

Kartlegging av kortdistansespredning av fremmede bartrær

Vrifuru (*Pinus contorta*) og lutzgran (*Picea x lutzii*)

Siri Lie Olsen, Odd Stabbetorp, Olav Skarpaas, Anders Often, Honorata Gajda



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er en elektronisk serie fra 2005 som erstatter de tidligere seriene NINA Fagrapport, NINA Oppdragsmelding og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig.

NINA Temahefte

Som navnet angir behandler temaheftene spesielle emner. Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. NINA Temahefte gis vanligvis en populærvitenskapelig form med mer vekt på illustrasjoner enn NINA Rapport.

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

Annen publisering

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine vitenskapelige resultater i internasjonale journaler, populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Kartlegging av kortdistansespredning av fremmede bartrær

Vrifuru (*Pinus contorta*) og lutzgran (*Picea × lutzii*)

Siri Lie Olsen
Odd Stabbetorp
Olav Skarpaas
Anders Often
Honorata Gajda

Olsen, S.L., Stabbetorp, O., Skarpaas, O., Often, A. & Gajda, H.
2016. Kartlegging av kortdistansespredning av fremmede bartrær.
Vrifuru (*Pinus contorta*) og lutzgran (*Picea x lutzii*). - NINA Rapport
1231. 78 s.

Oslo, februar 2016

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-2870-1

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Per Arild Aarrestad

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningsjef Erik Framstad (sign.)

OPPDRAUGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

OPPDRAUGSGIVERS REFERANSE

M-489|2016

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Tomas Holmern

FORSIDEBILDE

Selvsådd lutzgran (*Picea x lutzii*). Foto: Honorata Gajda

NØKKEWORD

Fremmede arter, bartrær, vrifuru (*Pinus contorta*), lutzgran (*Picea x lutzii*), kartlegging, spredning, fjernmåling

KEY WORDS

Introduced alien species, conifers, *Pinus contorta*, *Picea x lutzii*, mapping, dispersal, remote sensing

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

Postboks 5685 Sluppen
7485 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00

NINA Oslo

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon: 73 80 14 00

NINA Tromsø

Framsenteret
9296 Tromsø
Telefon: 77 75 04 00

NINA Lillehammer

Fakkeltgården
2624 Lillehammer
Telefon: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

Olsen, S.L., Stabbetorp, O., Skarpaas, O., Often, A. & Gajda, H. 2016. Kartlegging av kortdistansespredning av fremmede bartrær. Vrifuru (*Pinus contorta*) og lutzgran (*Picea x lutzii*). - NINA Rapport 1231. 78 s.

Spredning av fremmede arter er en av de største truslene mot det biologiske mangfoldet på verdensbasis. Økende globalisering fører til at stadig nye arter transporteres til områder hvor de ikke hører hjemme. Men ikke alle fremmede arter skaper problemer der de introduseres. Det avhenger av både evne til spredning i naturlige habitater (invasjonspotensial) og skadevirkninger på stedegne økosystemer (økologisk effekt). I Norge er en rekke fremmede treslag, hovedsakelig bartrær, plantet ut med tanke på skogproduksjon. Noen av disse er i dag ansett som en trussel mot det biologiske mangfoldet, men selv om vi vet en del om spredningen til noen bartrearter, mangler vi kunnskap om andre, både når det gjelder invasjonspotensial og økologisk effekt. Formålet med dette prosjektet har derfor vært å utvikle en metodikk for kartlegging av kortdistansespredning av fremmede arter fra eksisterende plantefelt. Metodikken er basert på en praktisk kartlegging av spredning av vrifuru (*Pinus contorta*) og lutzgran (*Picea x lutzii*), samt en vurdering av bruk av ulike typer fjernmåling.

Feltkartleggingen viste at både vrifuru og lutzgran sprer seg utenfor plantefelt. Hovedtyngden av foryngelsen ble funnet nær morbestandet, men sannsynligheten for etablering varierte mellom naturtyper. Etableringssannsynligheten var høyest i veikanter og på annen mark preget av menneskeskapt forstyrrelse, men også påtakelig i åpne naturtyper som hei, ur og myr, samt i skog. Basert på feltdata fra totalkartlegging i avgrensede områder og simuleringer av datainnsamling med ulike former for utvalgskartlegging, konkluderer vi med at totalkartlegging er den beste metoden for kartlegging av kortdistansespredning av fremmede bartrær. Dette skyldes hovedsakelig den store variasjonen i etableringssannsynlighet mellom naturtyper. Selv om utvalgskartlegging i noen tilfeller kan være tidsbesparende, øker risikoen for å ikke fange opp spredning som er konsentrert i visse, avgrensede naturtyper.

Vi har også vurdert om ulike former for fjernmåling egner seg for spredningskartlegging. På grunn av kombinasjonen av høy bakkeoppløsning og stor presisjon, vil bruk av droner være særlig aktuelt. På nåværende tidspunkt er det usikkert om dette vil fungere i praksis ettersom foryngelsen ofte forekommer spredt og de fleste trærne foreløpig er svært unge. Om fjernmåling ved hjelp av droner er et nyttig supplement til feltkartlegging, må derfor testes ut. Andre typer fjernmåling, for eksempel flybilder, satelittbilder og LiDAR, kan imidlertid brukes til å identifisere plantefelt med fremmede treslag og omkringliggende naturtyper i et landskap. Dette kan brukes til å bygge opp en nasjonal database over slike plantefelt. Databasen kan igjen danne grunnlag for å plukke ut et representativt utvalg av plantefelt for spredningskartlegging. Dette vil gi et bedre utgangspunkt for vurdering av invasjonspotensial og økologisk effekt av fremmede bartrearter enn det som er tilfellet med dagens til dels tilfeldige kartlegging.

De fleste plantefelt med fremmede bartrær er unge, og trolig ser vi derfor bare begynnelsen av spredningen av slike arter. Det er derfor viktig å raskt øke kunnskapen om disse artenes spredning og effekter slik at tiltak kan iverksettes før spredningen blir for omfattende. Dette krever (1) en nasjonal oversikt over plantefelt med fremmede treslag for å vite hvor spredning kan finne sted og for å kunne plukke ut et representativt utvalg av lokaliteter for studier av kortdistansespredning, (2) spredningsovervåking for å studere hastigheten på etableringsprosesser i ulike naturtyper og (3) studier av økologisk effekt for å fastslå risikoen ved videre spredning.

Olsen, S.L. (siri.lie.olsen@nina.no), Stabbetorp, O., Skarpaas, O., Often, A. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Gaustadalléen 21, 0349 Oslo. Gajda, H. Botanisk forening, Naturhistorisk museum, Postboks 1172 Blindern, 0318 Oslo.

Abstract

Olsen, S.L., Stabbetorp, O., Skarpaas, O., Often, A. & Gajda, H. 2016. Mapping the short-distance dispersal of alien conifers. *Pinus contorta* and *Picea x lutzii*. - NINA Report 1231. 78 pp.

The spread of alien species is one of the greatest threats to global biodiversity. With globalization an increasing number of species are transported to areas where they do not belong. Nevertheless, not all alien species become problematic within their new range. This depends on two factors: the species' ability to spread into natural habitats (invasion potential) and damages to native ecosystems (ecological effects). In Norway, plantations with alien tree species, mainly conifers, have been established for forestry purposes. Some of these species are currently considered a threat to biodiversity, and even though we have some knowledge regarding the spread of certain alien conifers, we lack knowledge of others, both when it comes to invasion potential and ecological effects. The aim of this project has therefore been to develop a methodology for mapping of short-distance dispersal of alien species from existing plantations. The methodology is based on a field survey of the spread of *Pinus contorta* and *Picea x lutzii*, as well as an assessment of the use of various types of remote sensing.

The field survey showed that both *Pinus contorta* and *Picea x lutzii* spread outside the plantations. Recruitment was mainly found close to the parent plantation, but the probability of establishment varied between nature types. The establishment probability was highest on roadsides and other land cover types dominated by human disturbance, but also considerable in open nature types such as heath, scree and bog, as well as in forest. Based on simulations of various forms of data collection, we conclude that a total survey is the best method for mapping short-distance dispersal of alien conifers. This is mainly due to the large variation in establishment probability between nature types. Sampling-based survey methods increase the risk of not capturing recruitment clumped in certain nature types.

We have also considered whether different types of remote sensing can be used for mapping the spread of alien conifers. Due to the combination of high ground resolution and high precision, drones are potentially most useful. However, due to the scattered distribution of dispersed trees and the fact that most of them are still small, we do not know whether spread can be detected by drones in the field. Thus, the use of drones as a supplement to field surveys remains to be tested. Other types of remote sensing, such as aerial photos, satellite images and LiDAR, can be used to identify plantations of alien tree species and surrounding nature types. This information should be collected in a national database, which can be used for representative sampling of plantations to be subjected to field surveys. This will give better assessments of invasion potential and ecological effects than today's more random surveys.

Most alien conifer plantations are quite recent, and we therefore most likely just observe the beginning of the spread of these species. It is important to increase our knowledge of the spread and effects of alien conifers so management action can be implemented before they become too widespread. For this we need (1) a national database of plantations with alien tree species so we know the potential sources of spread and to enable representative sampling of plantations for field surveys of short-distance dispersal, (2) monitoring of spread to assess the speed of establishment in different nature types, which in turn can aid in optimizing management strategies, and (3) studies of ecological effects to determine the risk associated with further spread.

Olsen, S.L. (siri.lie.olsen@nina.no), Stabbetorp, O., Skarpaas, O., Often, A. Norwegian Institute for Nature Research (NINA), Gaustadalléen 21, NO-0349 Oslo. Gajda, H. Norwegian Botanical Society, Museum of Natural History, P.O. Box 1172 Blindern, NO-0318 Oslo.

