksis ved skulane var også at elevane fekk med seg plantar som var til overs som dei kunne plante der dei ville nær heimen (Eide, pers. komm. 2014). Ulik storleik kan ha årsak i at mange var uvitande om veksekrava til sitkagrana slik at det vart planta i område med fuktig mark utan noko form for førebuing som drenering eller gjødsling. Særleg i område med torvmyr eller fuktig lynghei varierer trea i høgde, og mange av trea som vart planta for 30-40 år sidan er i dag ikkje høgare enn 1-2 m (Eide, pers. komm. 2014). I følgje Gjengedal og Robertsen (2012) var det i Nord-Hordaland stor spreining på fastmark/knaus, kulturmark og myr. Sjølv om sitkagrana toler eit fuktig klima godt (Vadla 2007), veks den som vist i fig. 17 dårleg i vassmetta torvmyr. Ettersom det heller ikkje er registrert naturleg forynging av sitkagran i myr i denne studien, stiller eg difor spørsmålet om dette kan vere ei slik metodisk feiltolking. I dei fleste tilfelle kan ein likevel sjå at slike område er planta, då trea står tett og det ofte er ei "kunstig" avgrensing rundt bestanden, og i felt kan ein kontrollere og stadfeste alderen om ein tel greinkransar (årsskot).

Erfaringa frå denne studien er at reell spreining er utfordrande å tolke utan at ein kombinerer flyfototolking med feltarbeid og har kjennskap til historia for området (dvs. kvar det er planta og når).

Feltkontrollar er naudsynt for å fange opp småplantar av sitkagran, men ei omfattande kartlegging av landskap ved bruk av feltobservasjonar vil i dei fleste tilfelle vere vanskeleg å gjennomføre (Bradley 2014, Vellend et al. 2013). Då er bruk av analyseruter som representerer større område eit effektivt alternativ. Ein vanleg framgangsmåte i studiar som undersøker landskapsendringar er å klassifisere eit heilt landskap (t.d. Hamre et al. 2007; White & Mladenoff 1994), medan studiar som nyttar såkalla 'sample units' verkar å vere relativt sjeldan. Eit døme er *National Inventory of Landscapes in Sweden* (NILS), der analyseblokker på 25 km² jamt fordelt over heile landet, og vert undersøkt ved flyfoto og systematisk feltkontroll i 5-års intervall (Ståhl et al. 2011). Resultata frå NILS er så langt tilfredsstillande og har gjeve informasjon om mange ulike tema, til dømes endringar i landskap og tap av naturmangfald (Ståhl et al. 2011). Dette viser at studiar basert på eit utval av analyseruter er effektive metodar som har potensiale også ved kartlegging av større landskap.

For å unngå svakheitene som har kome fram, ville ein optimal situasjon vore å undersøke blokker der ein har full oversikt over plantetidspunkt, og teke utgangspunkt i flyfoto frå tre ulike tidspunkt etter siste utplanting av sitkagran (t.d. etter 1990). Dei avgjerande faktorane vert då at ein klarer å lokalisere slike område og at ein har tilgang på aktuelt flyfotomateriale, men ein slik metode vil truleg vere aktuelt i eit lengre tidsperspektiv. Som alternativ til konvensjonelle flyfoto kan også IR-flyfoto (med infraraud-kjensleg film) lette tolkinga, med fordelene at ulik vegetasjon reflekterer den infraraude fargeskalaen ulikt slik at ein lettare kan skilje ulike treslag (Ihse et al. 1993).

5 KONKLUSJON

Landskapsendringar ved Drage, Selje og Raudeberg har først og fremst vore ei generell auke i tresett areal, som følgje av skogplanting med påfølgjande vekst, og sitkagran er den arten bidrege mest til dette. Men også attgroing av lauvtre er påfallande i studieområdet. Som konsekvens av skogplantinga og attgroing har arealet med kystlynghei minka drastisk.

Naturleg forynging av sitkagran er vesentleg, og mest utbreidd i kystlynghei. Forutan i vegkantar vart det ikkje funne kraftig spreining, og førekomstane er for det meste relativt unge. Resultata indikerer likevel at sitkagrana har gått frå å vere naturalisert til invaderande, og at utbreiinga vil kome til å auke. Det var òg ein tendens til at invadert areal auka i takt med attgroinga av kystlynghei, noko som bør undersøkast vidare.

Metoden gav ei tydeleg framstilling av landskapsendringar og naturleg forynging av sitkagran, og med å analysere 5 % av arealet vil ein kunne representere landskapet på ein akseptabel måte. Spreining av sitkagran kan først og fremst identifiserast i kombinasjon med feltarbeid. Ved bruk av metoden bør ein velje blokker med relativt lik fordeling av naturtypar, og kva som er planta bør vere kjent før ein byrjar å tolke flybileta. Flybileta bør så langt som råd vere samanliknbare i høve målestokk/oppløysing og fotograferingstidspunkt. I vidare forskning kan det vere interessant å greie ut om spreininga av sitkagran varierer mellom ulike landskapsformer. I storskala landskap som Selje og Vågsøy vert spreininga avgrensa av distanse mellom frøspreiingskjeldene, noko som tyder på at resultata vil bli svakare med større blokker. I småskala landskap der skogplantinga er jamnare fordelt, vil kanskje blokkstorleiken ikkje spele like stor rolle.