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	4
Innhold	5
Forord	7
1 Innledning	8
2 Studiearter	10
2.1 Vrifuru (<i>Pinus contorta</i>)	10
2.2 Lutzgran (<i>Picea x lutzii</i>)	11
3 Feltkartlegging	12
3.1 Metode	12
3.1.1 Utvalg av studieområder	12
3.1.2 Metode for feltkartlegging	16
3.1.2.1 Forarbeid	16
3.1.2.2 Feltarbeid	16
3.1.3 Statistiske analyser	17
3.2 Resultater og vurdering	19
4 Sannsynlighet for etablering i ulike naturtyper	22
4.1 Metode	22
4.2 Resultater og vurdering	22
5 Test av ulike feltmetodikker	31
5.1 Metode	31
5.2 Resultater og vurdering	33
5.2.1 Tilfeldig utvalg	34
5.2.2 Transekter	35
5.2.2.1 Parallele transekter	35
5.2.2.2 Vinkelrette transekter	36
6 Vurdering av fjernmåling som kartleggingsverktøy	37
6.1 Metode	37
6.2 Resultater og vurdering	37
6.2.1 Standardiserte oversiktsbilder	37
6.2.2 Bilder tatt fra drone	41
6.2.3 Flybilder (RGB og IR)	42
7 Diskusjon	45
7.1 Spredning av vrifuru og lutzgran	45
7.2 Vurdering av ulike kartleggingsmetoder	46
7.2.1 Feltkartlegging	46
7.2.2 Fjernmåling	47
7.3 Representativitet	48
7.4 Anbefalt metodikk	49
7.4.1 Forarbeid	50
7.4.2 Feltarbeid	50
7.4.3 Etterarbeid	51
7.5 Fremtidsutsikter	51

8 Konklusjon og anbefalinger	54
9 Referanser	55
Vedlegg	60
Vedlegg 1: Naturtypekart for de undersøkte lokalitetene.....	60
Vedlegg 2: Inndeling av NiN-naturtyper i hovedtyper	66
Vedlegg 3: Beregning av frøspredning med vind.....	68
Vedlegg 4: Tester av tilfeldig utvalg	70
Vedlegg 5: Tester av transekter parallelt med kanten av plantefeltet.....	73
Vedlegg 6: Test av transekter vinkelrett på kanten av plantefeltet	76

Forord

På verdensbasis regnes spredning av fremmede arter som en av de største truslene mot det biologiske mangfoldet. Mange av disse fremmedartene ble i utgangspunktet flyttet til nye områder med hensikt, som nytte dyr eller nytteplanter, men har i ettertid spredt seg til naturlige habitater, hvor de kan ha negative effekter på stedegen flora og fauna. Norge har gjennom FNs konvensjon om biologisk mangfold forpliktet seg til å forhindre spredning av fremmede arter i norsk natur, og ifølge Aichimål nr. 9 skal aktuelle tiltak være iverksatt innen 2020.

I etterkrigstida ble nordamerikanske bartrær innført til Norge i skogbruksøyemed og plantet ut i stor stil. Tilskuddsordninger gjorde skogreisningen lønnsom. Landet skulle kles! I dag skriver avisene om «pøbelgran», og flere fremmede bartrearter er svartelistet og anses som trusler mot stedegent biologisk mangfold. Disse treslagene har med andre ord gått fra å være nyttearter til å bli potensielle problemarter. For flere arter av fremmede bartrær mangler vi imidlertid kunnskap om i hvilken grad de sprer seg til naturlige habitater og hvilke naturtyper som er mest sårbare. Hensikten med dette prosjektet, som er utført av Norsk institutt for naturforskning på oppdrag fra Miljødirektoratet, har derfor vært å utvikle en kostnadseffektiv metodikk for kartlegging av spredning av fremmede bartrær. Metodeutviklingen er basert på kartlegging av vrifuru (*Pinus contorta*) og lutzgran (*Picea x lutzii*) rundt eksisterende plantefelt. I tillegg har vi vurdert muligheten for bruk av fjernmåling til spredningskartlegging.

En stor takk rettes til Stefano Puliti (NMBU), Hanne Sickel (NIBIO), Stefan Blumentrath (NINA), Anders Foldvik (NINA) og Dagmar Hagen (NINA) for nyttige innspill på bruk av fjernmåling til spredningskartlegging. Videre ønsker vi å takke Gjermund Pettersen (skogbrukssjef i Vesterålen), Nils Sanden (landbruksansvarlig i Midsund kommune), Lars Kveberg (jordbrukssjef i Stor-Elvdal kommune), Christian P. Mathiesen (grunneier i Stor-Elvdal), samt deres kontakter, for informasjon om aktuelle plantefelt. Takk også til Jan Hatløy og Bernt-Gunnar Østerkløft for supplerende informasjon om kartlegging av spredning av lutzgran.

Kontaktperson hos oppdragsgiver har vært Tomas Holmern. Takk for nyttige innspill underveis i prosessen.

Oslo, februar 2016

Siri Lie Olsen

prosjektleder

1 Innledning

Fremmede arter er arter som er spredt ved hjelp av menneskelig aktivitet til områder der de ikke naturlig hører hjemme (Artsdatabanken, www.artsdatabanken.no/fremmedearter). Spredning av slike arter er en av vår tids største trusler mot det biologiske mangfoldet (Sala mfl. 2000, Millennium Ecosystem Assessment 2005, Vié mfl. 2009). I takt med globaliseringen av samfunnet transporteres stadig flere arter, tilfeldig eller tilsiktet, til nye leveområder. De fleste dør, men noen få har egenskaper som gjør dem i stand til å overleve og spre seg til naturlige økosystemer (se for eksempel Mack mfl. 2000). Dette kan få store negative konsekvenser for det stedegne biologiske mangfoldet, noe som igjen kan påvirke økosystemtjenester og resultere i store sosiale og økonomiske tap (Pimentel mfl. 2000, Perrings mfl. 2002, Vilà mfl. 2010; se Magnussen mfl. 2014 for norske forhold). Alle fremmede arter utgjør imidlertid ikke en trussel. Både evne til spredning til naturlige habitater og skadevirkninger på hjemlige økosystemer er avgjørende for om en art blir problematisk. Disse to kriteriene, invasjonspotensial og økologisk effekt, ligger derfor til grunn for utarbeidelsen av Norsk svarteliste (Gederaas mfl. 2012), en risikovurdering av fremmede arter i Norge.

I Norge er en rekke fremmede treslag, hovedsakelig bartrær, plantet ut med tanke på skogproduksjon. Ifølge Nygaard og Stabbetorp (2006) startet utplantingen av fremmede bartrær allerede på 1860-tallet, men skjøt for alvor fart i etterkrigstida. Tilskuddsordninger gjorde plantingene attraktivt helt fram mot 1990, da aktiviteten avtok sterkt (Nygaard og Stabbetorp 2006). Ifølge Øyen mfl. (2009) er i alt 800 km² tilplantet med treslag som ikke finnes naturlig i Norge, noe som utgjør omtrent 1 % av landets produktive skogareal (se også Ørka and Hauglin i trykk). Av disse fremmede bartreartene er sitkagran (*Picea sitchensis*) den klart vanligste, med et tilplantet areal på 500 km², og med vrifuru (*Pinus contorta*) som en god nummer to (Øyen mfl. 2009, Sandvik 2012). I tillegg er den hjemlige arten gran (*Picea abies*) plantet ut i deler av landet der den ikke er naturlig forekommende (Aarrestad mfl. 2014).

I global målestokk har spredning av fremmede treslag generelt (Richardson og Rejmánek 2011), og bartrær spesielt (Richardson og Rejmánek 2004), fått negative konsekvenser for naturlige økosystemer. I 2012 ble fremmede bartreslag benyttet til skogproduksjon for første gang vurdert for Norsk svarteliste (Gederaas mfl. 2012) på lik linje med andre fremmede arter. Noen av disse ble ansett som en trussel mot hjemlige arter og derfor svartelistet. For eksempel er sitkagran vurdert å utgjøre en «svært høy risiko» (SE), mens vrifuru er plassert i kategorien «potensielt høy risiko» (PH) (Gederaas mfl. 2012). En del fremmede bartrær er altså uønsket i norsk natur fordi spredning av disse artene er antatt å true stedegent biologisk mangfold.

Disse treslagene er imidlertid allerede plantet ut en rekke steder, og mange av plantefeltene har nådd reproduktiv alder, noe som innebærer at artene potensielt kan spre seg til naturlige habitater. Selv om vi vet en del om spredning av visse fremmede bartrær i Norge (for eksempel sitkagran: Gjengedal og Robertsen 2012, Berstad 2014, Richter 2015; se også Saure 2012 og referanser der), mangler vi kunnskap om andre arter, både i hvilken grad de sprer seg i naturen og hvilke naturtyper som er mest utsatt. Uten slik kunnskap er det vanskelig å anslå konsekvensene av eventuell spredning og risikovurdere artene i henhold til kriteriene for Norsk svarteliste (Gederaas mfl. 2012). Skulle den økologiske risikoen ved spredning være stor, er en oversikt over spredningen nødvendig for å kunne iverksette effektive forvaltningstiltak og for å evaluere disse tiltakene i etterkant (Rew mfl. 2006, Sandvik og Sæther 2012). Sandvik (2012) anbefaler derfor at foryngelse av fremmede bartrær i Norge kartlegges.

Hovedhensikten med prosjektet «Kartlegging av kortdistansespredning av fremmede bartrær» har derfor vært å utvikle en metodikk for kostnadseffektiv kartlegging av kortdistansespredning av fremmede bartrær fra eksisterende plantefelt. Kartlegging av spredning av fremmede arter er både tidkrevende og dyrt (Rew mfl. 2006), og for større områder vil en form for utvalgskartlegging ofte være kostnadsbesparende. En viktig del av prosjektet har derfor vært å vurdere fordeler og ulemper knyttet til ulike kartleggingsmetoder eller kombinasjoner av kartleggingsmetoder, inkludert feltkartlegging og ulike typer fjernmåling (standardiserte oversiktsbilder, bilder tatt fra drone

og flybilder). Grunnlaget for utvikling av metodikken var en praktisk feltkartlegging av spredning av vrifuru og lutzgran (*Picea × lutzii*), to fremmede bartrearter hvor spredningen er dårlig kjent (men se Nygaard mfl. 2015).