Alt i alt tyder undersøkinga på at det er skogreisinga som har endra landskapet mest hittil, men landskapet framover vil vise store endringar mellom anna grunna spreining av sitkagran. Om ein tek omsyn til visse svakheiter, vil romleg analyse basert på flyfototolkning vere ein effektiv måte å overvake og estimere utbreiinga av sitkagran. Dette er viktig for å kunne informere forvaltninga, skognæringa og politiske avgjersler, slik at innsatsen vert retta mot tiltak som nyttar for å unngå vidare tap av kystlynghei.

LITTERATUR

- Aarrestad, P. A., Bendiksen, E., Bjerke, J. W., Brandrud, T. E., Hofgaard, A., Rusch, G. & Stabbetorp, O. E. (2013). Effekter av treslagsskifte, treplanting og nitrogengjødsling i skog på biologisk mangfold. Kunnskapsgrunnlag for å vurdere skogtiltak i klimasammenheng. *NINA rapport*. Trondheim: Norsk institutt for naturforskning. 69 s.
- Bradley, B. A. (2014). Remote detection of invasive plants: a review of spectral, textural and phenological approaches. *Biological Invasions*, 16: 1411-1425.
- Bremer, L. L. & Farley, K. A. (2010). Does plantation forestry restore biodiversity or create green deserts? A synthesis of the effects of land-use transitions on plant species richness. *Biodiversity and Conservation*, 19: 3893-3915.
- Burns, J. H., Pardini, E. A., Schutzenhofer, M. R., Chung, Y. A., Seidler, K. J. & Knight, T. M. (2013). Greater sexual reproduction contributes to differences in demography of invasive plants and their noninvasive relatives. *Ecology*, 94: 995-1004.
- Carrillo-Gavilan, M. A. & Vila, M. (2010). Little evidence of invasion by alien conifers in Europe. *Diversity and Distributions*, 16: 203-213.
- Caswell, H. (2001). *Matrix population models: construction, analysis, and interpretation*. 2nd utg. Sunderland, Mass., USA: Sinauer Associates. 722 s.
- Dodet, M. & Collet, C. (2012). When should exotic forest plantation tree species be considered as an invasive threat and how should we treat them? *Biological Invasions*, 14: 1765-1778.
- Drenovsky, R. E., Grewell, B. J., D'Antonio, C. M., Funk, J. L., James, J. J., Molinari, N., Parker, I. M. & Richards, C. L. (2012). A functional trait perspective on plant invasion. *Annals of Botany*, 110: 141-153.
- Engan, G. (2012). 3Q Feltkontroll av flybildetolkning; 2. omdrev 2004-2008. *Rapport fra Skog og Landskap, 03/12*. Ås: Norsk Institutt for Skog og Landskap. 30 s.
- Esri (2012). *ArcGIS Desktop*. Versjon 10.1. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.
- Gederaas, L., Moen, T. L., Skjelseth, S. & Larsen, L.-K. (red.). (2012). Fremmede arter i Norge - med norsk svarteliste 2012. Artsdatabanken: Trondheim.
- Gillesvik, K. (2014). Hogger ned storstilt granplan. *Bergens Tidende*. Tilgjengeleg frå: <http://www.bt.no/nyheter/lokalt/Hogger-ned-storstilt-granplan-3156526.html> (lest 6.11.2014).
- Gjengedal, M. & Robertsen, H. (2012). *Landskapsendringer som følge av planting og spredning av sitkagran*. Sogndal (upubl.): bacheloroppgåve, AIN, HiSF.
- Google (2014). *Google Maps*: Google Inc. Tilgjengeleg frå: <https://www.google.no/maps> (lest 15.6.2014).
- Halvorsen, R., Andersen, T., Blom, H. H., Elvebakk, A., Elven, R., Erikstad, L., Gaarder, G., Moen, A., Mortensen, P. B., Norderhaug, A., Nygaard, K., Thorsnes, T. & Ødegaard, F. (2009). *Naturtyper i Norge (NiN) versjon 1.1.0*. Naturtypebasen: Artsdatabanken. Tilgjengeleg frå: <http://www.naturtyper.artsdatabanken.no> (lest 20.10.2014).
- Hamre, L. N., Domaas, S. T., Austad, I. & Rydgren, K. (2007). Land-cover and structural changes in a western Norwegian cultural landscape since 1865, based on an old cadastral map and a field survey. *Landscape Ecology*, 22: 1563-1574.