Denne rapporten beskriver utvalg av studieområder og metodikk for feltkartleggingen, samt konkrete resultater for spredning av vrifuru og lutzgran i disse områdene. Basert på den praktiske kartleggingen har vi estimert sannsynlighet for etablering i ulike naturtyper for å finne ut hvor i landskapet risikoen for spredning av fremmede bartrær er størst. Videre har vi simulert ulike former for utvalgskartlegging og sammenlignet resultatene fra disse metodene med totalkartleggingen for å finne den beste metodikken for spredningskartlegging. Vi har også vurdert bruk av ulike typer fjernmåling (standardiserte oversiktsbilder, bilder tatt fra drone og flybilder) som kartleggingsverktøy. Til slutt diskuterer vi hvordan spredning av fremmede bartrær bør kartlegges og anbefaler en konkret metodikk for kartlegging av foryngelse rundt eksisterende plantefelt.

2 Studiearter

Grunnlaget for utvikling av en kostnadseffektiv kartleggingsmetode i dette prosjektet var en kvantitativ kartlegging av kortdistansespredning fra utvalgte plantefelt med fremmede treslag, nærmere bestemt vrifuru (*Pinus contorta*) og lutzgran (*Picea × lutzii*). Ifølge Widenfalk (2015) er det stor usikkerhet knyttet til risikoen for spredning av vrifuru (men se for eksempel Nygaard mfl. 2015). For lutzgran er det gjort få spredningsstudier, men foryngelse er registrert rundt plantefelt både i Vesterålen og Bodø-området (Norsk Botanisk Forening 2015, Jan Hatløy og Bernt-Gunnar Østerkløft pers. med.). I siste utgave av Norsk svarteliste (Gederaas mfl. 2012) er vrifuru og lutzgran vurdert som henholdsvis «potensielt høy risiko» (PH) og «lav risiko» (LO) på tross av begrenset kunnskap om sprednings- og skadepotensial.

2.1 Vrifuru (*Pinus contorta*)

Vrifuru (*Pinus contorta*) (Figur 1) er opprinnelig et nordamerikansk treslag. Arten er inndelt i fire underarter, inkludert en kystbundet (ssp. *contorta*) og en innlandsøkotype (ssp. *latifolia*). Vrifuru er tilpasset skogbrann ved å ha såkalte serotine kongler som ikke åpner seg og slipper ut frøene før de utsettes for svært høy temperatur. Alle underartene har imidlertid åpne kongler i tillegg til de lukkede, slik at arten kan spres med frø også under normale forhold (Engelmark mfl. 2001). I Norge er vrifuru hovedsakelig plantet på Østlandet og i Trøndelag (innlandsformen), samt noe på Vestlandet (kystformen) (Nordbakken 2012). Bakgrunnen for plantingen var at arten skulle ha større motstandskraft mot soppangrep og høyere produksjon enn vanlig furu (*Pinus sylvestris*) på lav bonitet (Nygaard mfl. 2015).



Figur 1. Vrifuru (*Pinus contorta*) (til venstre) med karakteristiske pigger på kongleskjellene (øverst til høyre) og et plantefelt med vrifuru (nederst til høyre). Foto: S. L. Olsen.

2.2 Lutzgran (*Picea × lutzii*)

Navnet lutzgran (*Picea × lutzii*) betegner hybriden mellom sitkagran (*Picea sitchensis*) og hvitgran (*Picea glauca*) (Figur 2). Dette hybrid-taksonet ble først beskrevet i 1953 (Little 1953) og forekommer naturlig innen et snevert område der foreldreartene møtes i det nordvestlige Nord-Amerika. Lutzgran er fertil, og innen dens naturlige utbredelsesområde foregår det sannsynligvis også tilbakekrysning med foreldreartene. Taksonet (heretter kalt art, selv om det faktisk er en hybrid) må derfor sies å være uklart avgrenset (Stabbetorp og Aarrestad 2012). Særlig unge planter av lutzgran og sitkagran er vanskelig å skille fra hverandre. Hos fertile individer skilles lutzgran enklest fra foreldreartene ved hjelp av konglekarakterer (Figur 6). I Norge finnes plantefelt med lutzgran først og fremst på Vestlandet og i Nordland, hvor arten ble plantet på grunn av dens høye vind- og salttoleranse (Stabbetorp og Aarrestad 2012).



Figur 2. Lutzgran (*Picea × lutzii*) (til venstre) med nåler med karakteristisk lys over- og underside (øverst til høyre) og et plantefelt med lutzgran (nederst til høyre). Foto: H. Gajda.

3 Feltkartlegging

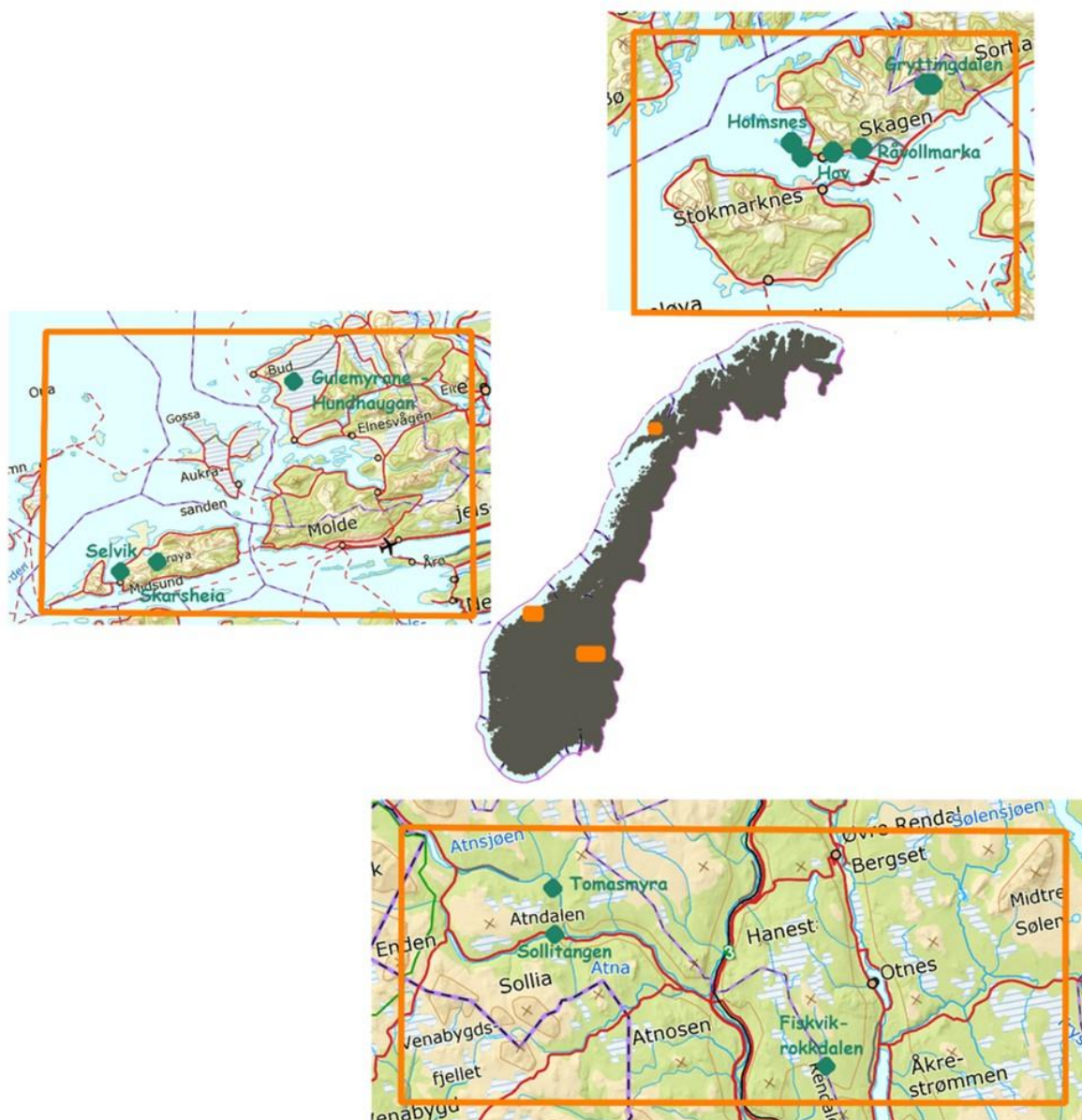
3.1 Metode

3.1.1 Utvalg av studieområder

Vi kartla spredning av vrifuru og lutzgran rundt totalt tolv plantefelt, seks for hver art (Figur 3, Tabell 1, Tabell 2). For å fange opp eventuelle forskjeller i artenes spredning knyttet til ulike geografiske og/eller klimatiske soner, ble plantefelt av begge arter i utgangspunktet fordelt på ulike landsdeler. For vrifuru innebar dette tre plantefelt på Østlandet og tre på Vestlandet. For vrifuru på Østlandet brukte vi Nygaard mfl. (2015) som utgangspunkt for å plukke ut aktuelle plantefelt. En av lokalitetene ble erstattet etter befarings i felt. For vrifuru på Vestlandet ble forekomster angitt i Artskart (<http://www.artsdatabanken.no/artskart>) brukt som grunnlag for utvelgelse av lokaliteter.