- Hanssen, E. W. (2013). Fremmede bartrær i norsk natur – hvordan sprer de seg? Behov for kartlegging. Del I: Innledning og granartene *Picea. Blyttia*, 71: 188-194.
- Holtan, D. (2013a). Supplerande kartlegging av naturtyper i Selje kommune i 2012. Leikanger: Fylkesmannen i Sogn og Fjordane, rapport nr. 2 - 2013. 90 s.
- Holtan, D. (2013b). Supplerande kartlegging av naturtyper i Vågsøy kommune i 2012: Fylkesmannen i Sogn og Fjordane, rapport nr. 3 - 2013. 68 s.
- Holtmark, T. (2009). *Syn*. Store Norske Leksikon: SNL AS. Tilgjengeleg frå: <https://snl.no/syn> (lest 11.11.2014).
- Ihse, M., Rafstedt, T. & Wastenson, L. (1993). Flygbildstolking av vegetasjon. I: Nämnden för skoglig fjärranalys (NSF) (red.) *Flygbildsteknik och Fjärranalys*, s. 247-294. Jönköping: Skogsstyrelsen.
- Kaland, P. E. & Kvamme, M. (2013). Kystlyngheiene i Norge – kunnskapsstatus og beskrivelse av 23 referanseområder. Oslo: Miljødirektoratet. 104 s.
- Kalås, J. A., Viken, Å., Henriksen, S. & Skjelseth, S. (red.). (2010). *Norsk rødliste for arter 2010*. Norge: Artsdatabanken. 480 s.
- Lambdon, P. W., Pysek, P., Basnou, C., Hejda, M., Arianoutsou, M., Essl, F., Jarosik, V., Pergl, J., Winter, M., Anastasiu, P., et al. (2008). Alien flora of Europe: species diversity, temporal trends, geographical patterns and research needs. *Preslia*, 80: 101-149.
- Landbruksdirektoratet. (2014). *Utvalgte kulturlandskap i jordbruket*. Oslo: Landbruksdirektoratet. Tilgjengeleg frå: <https://http://www.slf.dep.no/no/miljo-og-okologisk/kulturlandskap/utvalgte-kulturlandskap> (lest 10.11.2014).
- Liang, Y., He, H. S., Fraser, J. S. & Wu, Z. (2013). Thematic and Spatial Resolutions Affect Model-Based Predictions of Tree Species Distribution. *PLoS ONE*, 8: 1-10.
- Meteorologisk institutt (2014). eKlima. Tilgjengeleg frå: <http://sharki.oslo.dnmi.no> (lest 11.11.2014).
- Miljødirektoratet (2013). Planting av skog på nye arealer som klimatiltak – egnede arealer og miljøkriterier. M26-2013. Oslo: Miljødirektoratet, Statens Landbruksforvaltning og Norsk institutt for Skog og Landskap. 149 s.
- Miljødirektoratet (2014). *Naturbase*. Tilgjengeleg frå: <http://innsyn.naturbase.no> (lest 5.6.2014).
- Miljøverndepartementet (2000). *St. meld. nr. 8 (1999-2000): Regjeringens miljøvernpolitik og rikets miljøtilstand*. Oslo: Det kongelige miljøverndepartement. 206 s.
- Miljøverndepartementet (2012). *Forskrift om utsetting av utenlandske treslag til skogbruksformål*. Tilgjengeleg frå: <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2012-05-25-460> (lest 25.11.2014).
- Millenium Ecosystem Assessment (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*. Washington, DC.: World Resources Insititute. Tilgjengeleg frå: <http://www.unep.org/maweb/documents/document.354.aspx.pdf> (lest 15.10.2014).
- Moen, A. (1998). *Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon*. Hønefoss: Statens kartverk.
- Moen, A., Lyngstad, A. & Øien, D.-I. (2011). Kunnskapsstatus og innspill til faggrunnlag for oseanisk nedbørmyr som utvalgt naturtype. I: Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet, V. (red.). *Rapport botanisk serie 2011-7*. Trondheim: NTNU. 72 s.
- Moen, A. & Øien, D.-I. (2011). Våtmark. I: Lindgaard, A. & Henriksen, S. (red.) *Norsk rødliste for naturtyper 2011*, s. 75-80. Trondheim: Artsdatabanken.

- More, D. & White, J. (red.). (2005). *Trær i Norge og Europa (originaltittel: The illustrated encyclopedia of Trees)*. Oslo: N. W. Damm & Søn. 831 s.
- NGU (2014a). Nasjonal berggrunnsdatabase. I: *Norges Geologiske Undersøkelse*. Tilgjengeleg frå: <http://geo.ngu.no/kart/berggrunn/> (lest 2.11.2014).
- NGU (2014b). Nasjonal løsmassedatabase. I: *Norges Geologiske Undersøkelse*. Tilgjengeleg frå: <http://geo.ngu.no/kart/losmasse/> (lest 2.11.2014).
- Norderhaug, A. & Johansen, L. (2011). Kulturmark og boreal hei. I: Lindgaard, A. & Henriksen, S. (red.) *Norsk rødliste for naturtyper 2011*, s. 81-86. Trondheim: Artsdatabanken.
- Norge digitalt (2014). *Norge i bilder: Skog og Landskap, Statens vegvesen og Statens kartverk*. Tilgjengeleg frå: <http://www.norgebilder.no> (lest 9.9.2014).
- Nygaard, P. H., Skre, O. & Brean, R. (1999). Naturlig spredning av utenlandske treslag. Oppdragsrapport NISK 19/99. Ås: Norsk institutt for skogforskning.
- Peterken, G. F. (2001). Ecological effects of introduced tree species in Britain. *Forest Ecology and Management*, 141: 31-42.
- Rejmanek, M. & Richardson, D. M. (2013). Trees and shrubs as invasive alien species - 2013 update of the global database. *Diversity and Distributions*, 19: 1093-1094.
- Richardson, D. M. & Rejmánek, M. (2011). Trees and shrubs as invasive alien species – a global review. *Diversity and Distributions*, 17: 788-809.
- Richardson, D. M., Hui, C., Nunez, M. A. & Pauchard, A. (2014). Tree invasions: patterns, processes, challenges and opportunities. *Biological Invasions*, 16 (3): 473-481.
- Rundel, P. W., Dickie, I. A. & Richardson, D. M. (2014). Tree invasions into treeless areas: mechanisms and ecosystem processes. *Biological Invasions*, 16: 663-675.
- Sandvik, H. (2012). *Kunnskapsstatus for spredning og effekter av fremmede bartrær på biologisk mangfold. DN-utredning 8-2012*. Oslo: Direktoratet for naturforvaltning. 44 s.
- Saure, H. I., Vandvik, V., Hassel, K. & Vetaas, O. R. (2013). Effects of invasion by introduced versus native conifers on coastal heathland vegetation. *Journal of Vegetation Science*, 24: 744-754.
- Saure, H. I., Vandvik, V., Hassel, K. & Vetaas, O. R. (2014). Do vascular plants and bryophytes respond differently to coniferous invasion of coastal heathlands? *Biological Invasions*, 16: 775-791.
- Seehusen, J. (2013). Vil industrialisere bruk av sitkagran. *Teknisk Ukeblad*. Tilgjengeleg frå: <http://www.tu.no/bygg/2013/12/10/vil-industrialisere-bruk-av-sitkagran> (lest 6.11.2014).
- Skogbrukets kursinstitutt (2012). Skogleksikon – Hogstklasser. Tilgjengeleg frå: <http://www.skogveven.no/lex.cfm?id=249> (lest 20.9.2014).
- Skog og Landskap (2010). *Norges to høyeste trær*. Tilgjengeleg frå: http://www.skogoglandskap.no/nyheter/2010/norges_to_hoyeste_traer/newsitem (lest 4.11.2014).
- Skog og Landskap (2014). *SAT-SKOG: Norsk institutt for skog og landskap*. Tilgjengeleg frå: http://kilden.skogoglandskap.no/map/kilden/index.jsp?theme=SATSKOG&mapLayer=DEKNI NG_SATSKOG (lest 15.6.2014).
- Stabbetorp, O. & Aarrestad, P. A. (2012). *Artsdatabankens faktaark ISSN1504-9140 nr. 216: Sitkagran / Lutzgran. Picea sitchensis / Picea x lutzii*. Artsdatabanken & Norsk institutt for naturforskning (NINA). 3 s.

- Ståhl, G., Allard, A., Esseen, P.-A., Glimskär, A., Ringvall, A., Svensson, J., Sundquist, S., Christensen, P., Torell, Å. G., Högström, M., Lagerqvist, K., Marklund, L., Nilsson, B. & Inghe, O. (2011). National Inventory of Landscapes in Sweden (NILS)—scope, design, and experiences from establishing a multi scale biodiversity monitoring system. *Environmental Monitoring and Assessment*, 173: 579-595.
- Thonhaugen, M. (2014a). Frykter "pøbelgran" vil gi økologisk katastrofe. *NRK Nordland*. Tilgjengeleg frå: <http://www.nrk.no/nordland/frykter-okologisk-katastrofe-1.11879764> (lest 6.11.2014).
- Thonhaugen, M. (2014b). Innrømmer manglende kunnskap om "pøbelgran". *NRK Nordland*. Tilgjengeleg frå: <http://www.nrk.no/nordland/innrømmer-manglende-kunnskap-1.11885322> (lest 14.11.2014).
- Thorvaldsen, P. (2012). Miljømessige effekter av ulike behandlingsmetoder for hogstavfall ved hogst av sitkagran. *Bioforsk Rapport*, 6: 1-24.
- Tomter, S. E. og Dalen, L. S. (red.) (2014). *Bærekraftig skogbruk i Norge*. Ås: Skog og landskap. 244 s.
- Vadla, K. (2007). Sitkagran - utbredelse, egenskaper og anvendelse. *Viten fra Skog og landskap*, 2: 27-31.
- Vellend, M., Brown, C. D., Kharouba, H. M., McCune, J. L. & Myers-Smith, I. H. (2013). Historical ecology: using unconventional data sources to test for effects of global environmental change. *American Journal of Botany*, 100: 1294-1305.
- Vikane, J. H., Vandvik, V. & Vetaas, O. R. (2013). Invasion of Calluna heath by native and non-native conifers: the role of succession, disturbance and allelopathy. *Plant Ecology*, 214: 975-985.
- Wastenson, L. (1993). Flygbildstolkningens grunder. I: Nämnden för skoglig fjärranalys (NSF) (red.) *Flygbildsteknik och Fjärranalys*, s. 149-187. Jönköping: Skogstyrelsen.
- White, M. A. & Mladenoff, D. J. (1994). Old-growth forest landscape transitions from pre-european settlement to present. *Landscape Ecology*, 9: 191-205.
- Wilson, J. R. U., Caplat, P., Dickie, I. A., Hui, C., Maxwell, B. D., Nunez, M. A., Pauchard, A., Rejmanek, M., Richardson, D. M., Robertson, M. P., Spear, D., Webber, P. L., van Wilgen, B. W. & Zenni, R. D. (2014). A standardized set of metrics to assess and monitor tree invasions. *Biological Invasions*, 16: 535-551.
- Øyen, B.-H., Andersen, H. L., Myking, T., Nygaard, P. H. & Stabbetorp, O. E. (2009). Økologiske egenskaper for noen utvalgte introduserte bartreslag i Norge. *Viten fra Skog og landskap 01/09*. Ås: Norsk institutt for skog og landskap. 40 s.