For lutzgran hadde vi planlagt å velge tre plantefelt på Vestlandet og tre i Nordland. På grunn av vanskeligheter med å skille lutz- og sitkagran (Stabbetorp og Aarrestad 2012), var identifikasjon av mortrærne i felt nødvendig før endelig utvelgelse av lutzgran-lokalitetene. Ifølge Øystein Folden (pers. med.) er det svært vanskelig å finne sikker informasjon om hvor det er plantet lutzgran på Nord-Vestlandet, og informasjon om lutzgran-forekomster i Artskart var på daværende tidspunkt svært sparsom. Noen av de registrerte forekomstene i Midsund kommune i Møre og Romsdal ble vurdert i felt, men dette dreide seg om småplantasjer som i hovedsak syntes å være sitkagran. Derfor ble alle lokalitetene plassert i Nordland, selv om dette dessverre gjør det vanskelig å si noe om klimatisk variasjon i spredning. Vi konsentrerte kartleggingen til Hadsel kommune, hvor Jan Hatløy (pers. med.) bidro med informasjon om aktuelle lutzgran-plantefelt. Vi valgte ut seks lokaliteter hvor vi i felt observerte kongler med typiske lutzgran-kjennetegn. Det er imidlertid viktig å bemerke at mens to av disse plantefeltene er offisielt registrert som lutzgran (Holmsnes NV og Råvollmarka, Tabell 1), er tre andre registrert som sitkagran (Hov og Gryttingdalen Ø og V, Tabell 1), og det siste regnes også som sitkagran av grunneier (Holmsnes SØ, Tabell 1) (Gjermund Pettersen, skogbrukssjef i Vesterålen, pers. med.).

Ettersom frøproduksjon er en forutsetning for spredning, inkluderte vi kun plantefelt med fertile trær. Videre prioriterte vi plantefelt som lå relativt isolert fra andre, ettersom det muliggjorde identifikasjon av opphavet til foryngelsen. Hvis flere plantefelt ligger tett, er det nesten umulig å si hvor foryngelsen stammer fra og dermed vanskelig å anslå spredningsavstand og -mønstre. Dette vil være en høyst aktuell problemstilling ved mer omfattende kartlegging av spredning av fremmede bartrær. Videre foretrakk vi relativt små plantefelt (Figur 4) for å lettere få oversikt over den totale spredningen. For å fange opp variasjon i spredning mellom forskjellige habitater (Sandvik 2012 og referanser der), inkluderte det endelige utvalget plantefelt omgitt av ulike naturtyper.



Figur 3. Spredning av vrifuru ble kartlagt rundt tre plantefelt i Hedmark og tre plantefelt i Møre og Romsdal, mens spredning av lutzgran ble kartlagt rundt tre plantefelt i Nordland. Kilde: Norge Digitalt, Kartverket, GEOVEKST og kommunene.

Tabell 1. Oversikt over de undersøkte lokalitetene: treslag i morbestand, fylke, kommune og lokalitetsnavn, koordinater, berggrunn og eventuelle tilleggsopplysninger. Kilde for berggrunnsdata: Norges Geologiske Undersøkelse, <https://www.ngu.no/emne/karttjenester>.

Treslag	Fylke	Kommune	Lokalitet	UTMsone	UTMøst	UTMnord	Berggrunn
Vrifuru	Hedmark	Rendalen	Fiskvikrokkdalen	32	292498	6843676	Sandstein og granitt
Vrifuru	Hedmark	Stor-Elvdal	Sollitangen	32	260896	6859024	Kvartsitt
Vrifuru	Hedmark	Stor-Elvdal	Tomasmyra	32	260694	6864426	Granitt
Vrifuru	Møre og Romsdal	Fræna	Gulemyrane – Hundhaugan*	32	94625	7000110	Gneis
Vrifuru	Møre og Romsdal	Midsund	Selvik	32	74593	6978018	Granittisk gneis
Vrifuru	Møre og Romsdal	Midsund	Skarsheia**	32	78833	6979095	Granittisk gneis
Lutzgran	Nordland	Hadsel	Hov	33	496920	7608739	Gneis
Lutzgran	Nordland	Hadsel	Holmsnes NV	33	493935	7609464	Gneis
Lutzgran	Nordland	Hadsel	Holmsnes SØ	33	494675	7608420	Gneis
Lutzgran	Nordland	Hadsel	Råvollmarka	33	499105	7608885	Gneis
Lutzgran	Nordland	Hadsel	Gryttingdalen Ø	33	504335	7613736	Granitt
Lutzgran	Nordland	Hadsel	Gryttingdalen V	33	503887	7613803	Granitt

*Lokaliteten ligger i Gule/Stavikmyrane naturreservat. Den er også registrert som naturtype kystmyr – atlantisk høgmyr i Naturbase (<http://kart.naturbase.no>). Selve vrifuru-bestandet er nylig hogd.

**Deler av lokaliteten er registrert som naturtype nordvendte kystberg og blokkmark i Naturbase (<http://kart.naturbase.no>).

Tabell 2. Detaljert informasjon om hvert plantefelt: areal (dekar), alder (år), tetthet (antall trær/dekar) og høyde (m) på mortrær. Arealet ble beregnet i QGIS (versjon 2.8.1, QGIS Development Team 2015). Alder ble oppgitt av ulike informanter (se fotnote). Tettheten av trær ble estimert ved å legge et 10×10 m rutenett over flybilde av hvert plantefelt. Antall trær ble talt opp manuelt i 3-15 slike ruter per plantefelt, og den gjennomsnittlige tettheten ble beregnet. Høyden på mortrærne ble estimert i felt. For Gulemyrane – Hundhaugan mangler tall for tetthet og høyde da plantefeltet nylig ble hogd.

Treslag	Lokalitet	Areal	Alder	Tetthet	Høyde
Vrifuru	Fiskvikrokkdalen	5,5	58 ^a	170	11
Vrifuru	Sollitangen	9,1	37 ^a	140	12
Vrifuru	Tomasmyra	3,6	29 ^b	130	12
Vrifuru	Gulemyrane - Hundhaugan	10,9	42 ^c	-	-
Vrifuru	Selvik	13,1	45 ^d	80	8
Vrifuru	Skarsheia	4,4	45 ^d	70	6
Lutzgran	Hov	1,2	56 ^e	140	11
Lutzgran	Holmsnes NV	29,3	49 ^e	150	11
Lutzgran	Holmsnes SØ	0,3	45 ^f	120	11
Lutzgran	Råvollmarka	39	59 ^e	130	18
Lutzgran	Gryttingdalen Ø	12,45	52 ^e	130	8
Lutzgran	Gryttingdalen V	25,2	52 ^e	100	8

Kilder: ^a Nygaard mfl. (2015) ^b Grunneier Christian P. Mathiesen (pers. med.) ^c talte årringer på stubber
^d Landbruksansvarlig i Midsund kommune Nils Sanden, som har snakket med tidligere jordstyretekniker i Midsund Jørgen Raknes (pers. med.) ^e Skogbrukssjef i Vesterålen Gjermund Pettersen (pers. med.)
^f Skogbrukssjef i Vesterålen Gjermund Pettersen, som har snakket med grunneier (pers. med.)



Figur 4. Plantefelt i Gryttingdalen, Hadsel kommune, Nordland. Foto: H. Gajda.

3.1.2 Metode for feltkartlegging

3.1.2.1 Forarbeid

Vi definerte en lokalitet som en 0,5x0,5 km rute med det utvalgte plantefeltet («morbestandet») i sentrum. I forkant av kartleggingen avgrenset vi hver lokalitet på flybilder. Ved hjelp av flybilder og økonomisk kartverk skisserte vi deretter et naturtypekart for området (basert på NiN 2.0, Halvorsen mfl. 2015). Naturtypekartleggingen i dette prosjektet var en variant av metoden beskrevet i Bryn og Halvorsen (2015) hvor NiN grunntyper, men ikke tilstandsvariabler, ble registrert i målestokk 1:5000. Eventuelle omkringliggende forekomster av fremmede bartrær, registrerte naturtyper (fra Naturbase [<http://kart.naturbase.no>], basert på Direktoratet for naturforvaltning 2007; heretter kalt DN-naturtyper) og funn av rødlistearter (fra Artskart [<http://artskart.artsdatabanken.no>], basert på Henriksen og Hilmo 2015) ble også kartfestet. Videre ble data om vindretning og -frekvens for nærmeste værstasjon lastet ned fra nettløsningen til Norsk Meteorologisk Institutt, eklima.no.

3.1.2.2 Feltarbeid

For å kvantifisere kortdistansespredning fra etablerte plantefelt, kartla vi all foryngelse av det aktuelle treslaget rundt morbestandet på hver lokalitet. Foryngelse inne i plantefeltet ble ikke registrert. Kartleggingen omfattet både enkeltstående trær og grupper av trær. En gruppe ble definert som mer enn 2 individer med største innbyrdes avstand < 5 m. For hvert tre/gruppe av trær ble følgende registrert:

- GPS-posisjon
- treslag
- høyde (for grupper: høyde på inntil 5 tilfeldig valgte trær)

For trær over 150 cm ble i tillegg følgende registrert:

- diameter i brysthøyde (for grupper: DBH på inntil 5 tilfeldig utvalgte trær)
- fertilitet (forekomst av kongler)

Hvis foryngelsen var så stor at det ikke var hensiktsmessig å telle og måle hvert enkelt tre, registrerte vi området som polygon (avgrenset areal) og estimerte antall trær basert på tellinger langs korte transekter. I etterkant ble et tilsvarende antall tilfeldige punkter generert innenfor polygonet for å gi et inntrykk av tettheten av småtrær. Høyde og diameter ble registrert på samme måte som for grupper.

Ettersom forstyrrelser er vist å ha stor betydning for etablering av fremmede treslag (Sandvik 2012 med referanser), noterte vi også forekomsten av tråkk, kjørespor og andre forstyrrelser i nærheten av de registrerte trærne. I tillegg til fokus-treslaget (vrifuru eller lutzgran) noterte vi GPS-posisjon for eventuelle forekomster av andre fremmede treslag. Parallelt med spredningskartleggingen ferdigstilte vi også naturtypekartet for hver lokalitet. For hver naturtype noterte vi gjennomsnittlig vegetasjonshøyde, ettersom dette har betydning for frøspredning og etablering av småplanter. I tillegg registrerte vi eventuelle forekomster av rødlistearter som ikke var fanget opp i Artskart. På hver lokalitet tok vi standardiserte oversiktsbilder av plantefeltet, samt i de viktigste retningene for kartlegging. GPS-koordinater for fotoposisjonene og informasjon om fotoretning ble notert. I tillegg samlet vi inn beleggsmateriale fra plantefeltet (morrærne) og ti selv-sådde trær (trær spredt fra morbestandet) i ulik avstand fra plantefeltet. Beleggene ble tatt fra fertile individer der dette var mulig. På grunn av vanskeligheter med å skille sitka- og lutzgran, ble lutzgran-beleggene delt i to, hvorav halvparten ble lagt på silikagel for eventuell senere genetisk analyse.

Sikker identifisering av små vrifuru-planter i felt viste seg å være svært vanskelig på Østlandet (Figur 5). Under lysåpne forhold var det iblant ikke mulig å sikkert skille småplanter av vrifuru fra furu (*Pinus sylvestris*). For Østlands-lokalitetene er individene som ble inkludert i datasettet derfor kun planter som er over 30 cm høye. Tilsvarende registrerte Nygaard mfl. (2015) kun vrifuru på over 50 cm i Hedmark. Å unnlate å registrere de minste plantene innebærer en systematisk undervurdering av spredningspotensialet til vrifuru. På den annen side er korrekt artsbestem-

melse en forutsetning for korrekt vurdering av spredning. Vi valgte derfor en konservativ tilnærming basert på individene som lot seg bestemme med sikkerhet. Dette betyr imidlertid at faktisk spredning er større enn angitt i denne rapporten. På Vestlandet var det færre småplanter av furu rundt plantefeltene og derfor lettere å skille vrifuru og furu. Datasettet fra Vestlands-lokalitetene inkluderer derfor alle vrifuru-individer uavhengig av størrelse.

For lutzgran var artsbestemmelsen av småplanter enda vanskeligere, og i praksis var det ikke mulig å skille småplanter av lutzgran fra sitkagran i felt. Selv for fertile trær var sikker identifisering iblant utfordrende. Konglekarakterer hos mortrærne (Figur 6) indikerer at flere av våre «lutz»-plantefelt i virkeligheten besto av en blanding av lutz- og sitkagran. Dette gjaldt i hovedsak plantefeltene som er offisielt registrert som sitkagran. Disse blandingsbestandene, samt flytende overganger mellom lutz- og sitkagran, skaper vanskeligheter ved vurdering av spredningspotensialet for lutzgran ettersom det er umulig å si hvor stor andel av foryngelsen rundt plantefeltene som har henholdsvis lutz- og sitka- opphav. I mangel på sikre kjennetegn registrerte vi all foryngelse rundt blandingsbestandene som lutzgran, selv om dette kan overestimere artens spredningen. Trolig er genetiske metoder nødvendig for å sikkert skille ikke-fertile individer av lutz- og sitkagran.

Vi loggførte tidsforbruk og kostnad (antall persontimer) for forarbeid, transport og feltregistreringer gjennom hele prosjektet. Dette inkluderte felles kalibrering av alt feltpersonell ved oppstart.

3.1.3 Statistiske analyser

For hver lokalitet summerte vi antall selvsådde trær og beregnet gjennomsnittlig høyde og diameter i brysthøyde (DBH) for målte trær. For å kunne beregne spredningsavstand, ble hver lokalitet delt inn i et rutenett med 10×10 m ruter. Hver rute ble tilordnet informasjon om avstand til morbestandet (dvs. avstand fra midtpunktet av ruta til midtpunktet av nærmeste rute i morbestandet). Observerte spredningsavstand ble beregnet som gjennomsnittet av avstander mellom alle ruter i landskapet og nærmeste rute i morbestandet, veid med antall selvsådde trær i hver rute. Median og 95 % kvantil for spredningsavstanden ble beregnet på tilsvarende måte for å beskrive formen på spredningskurven. Alle analyser ble utført i R (versjon 3.1.1, R Core Team 2014). Spredningskart ble produsert i QGIS (versjon 2.8.1, QGIS Development Team 2015).



Figur 5. Utfordrende kartlegging av små vrifuruer spredt fra plantefelt i Fiskvikrokkdalen, Rendalen kommune, Hedmark. Foto: S. L. Olsen



Figur 6. Kongler hos hvitgran (til venstre), lutzgran (i midten) og sitkagran (til høyre) i Hadsel kommune, Nordland. Lutzgran-kongler er svært variable, fra svært lik hvitgran til svært lik sitkagran. Foto: H. Gajda

3.2 Resultater og vurdering

Både vrifuru og lutzgran spredte seg utenfor plantefelt. Spredningens omfang varierte imidlertid mellom lokalitetene (Tabell 3, Vedlegg 1). For vrifuru-lokaliteten med størst spredning estimerte vi over 4000 selvsådde trær, mens det på lokalitetene med minst spredning bare ble registrert 9 (dette bestandet hadde imidlertid dårlig konglesetting, O. Stabbetorp, pers. obs.). For lutzgran var forskjellene mellom områdene mindre, fra 9 til 543 registrerte trær per lokalitet. To lokaliteter, Fiskvikrokkdalen (vrifuru) og Hov (lutzgran), hadde mye større foryngelse enn de andre. Dette skyldes ekstremt stor foryngelse i henholdsvis veiskjæring og grustak. For vrifuru var spredningen størst på Østlandet, på tross av at kun individer over 30 cm ble registrert på disse lokalitetene. I gjennomsnitt fant vi 1459 småtrær på hver Østlands-lokalitet (107 ekskludert Fiskvikrokkdalen), mot 101 på Vestlands-lokalitetene.

De fleste selvsådde trærne var små, med en gjennomsnittlig høyde og diameter i brysthøyde på henholdsvis 105,3 og 5,4 cm for vrifuru og 71,6 og 2,5 cm for lutzgran (Tabell 3). Nygaard mfl. (2015) siterer Remröd (1977) og skriver at «*Tidlige svenske undersøkelser har anslått alder opp til brysthøyde til 4-7 år på midlere boniteter og 6-9 år på svakere boniteter*» for vrifuru. Gjennomsnittlig høyde på alle vrifuru-lokaliteter unntatt Selvik var under brysthøyde (1,3 m) (Tabell 3) og følgelig under 10 år gamle - og som regel betydelig yngre. Tilsvarende tall er ikke tilgjengelig for lutzgran, men med en gjennomsnittlig høyde på tvers av lokaliteter på under 1 m er disse trolig ikke noe eldre. Selv om de fleste selvsådde individene var unge, ble det funnet fertile småtrær på 5 av lokalitetene (Tabell 3). Dette gjaldt hovedsakelig vrifuru. Gjennomsnittlig høyde for de 13 fertile vrifuruene som ble funnet, var 321,5 cm, mens de tre fertile lutzgranene i gjennomsnitt var 516,5 cm høye. Konglebærende trær var med andre ord betydelig eldre enn gjennomsnittet.

Størstedelen av foryngelsen ble funnet nær morbestandet (Tabell 4). For vrifuru var gjennomsnittlig observert spredningsavstand 43 m, mens for lutzgran sto selvsådde trær i gjennomsnitt 53 m fra kanten av plantefeltet. Stor foryngelse nær kanten av plantefeltet reflekteres også i medianen til spredningsavstanden: medianverdier mindre enn gjennomsnittet (for alle unntatt én lokalitet) indikerer ansamling av selvsådde trær nær morbestandet (Tabell 4), selv om noen få individer vokste lengre unna (og dermed trakk gjennomsnittlig spredningsavstand opp). Selv om kort gjennomsnittlig spredningsavstand var felles for alle lokalitetene, var det store forskjeller på avstanden som 95 % av foryngelsen befant seg innenfor. For noen lokaliteter var 95 % kvantilen ikke så ulik gjennomsnitts- og medianverdien (se for eksempel Tabell 4: Råvollmarka og Skarsheia), noe som tyder på at svært få individer hadde spredt seg langt unna morbestandet. For andre lokaliteter (for eksempel Tabell 4: Sollitangen og Selvik) var denne avstanden mye større enn gjennomsnitts- og medianverdien, og dette indikerer en lang «hale» av foryngelse, ofte klumpvis fordelt, i stor avstand fra plantefeltet selv om hovedtyngden av foryngelsen var nær morbestandet. Denne «halen» var i gjennomsnitt omtrent like lang for vrifuru (98,8 m) og lutzgran (93,8 m).

For en del lokaliteter var retningen på spredningen påvirket av herskende vindretning. Dette gjaldt for eksempel Gulemyrane – Hundhaugan, hvor foryngelse av vrifuru ble registrert nesten utelukkende på lesiden av plantefeltet (Tabell 5, Vedlegg 1). På andre lokaliteter var effekten av vind mindre tydelig. For eksempel kan herskende vindretning ikke forklare hele spredningsmønsteret for lutzgran på Hov (Tabell 5, Vedlegg 1). Det er med andre ord flere faktorer enn vind som spiller inn på spredningsretningen. Merk at vinddataene vi har brukt i denne rapporten stammer fra værstasjoner som befinner seg et godt stykke unna lokalitetene og derfor ikke har mulighet til å fange opp lokale vindfenomener, som ofte kan avvike fra regionale mønstre.