PERSONLEG KOMMUNIKASJON

(forkorta som pers. komm.)

Eide (30.9.2014): Samtale med Bjørn Eide, grunneigar på Raudeberg og adjunkt ved Måløy vgs.

Gjerde (27.9.2014): Føredrag av Ove Gjerde, Skogselskapet i Bergen og Hordaland, frå seminaret "Pøbelgran på avveie" i Leirvik i Stord, Hordaland (i regi av SABIMA og Norsk Botanisk Forening).

Tunheim (2.10.2014): Telefonsamtale med Harry Tunheim, gardbrukar på Drage.

Wold (2.10.2014): Telefonsamtale med Kristi Wold, dotter til tidlegare skogreisingsleiar i Selje og Vågsøy, Alf Barmen.

VEDLEGG 1: PLANTESTATISTIKK FOR SITKAGRAN I SOGN OG FJORDANE

Brandsøy planteskule



Dykkar referanse

Vår referanse

Dykkar dato

Vår dato
04.01.2011.

Gjeld: Planting av sitkagran i Sogn og Fjordane i tidsrommet 1948 til 2010.

Hei, sender oppgave over antall utsende planter av sitkagran frå Brandsøy planteskule og kontraktdyrkarane frå 1948 til og med 2010.

Frå 1994 til 2005, vart det produsert og utsendt ein del Lutzgran. Denne var meint brukt på svakere boniteter med frostproblem .

Planting av sitkagran i Sogn og Fjordane. Frå 1948 til 2010

år	antall	år	antall	år	antall	Lutzii
1948	25180	1970	648050	1992	130500	
1949	243540	1971	781300	1993	75400	
1950	223975	1972	573250	1994	60000	39000
1951	119000	1973	754200	1995	46000	57000
1952	49295	1974	353200	1996	59600	33500
1953	27700	1975	802700	1997	48400	29300
1954	29400	1976	514000	1998	44900	22000
1955	5715	1977	554500	1999	37000	14000
1956	37500	1978	430700	2000	27000	21000
1957	132240	1979	481600	2001	38130	7950
1958	224845	1980	300500	2002	3000	8000
1959	500260	1981	335700	2003	12450	3050
1960	675070	1982	291000	2004	235	9550
1961	623600	1983	391200	2005	2300	2350
1962	604130	1984	241000	2006	0	0
1963	446875	1085	352700	2007	2000	0
1964	535350	1986	250600	2008	0	0
1965	533400	1987	257000	2009	3000	0
1966	388800	1988	228000	2010	2400	0
1967	576700	1989	206300			
1968	407500	1990	249600			
1969	613250	1991	183400			
	7023325		9180500		592315	246700

Sum sitkagran: 16733140 pl

Sum Lutzii : 246700 pl

Postadresse: Brandsøy
6900 FLORØ
Telefon: 57 74 41 21
Mobil: 913 15 495
E-postadresse: brandsoyplanteskule@gmail.com

Org.nr: 947 870 610 MVA
Bankgiro: 3700 35 00110

VEDLEGG 2: METADATA DRAGE

GENERELT OM BLOKKA

Lokalisering: *Drage, Selje kommune*

UTM-koordinat (SV- hjørne):

32V 304600Ø, 6890900N

Analyseruter:

4, 19, 23, 37, 39, 54, 58, 82, 85, 88

Høgdeskilnad i blokk: *75-295 moh.*

FLYFOTO 1968 (1)

Dato: *26.8.1968*

Prosjekt- og biletnr.: *NF-0585, K-7*

Type: *Pankromatisk svart-kvit*

Målestokk: *1:15 000*

Flyhøgde: *2420 m*

Stereodekning?: *Ja*

Kjelde: *Utlånt av Statkart, Leikanger*

FLYFOTO 1984 (2)

Dato: *4.6.1984*

Prosjekt- og biletnr.: *NLF-08209, A-5*

Type: *Pankromatisk svart-kvit*

Målestokk: *1:6000*

Flyhøgde: *1000 m*

Stereodekning?: *Nei*

Kjelde: *Skanna av Statkart, Hønefoss*

FLYFOTO 2006 (3)

Dato: *29.6.2006*

Prosjekt- og biletnr.: *Terratec 13312, 13-7*



Type: *Ortofoto (farge)*

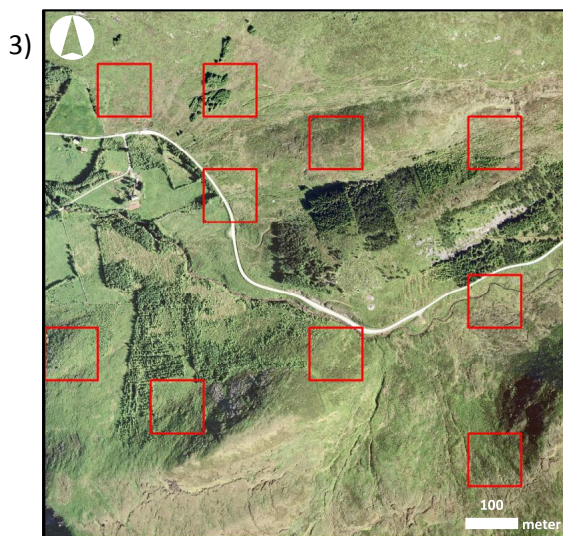
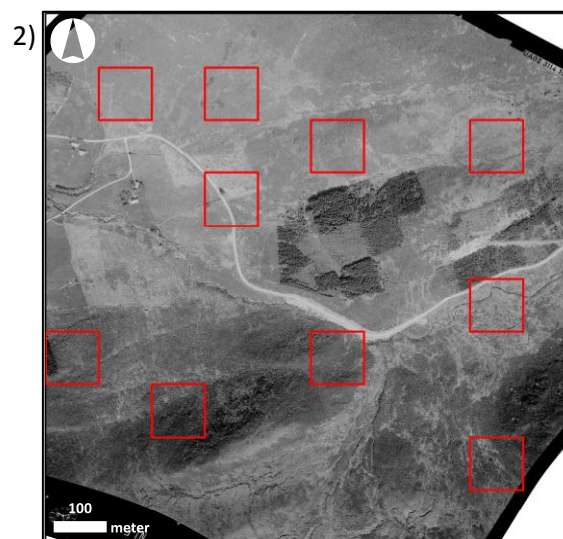
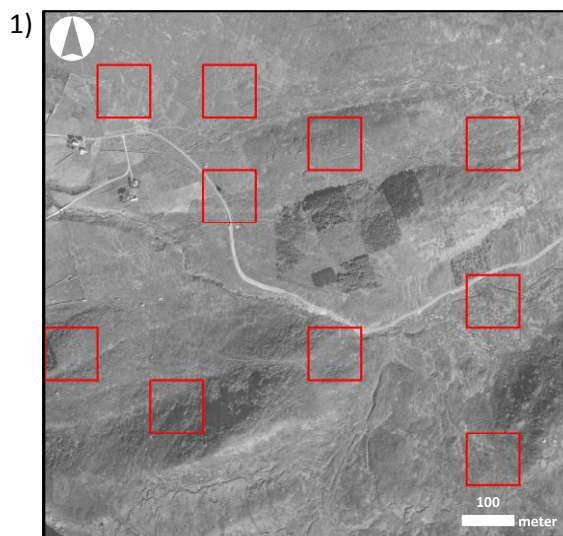
Målestokk: *1:20 000*

Flyhøgde: *3000 m (0,2 m oppløysing)*

Stereodekning?: *Nei*

Kjelde: *Norge i bilder (2014)*

-  Avgrensing ruter 100 x 100 m
-  Avgrensing blokk 1 x 1 km



VEDLEGG 3: METADATA SELJE

GENERELT OM BLOKKA

Lokalisering: *Selje, Selje kommune*

UTM-koordinat (SV- hjørne):

32V 310300Ø, 6884300N

Analyseruter:

3, 7, 9, 34, 36, 42, 54, 68, 97, 100

Høgdeskilnad i blokk: *75-400 moh.*

FLYFOTO 1968 (1)

Dato: *26.8.1968*

Prosjekt- og biletnr.: *NF-0585, H-7*

Type: *Pankromatisk svart-kvit*

Målestokk: *1:15 000*

Flyhøgde: *2450 m*

Stereodekning?: *Ja*

Kjelde: *Utlånt av Statkart, Leikanger*

FLYFOTO 1987 (2)

Dato: *15.7.1987*

Prosjekt- og biletnr.: *NLF-9325, G-3*

Type: *Pankromatisk svart-kvit*

Målestokk: *1:15 000*

Flyhøgde: *2500 m*

Stereodekning?: *Ja*

Kjelde: *Utlånt av Statkart, Leikanger*

FLYFOTO 2006 (3)