Ifølge Artskart (<http://artskart.artsdatabanken.no>) er det ikke funnet noen rødlistearter innenfor de undersøkte lokalitetene. Under kartleggingen registrerte vi én rødlisteart, gubbeskjegg (*Alectoria sarmentosa*) (NT), i skogen rundt ett av vrifuru-plantefeltene (Fiskvikrokkdalen). I tillegg fantes en rekke brannstubber med potensielt habitat for sjeldne skorpelav rundt et annet felt (Tomasmyra). Hovedtyngden av foryngelsen forekom imidlertid ikke i nærheten av disse. To av lokalitetene (Gulemyrane – Hundhaugan og Skarsheia) overlappet helt eller delvis med DN-

naturtypelokaliteter fra Naturbase (<http://kart.naturbase.no>). Gulemyrane – Hundhaugan er også vernet som naturreservat (Tabell 1), og all foryngelse på denne lokaliteten ble funnet inne i verneområdet.

Boks 1. Kortfattet oppsummering av resultatene fra kapittel 3

Både vrifuru og lutzgran sprer seg utenfor plantefelt

- Omfanget av spredning varierer mellom lokaliteter
- De fleste selvsådde trærne er unge, men det finnes også noen eldre, fertile individer
- Mesteparten av foryngelsen skjer nær morbestandet
- Herskende vindretning påvirker spredningsretningen på noen, men ikke alle, lokaliteter

Tabell 3. Resultater av inventeringer for hver lokalitet: antall registrerte selvsådde trær utenfor morbestand, gjennomsnittlig høyde (cm), standardavvik for høyde, diameter i brysthøyde (DBH) (cm) og standardavvik for DBH for selvsådde trær, samt hvorvidt fertile selvsådde individer er funnet på lokaliteten. DBH er kun målt på individer over 150 cm og er derfor ikke oppgitt for alle lokaliteter.

Treslag	Lokalitet	Antall	Høyde	St.a. høyde	DBH	St.a. DBH	Fertilitet
Vrifuru	Fiskvikrokkdalen	4163*	90,8	90,2	7,8	6,0	Ja
Vrifuru	Sollitangen	112	116,3	141,4	7,4	6,7	Ja
Vrifuru	Tomasmyra	102	65,6	31,8	3,8	0,4	Ja
Vrifuru	Gulemyrane - Hundhaugan	275	56,3	31,6	3,3	2,2	Ja
Vrifuru	Selvik	18	260,0	110,0	4,6	1,9	Nei
Vrifuru	Skarsheia	9	43,0	0,0	-	-	Nei
Lutzgran	Hov	543*	102,6	91,0	3,3	2,5	Ja
Lutzgran	Holmsnes NV	156	20,2	13,0	-	-	Nei
Lutzgran	Holmsnes SØ	26	91,3	138,6	3,2	4,9	Nei
Lutzgran	Råvollmarka	9	40,0	40,9	1,0	-	Nei
Lutzgran	Gryttingdalen Ø	354	66,8	116,7	2,5	0,75	Nei
Lutzgran	Gryttingdalen V	106	108,4	76,7	2,4	1,64	Nei

*Delvis estimert

Tabell 4. Gjennomsnitt, median og 95 % kvantilen for observert spredningsavstand (m) for selvsådde individer, samt estimert frøspredningsavstand (m) (se metodebeskrivelse i kapittel 4), ved hver lokalitet.

Treslag	Lokalitet	Observert spredningsavstand			Estimert frøspredningsavstand
		Gj.snitt	Median	95 %	Gj.snitt
Vrifuru	Fiskvikrokkdalen	28,1	14,1	80,6	18,5
Vrifuru	Sollitangen	100,3	90,0	233,5	17,8
Vrifuru	Tomasmyra	19,7	14,1	43,0	17,3
Vrifuru	Gulemyrane - Hundhaugan	41,4	40,0	80,0	18,7
Vrifuru	Selvik	52,3	20,0	135,8	14,0
Vrifuru	Skarsheia	15,0	15,0	20,0	14,8
Lutzgran	Hov	165,7	218,4	237,7	36,2
Lutzgran	Holmsnes NV	56,0	53,9	77,1	22,3
Lutzgran	Holmsnes SØ	17,6	14,1	33,0	46,4
Lutzgran	Råvollmarka	22,3	20,0	30,0	35,8
Lutzgran	Gryttingdalen Ø	33,3	22,4	121,8	22,7
Lutzgran	Gryttingdalen V	22,2	14,1	63,2	20,7

Tabell 5. Forenklete vinddata for hver lokalitet: værstasjon hvor vinddataene er registrert, herskende vindretning og dominerende spredningsretning. Kilde: Norsk meteorologisk institutt, eklima.no. Se Vedlegg 1 for mer detaljerte vind- og spredningsdata.

Treslag	Lokalitet	Værstasjon	Herskende vindretning	Dominerende spredningsretning
Vrifuru	Fiskvikrokkdalen	8140 Evenstad	SØ	NV
Vrifuru	Sollitangen	8140 Evenstad	SØ	Ø
Vrifuru	Tomasmyra	8140 Evenstad	SØ	Ø
Vrifuru	Gulemyrane - Hundhaugan	62480 Ona II	SV	Ø
Vrifuru	Selvik	61060 Rekdal	SV	Ø
Vrifuru	Skarsheia	61060 Rekdal	SV	V
Lutzgran	Hov	86600 Stokmarknes LH	SØ	N-NØ og Ø
Lutzgran	Holmsnes NV	86600 Stokmarknes LH	SØ	V
Lutzgran	Holmsnes SØ	86600 Stokmarknes LH	SØ	NØ
Lutzgran	Råvollmarka	86600 Stokmarknes LH	SØ	Ø
Lutzgran	Gryttingdalen Ø	86600 Stokmarknes LH	SØ	Ø og V
Lutzgran	Gryttingdalen V	86600 Stokmarknes LH	SØ	N og Ø

4 Sannsynlighet for etablering i ulike naturtyper

4.1 Metode

De fleste bartrær, inkludert vrifuru og lutzgran, er tilpasset frøspredning med vind. Flesteparten av frøene vil falle ned nær plantefeltet, og tettheten av frøregnet avtar gradvis med avstand til kanten. Hvor langt et gjennomsnittlig frø spres, vil være avhengig av vindretning og -styrke, mor-treets høyde og frøets fallhastighet, samt høyden på omkringliggende vegetasjon (se for eksempel Katul mfl. 2005). Kun basert på vindspredning kunne man derfor forvente jevnt avtagende foryngelse med økende avstand fra plantefeltet. Hvor mange av disse frøene som faktisk gir opphav til et nytt tre, avhenger imidlertid i stor grad av hvor frøet lander. Sannsynligheten for etablering er større i noen naturtyper enn andre. Realisert spredning er derfor et resultat av både frøspredning og påfølgende etablering av ungplanter. For å undersøke hvilke naturtyper som er mest utsatt for spredning av fremmede bartrær, konstruerte vi modeller for etableringssannsynlighet basert på spredningsdata og naturtypekart fra feltkartleggingen (Tabell 6, Vedlegg 1). Under kartleggingen registrerte vi svært mange ulike naturtyper, så for å gjøre generalisering mulig, ble NiN-grunntypene fordelt på ti hovedtyper (Vedlegg 2).

For å beregne relative etableringssannsynligheter i ulike naturtyper brukte vi en modell til å estimere fordelingen av frø spredt med vind (Vedlegg 3) og betraktet forskjeller mellom estimert frøspredning og observert etableringsmønster i ulike naturtyper (Tabell 7) som et mål på etableringssannsynlighet. I praksis ble relativ etableringssannsynlighet i ulike naturtyper beregnet med regresjonsmodeller (generalized linear mixed models, GLMM) på tvers av alle lokaliteter for hver art, hvor responsvariabelen var antall observerte trær per naturtypepolygon (antatt poisson-fordelt) og prediktorvariablene var estimert frøspredning og hovednaturtype i de samme polygonene. Variabelen for estimert frøspredning kontrollerer for arealet av de ulike naturtypene (estimert spredning summeres opp over arealet av hvert polygon) og avstanden til morbestandet (minkende spredning med økende avstand). Størrelse og alder på morbestandet er tatt hensyn til ved at antall frø spredt øker med antall trær (som igjen øker med areal) og at utslippshøyde for frøene øker med mortrærnes høyde (som igjen øker med alder). Naturtypepolygonene kan ha svært variabel form, og på grunn av den store variasjonen i utforming er dette ikke tatt inn i analysene. Modellene hadde tilfeldige effekter av lokalitet for å ta høyde for andre forskjeller mellom lokaliteter som kan ha betydning for spredning (for eksempel klima, forstyrrelser, sekundær spredning). For vrifuru inkluderte modellene også en tilfeldig effekt av region (fylke), for å ta høyde for eventuelle regionale forskjeller mellom grupper av lokaliteter. For lutzgran er alle lokalitetene i samme region.

Alle analyser ble utført i R (versjon 3.1.1, R Core Team 2014).

4.2 Resultater og vurdering

For 9 av 12 lokaliteter var observert gjennomsnittlig spredningsavstand større enn gjennomsnittlig spredningsavstand basert på modellen for frøspredningsavstand med vind (Tabell 4). Herskende vindretning kunne heller ikke forklare spredningsretningen på alle lokalitetene (Tabell 5, Vedlegg 1). Dette tyder på at spredningsmønsteret blir annerledes når man tar hensyn til etableringssannsynlighet og ikke bare vindspredning (Figur 7). Med andre ord vil realisert spredning av vrifuru og lutzgran i stor grad gjenspeile forskjeller i etablering mellom naturtyper. I samsvar med dette viste modelleringen av etableringssannsynlighet at selv om det var store forskjeller mellom lokalitetene (standardavvik for tilfeldig effekt av lokalitet: 2,35 for vrifuru og 2,66 for lutzgran), var både frøspredning og naturtype viktige for å forklare etableringssannsynligheten for begge treslagene (likelihood ratio-test: $p < 0,001$ for alle tester). Modellene med begge disse faktorene inne hadde betydelig bedre forklaringssevne ($AIC = 5293,9$ for vrifuru og $1979,5$ for lutzgran) enn nullmodellen (bare intercept, $AIC = 23713,7$ for vrifuru og $6173,6$ for lutzgran).