Dato: *28.6.2006*

Prosjekt- og biletnr.: *Terratec 13312, 03-4*



Type: *Ortofoto (farge)*

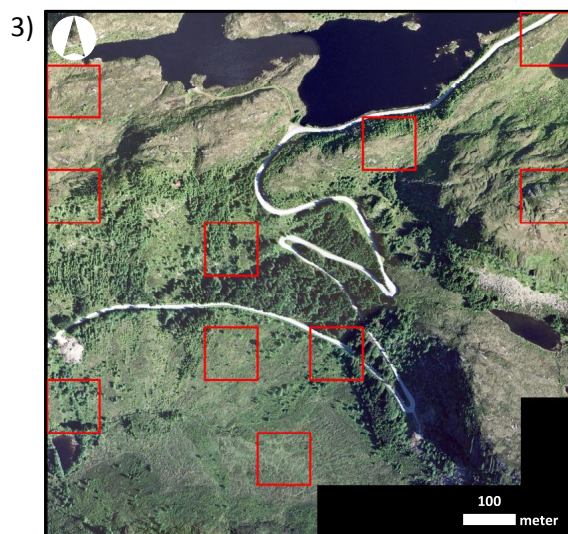
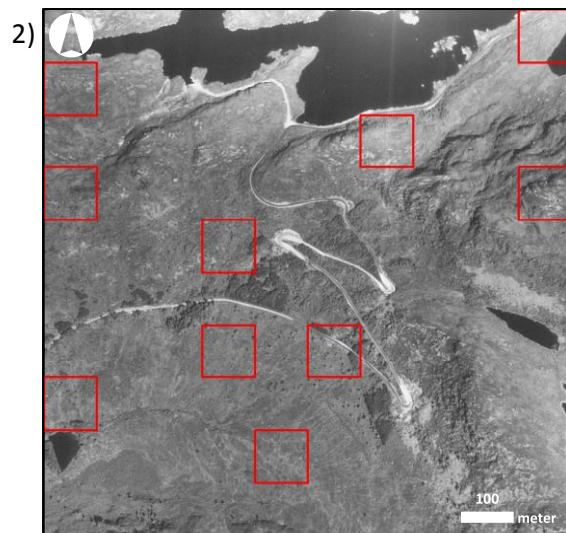
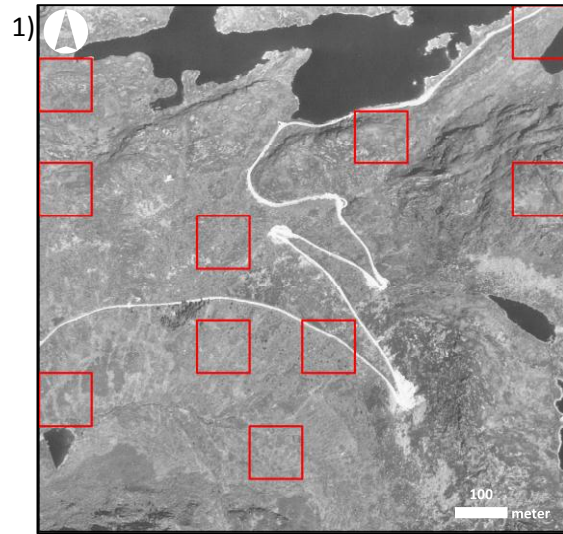
Målestokk: *1:20 000*

Flyhøgde: *3000 m (0,2 m oppløysing)*

Stereodekning?: *Nei*

Kjelde: *Norge i bilder (2014)*

-  Avgrensing ruter 100 x 100 m
-  Avgrensing blokk 1 x 1 km



VEDLEGG 4: METADATA RAUDEBERG

GENERELT OM BLOKKA

Lokalisering: *Raudeberg, Vågsøy kommune*

UTM-koordinat (SV- hjørne):

32V 297000Ø, 6878300N

Analyseruter:

13, 21, 27, 30, 50, 57, 77, 90, 96, 98

Høgdeskilnad i blokk: *0-255 moh.*

FLYFOTO 1968 (1)

Dato: *26.8.1968*

Prosjekt-/bilettnr.: *NF-0585, F-18*

Type: *Pankromatisk svart-kvit*

Målestokk: *1:15 000*

Flyhøgde: *2460 m*

Stereodekning?: *Ja*

Kjelde: *Utlånt av Statkart, Leikanger*

FLYFOTO 1980 (2)

Dato: *14.5.1980*

Prosjekt-/bilettnr.: *FM-80-003, F-3*

Type: *Pankromatisk svart-kvit*

Målestokk: *1:6000*

Flyhøgde: *1000 m*

Stereodekning?: *Nei*

Kjelde: *Skanna av Statkart, Hønefoss*

FLYFOTO 2008 (3)