Videre viste modellene at etableringssannsynligheten for vrifuru og lutzgran varierte mellom naturtyper. For vrifuru var etableringssannsynligheten lav i skog (som her er brukt som sammenligningsgrunnlag), men signifikant høyere langs vei, på forstyrret mark og i hei og ur (Tabell 8, Figur 8). Sannsynligheten for etablering var signifikant lavere i myr enn i skog (Tabell 8, Figur 8). Vrifuru ble ikke observert i annen kunstmark eller eng, så disse er ikke med i modellen, men vi kan anta at etableringssannsynligheten er lav. Også for lutzgran var etableringssannsynligheten relativt lav i skog, men signifikant høyere på forstyrret mark og i hei (Tabell 8, Figur 8). Sannsynligheten for etablering var omtrent lik i myr som i skog, og signifikant lavere langs vei og i rasmark, eng og annen kunstmark (Tabell 8, Figur 8). Lutzgran ble ikke funnet i naturtypen strand, som også forekom på lokalitetene. Disse resultatene viser at spredning av de to undersøkte treslagene forekommer med størst sannsynlighet i habitater preget av menneskeskapt forstyrrelse, inkludert veikanter (Figur 9), og semi-naturlige habitater (Figur 10). I tillegg er det en viss sannsynlighet for spredning til naturlige habitater som skog, myr, ur og rasmark (Figur 11).

Estimatene for etableringssannsynlighet ble i liten grad påvirket av enkeltlokaliteter med ekstreme verdier. Ved å ekskludere Fiskvikrokkdalen, vrifuru-lokaliteten med desidert størst foryngelse, forble resultatene for etableringssannsynlighet for vrifuru mer eller mindre uendret. Ved å ekskludere Hov, lutzgran-lokaliteten med størst foryngelse, ble etableringssannsynligheten for lutzgran lavest i vei. Ellers forble rekkefølgen på de andre naturtypene i figur 8 uendret, men kvantitativt litt annerledes. Generelt virker analysene robuste når det gjelder relativ forskjell i etableringssannsynlighet mellom naturtyper, mens presisjonen til estimatene vil kunne forbedres med forbedret datagrunnlag. Dette inkluderer både et større utvalg av lokaliteter og større kunnskap om ulike sider ved artenes frøproduksjon (for eksempel total frøproduksjon og frøspredningstidspunkt) og lokale vindmønstre.

Boks 2. Kortfattet oppsummering av resultatene fra kapittel 4

Sannsynligheten for etablering varierer mellom naturtyper

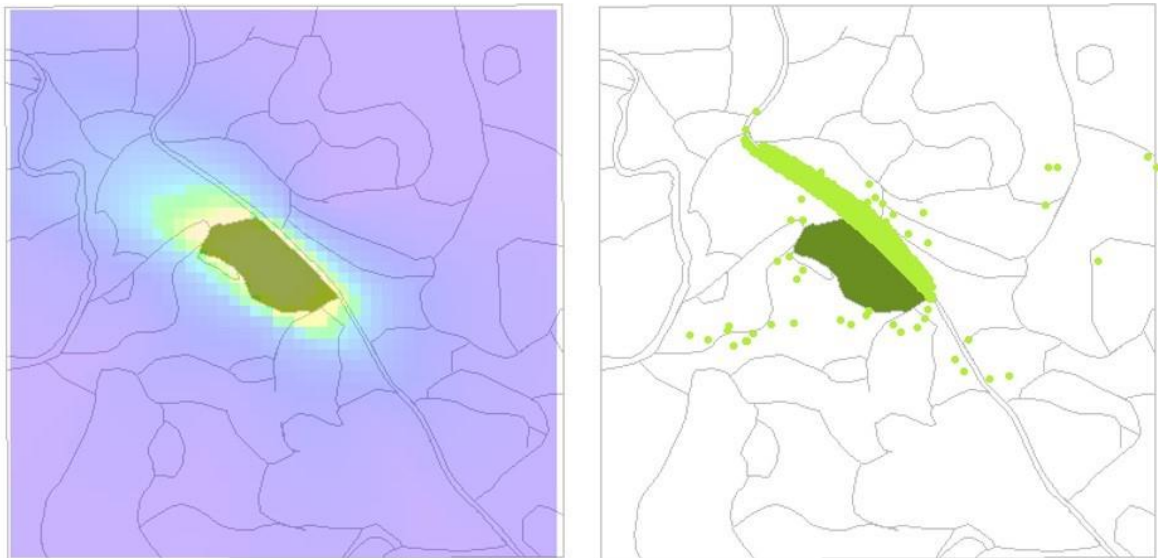
- For vrifuru er etableringssannsynligheten størst langs vei og på forstyrret mark, men også betydelig i hei og ur
- For lutzgran er etableringssannsynligheten størst på forstyrret mark, men også påtakelig i hei, skog og myr

Tabell 6. Areal (dekar) og antall polygoner (i parentes) av ulike hovednaturtyper innenfor hver lokalitet. Både areal og antall polygoner ble beregnet i QGIS (versjon 2.8.1, QGIS Development Team 2015).

Treslag	Lokalitet	Areal (da) og (antall polygoner) av ulike hovednaturtyper innenfor lokaliteten									
		Forstyrret mark	Vei	Annen kunstmark	Eng	Hei	Strand	Ur	Rasmark	Myr	Skog
Vrifuru	Fiskvikrokddalen	12,5 (3)	2,8 (1)	0 (0)	6,9 (2)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	51,3 (10)	174,1 (34)
Vrifuru	Sollitangen	47,4 (18)	5,1 (2)	0 (0)	0,4 (1)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	185,9 (23)
Vrifuru	Tomasmyra	42,8 (5)	5,7 (1)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	7,9 (2)	0 (0)	1,4 (1)	222,1 (9)
Vrifuru	Gulemyrane - Hundhaugan	5,4 (1)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	59,3 (10)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	169,2 (9)	3,5 (3)
Vrifuru	Selvik	53,6 (11)	39,6 (8)	67,0 (16)	8,9 (2)	67,9 (8)	0 (0)	26,3 (3)	0 (0)	0 (0)	81,0 (16)
Vrifuru	Skarsheia	0 (0)	2,9 (6)	0 (0)	0 (0)	4,0 (1)	7,8 (1)	1,4 (1)	0 (0)	87,0 (8)	81,8 (14)
Lutzgran	Hov	2,0 (2)	3,5 (3)	13,4 (6)	14,7 (8)	141,1 (4)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	7,4 (3)	52,0 (9)
Lutzgran	Holmsnes NV	0 (0)	1,9 (3)	23,9 (1)	13,3 (4)	0 (0)	3,3 (2)	0 (0)	0 (0)	10,7 (7)	112,9 (9)
Lutzgran	Holmsnes SØ	1,5 (1)	3,9 (3)	30,0 (16)	53,3 (8)	0 (0)	2,1 (2)	0 (0)	0 (0)	0,4 (1)	56,0 (14)
Lutzgran	Råvollmarka	37,8 (14)	3,3 (1)	0 (0)	1,9 (1)	36,5 (4)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	126,2 (13)
Lutzgran	Gryttingdalen Ø	0 (0)	0 (0)	0,2 (1)	20,1 (1)	2,5 (1)	0 (0)	0 (0)	13,8 (6)	4,6 (3)	193,9 (3)
Lutzgran	Gryttingdalen V	0 (0)	0 (0)	0 (0)	68,5 (1)	74,8 (2)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	2,0 (2)	7,6 (7)

Tabell 7. Antall observerte småtrær av vrifuru og lutzgran på de ulike lokalitetene fordelt på hovednaturtyper. De ni trærne i Skarsheia er ikke inkludert i tabellen, da de ble funnet på et tak. - = naturtypen finnes ikke på lokaliteten