Dato: *26.6.2008*

Prosjekt- /bilettnr.: *Terratec 13622, 13-14*



Type: *Ortofoto (farge)*

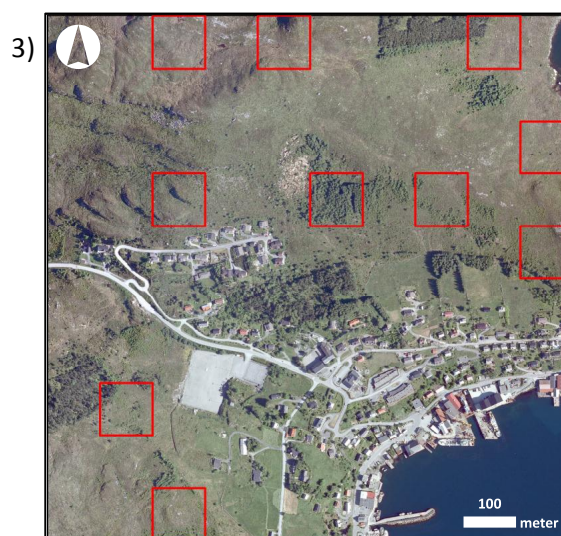
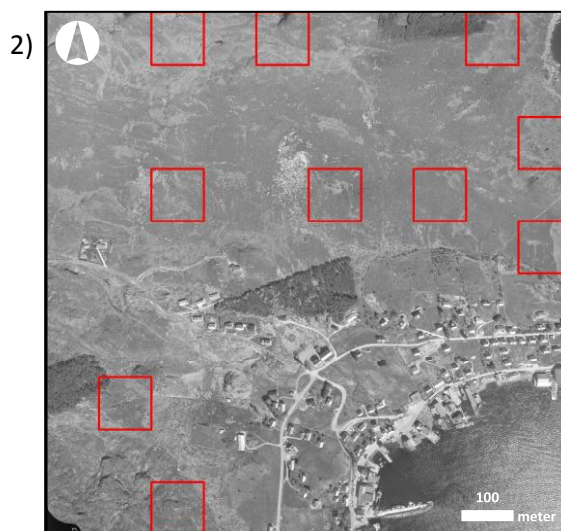
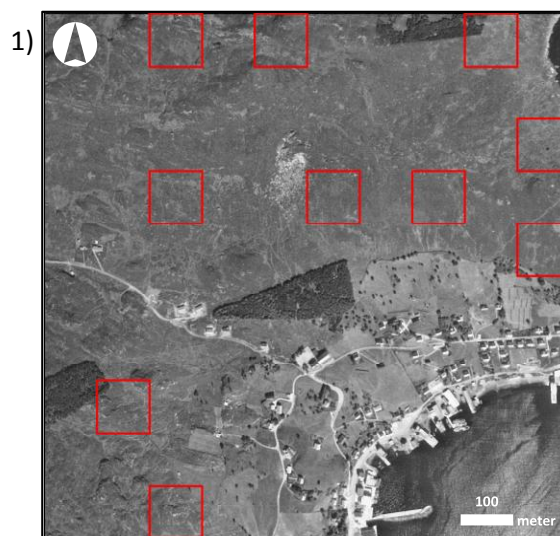
Målestokk: *1:10 000*

Flyhøgde: *2000 m (0,125 m oppløysing)*

Stereodekning?: *Nei*

Kjelde: *Norge i bilder (2014)*

-  Avgrensning ruter 100 x 100 m
-  Avgrensning blokk 1 x 1 km



VEDLEGG 5: SKJEMA FOR FELTKONTROLL

Blokk: _____

Dato: _____

	Lokalisering		Naturtype/vegetasjon		Tilstand			Fotonr./ merknad
	Rute	UTM-koordinat	Treslagsdominans	Natursystem	Suksesjon	Forynging	Hogstklasse	
1								
2								
3								
4								
5								
6								
7								
8								
9								
10								

Treslagsdominans:

S = sitkagran
 G = andre granarter
 F = furu
 L = lauvtre
 B = blanda treslag
 U = utan vesentleg tresetjing

Natursystem (etter NiN):

F = ferskvassystem
 V1 = modifisert våtmark
 V6 = open myrflate
 T2 = konstruert fastmark
 T3 = kunstmarkseng
 T4 = kulturmarkseng
 T5 = kystlynghei
 T17 = open ur
 T20 = nakent berg
 T23 = fastmarksskogsmark

Suksesjonsfase:

0 = velhalden mark
 1 = innslag av einer
 2 = mykje einer
 3 = trevekst

Nat. forynging (av sitkagran):

0 = ingen forynging
 1 = litt forynging
 2 = moderat forynging
 3 = kraftig forynging

Hogstklasse:

0 = Ikkje relevant
 1 = Snau mark (avvirka)
 2 = Ungskog - bestand opp til 20-30 års alder
 3 = Yngre produksjonsskog i tilvekst (30+)
 4 = Eldre produksjonsskog, ikkje hogstmoden
 5 = Hogstmoden skog, ingen tilvekst
 6 = Låg bonitet/dårleg vekst