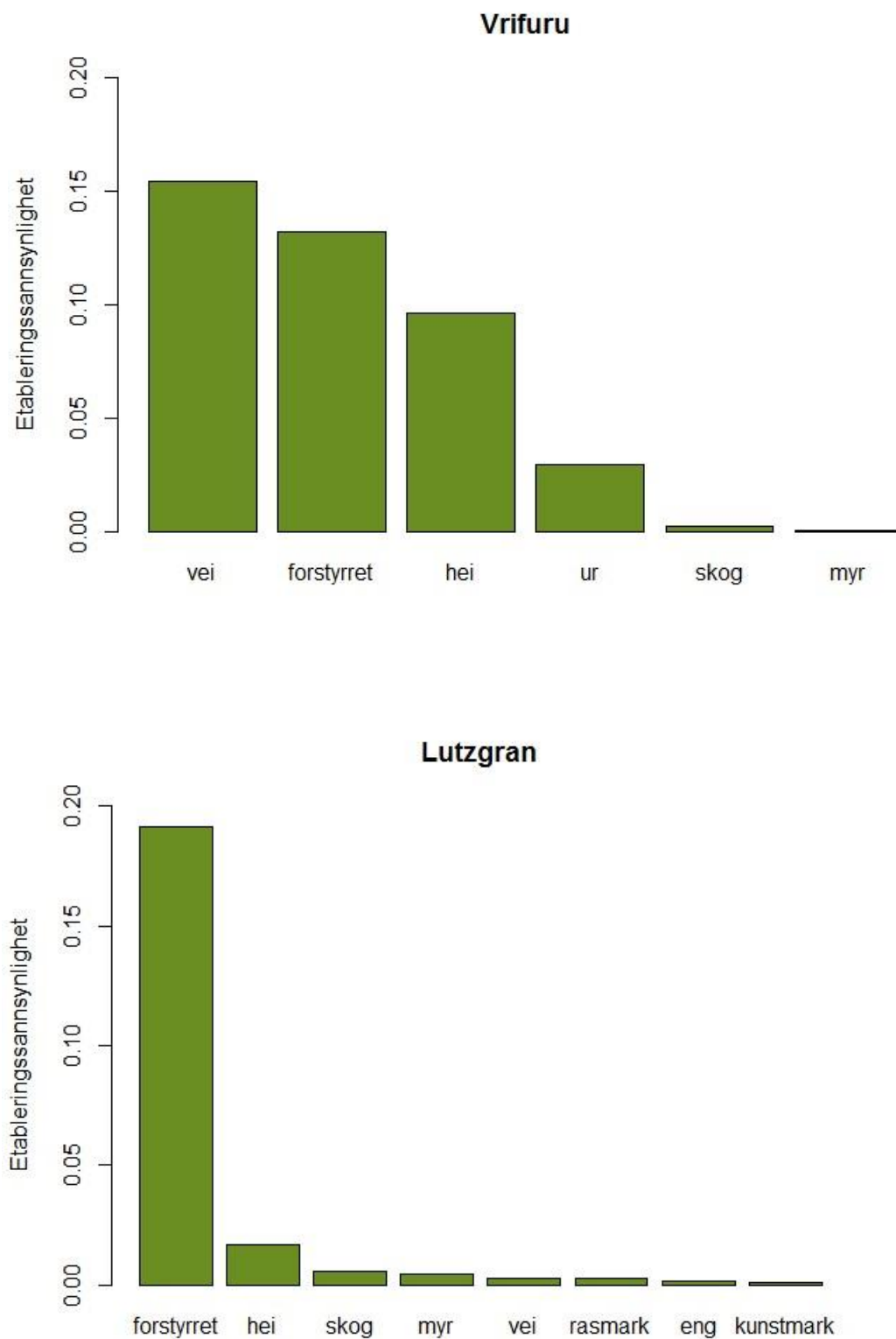
Treslag	Lokalitet	Forstyrret mark	Vei	Annen kunstmark	Eng	Hei	Strand	Ur	Rasmark	Myr	Skog
Vrifuru	Fiskvikrokkdalen	3848	163	-	0	-	-	-		3	149
Vrifuru	Sollitangen	64	7	-	0	-	-	-	-	-	41
Vrifuru	Tomasmyra	20	45	-	-	-	-	0	-	0	37
Vrifuru	Gulemyrane - Hundhaugan	0	-	-	-	231	-	-	-	44	0
Vrifuru	Selvik	0	0	0	0	7	-	11	-	-	0
Vrifuru	Skarsheia	-	0	-	-	0	-	0	-	0	0
Lutzgran	Hov	297	26	0	5	171	-	-	-	5	39
Lutzgran	Holmsnes NV	-	1	10	1	-	0	-	-	0	144
Lutzgran	Holmsnes SØ	0	0	0	0	-	0	-	-	0	26
Lutzgran	Råvollmarka	9	0	-	-	0	-	-	-	0	0
Lutzgran	Gryttingdalen Ø	-	-	0	10	0	-	-	32	0	312
Lutzgran	Gryttingdalen V	-	-	-	11	71	-	-	-	0	24



Figur 7. Frøspredningssannsynlighet kun basert på modellert vindspredning (til venstre) forklarer ikke hele den realiserte spredningen (til høyre) i Fiskvikrokkdalen, Rendalen kommune, Hedmark. I figuren til venstre er morbestandet vist i grønt, mens fargeskalaen fra lyst til mørkt indikerer avtagende frøspredningssannsynlighet (se Vedlegg 3 for beregninger).

Tabell 8. Parameterestimer, standardavvik og z-verdier for regresjonsmodeller (GLMM) som tester effekten av estimert frøspredning og naturtype på antall observerte selvsådde trær av vrifuru og lutzgran per polygon. I begge modellene er skog valgt som kontrast for de andre vegetasjonstypene, og antall spredte frø til et naturtypepolygon (frøspredning) er angitt i 1000 frø. Signifikansnivå: * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$.

Naturtype	Estimat	St.avvik	z-verdi
Vrifuru			
Intercept	-2,66	1,67	-1,60
Frøspredning	0,23	0,01	32,32***
Forstyrret mark	4,08	0,05	78,38***
Vei	4,24	0,06	71,89***
Hei	3,77	0,20	18,51***
Ur	2,57	0,32	7,94***
Myr	-1,55	0,18	-8,65***
Lutzgran			
Intercept	- 0,03	1,09	-0,03
Frøspredning	0,18	0,01	32,19***
Forstyrret mark	3,57	0,10	34,09***
Vei	-0,69	0,23	-3,05**
Annen kunstmark	-1,93	0,33	-5,92***
Eng	-1,46	0,20	-7,32***
Hei	1,14	0,09	12,38***
Rasmak	-0,75	0,18	-4,07***
Myr	-0,14	0,14	-1,00



Figur 8. Estimert etableringssannsynlighet for vrifuru (øverst) og lutzgran (nederst) i ulike hovednaturlyper: forstyrret mark, vei, annen kunstmark, eng, hei, strand, ur, rasmark, myr og skog. Bare hovedtyper hvor foryngelse ble funnet er inkludert. Estimatenes er gjennomsnitt av prediksjonene fra regresjonsmodellen på tvers av alle lokaliteter for hver av de to treslagene (Tabell 8).



Figur 9. Vrifuru spredt til habitater preget av menneskeskapt forstyrrelse: hogstfelt (øverst) og veikant (nederst). Foto: S. L. Olsen



Figur 10. Lutzgrønne spredt til semi-naturlige habitater, henholdsvis lynghei (øverst) og beitemark (nederst). Foto: H. Gajda.



Figur 11. Vrifuru (øverst) og lutzgran (nederst) spredt til naturlige habitater, henholdsvis myr og rasmark. Foto: S. L. Olsen (øverst) og H. Gajda (nederst).

5 Test av ulike feltmetodikker

5.1 Metode

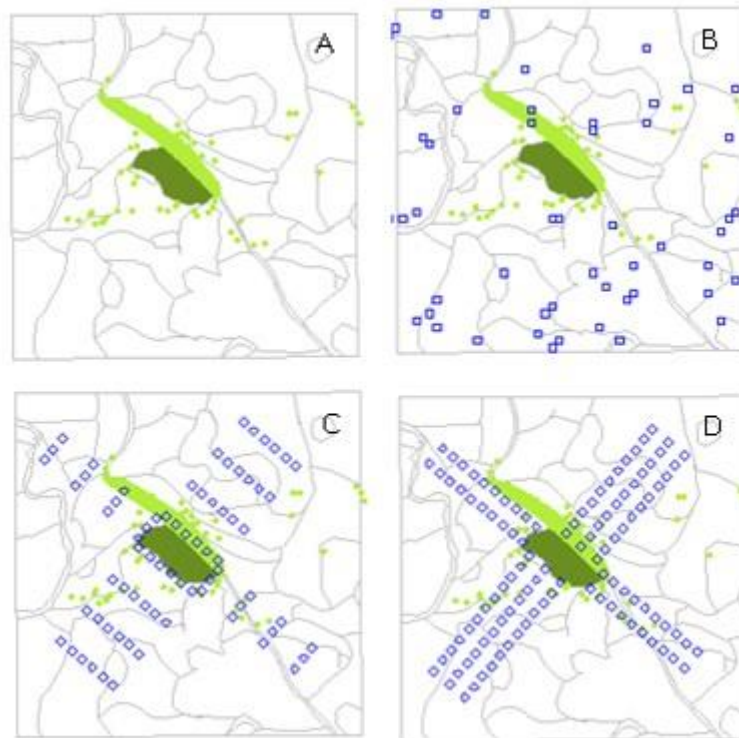
Ifølge Berstad (2014) er noe bruk av feltkartlegging helt nødvendig for å fange opp spredning av fremmede bartreslag. Slik kartlegging kan imidlertid være mer eller mindre ressurskrevende. Vi brukte derfor datasettet fra totalkartleggingen til å teste ut ulike varianter av feltkartlegging for å finne en kostnadseffektiv metode for kartlegging av spredning av fremmede bartrær. Ved å dele områdene fra den praktiske kartleggingen inn i 10×10 m ruter, kunne et utvalg av rutene trekkes ut i forskjellige «mønstre» for å undersøke i hvilken grad forskjellige metoder fanger opp de observerte spredningstrendene. Tidligere studier har vist at transekt-baserte metoder er mest kostnadseffektive for kartlegging av fremmede arter generelt (Sandvik og Sæther 2012) og fremmede plantearter spesielt (Rew mfl. 2006). Vi testet derfor tre ulike metoder: transekter parallelt med spredningskilden (som i Nygaard mfl. 1999), transekter vinkelrett på spredningskilden (som i Rew mfl. 2006 og Skarpaas mfl. 2005) og tilfeldig valgte ruter som kontrast til de transekt-baserte metodene (Figur 12 og 13). Basert på disse utvalgene ble gjennomsnitt, median og 95% kvantil av spredningsavstand, samt tidsforbruk, beregnet og sammenlignet med verdiene fra totalkartleggingen.

De parallelle transektene ble lagt parallelt med kanten av plantefeltet i alle retninger ut til 250 m fra midtpunktet av morbestandet (Figur 12C og 13C). Hvert transekt besto av 10×10 m ruter med 10 m mellomrom. I utgangspunktet ble transektene plassert med 10 m mellomrom i henhold til Nygaard mfl. (1999). For å undersøke effekten av å bruke færre transekter, noe som reduserer mengden feltarbeid, reduserte vi gradvis antall transekter ved å øke avstanden mellom dem fra 10 m og opp til 120 m. For hver økning i transekt-avstanden, ble spredningsavstand, median og 95 % kvantil beregnet på nytt.

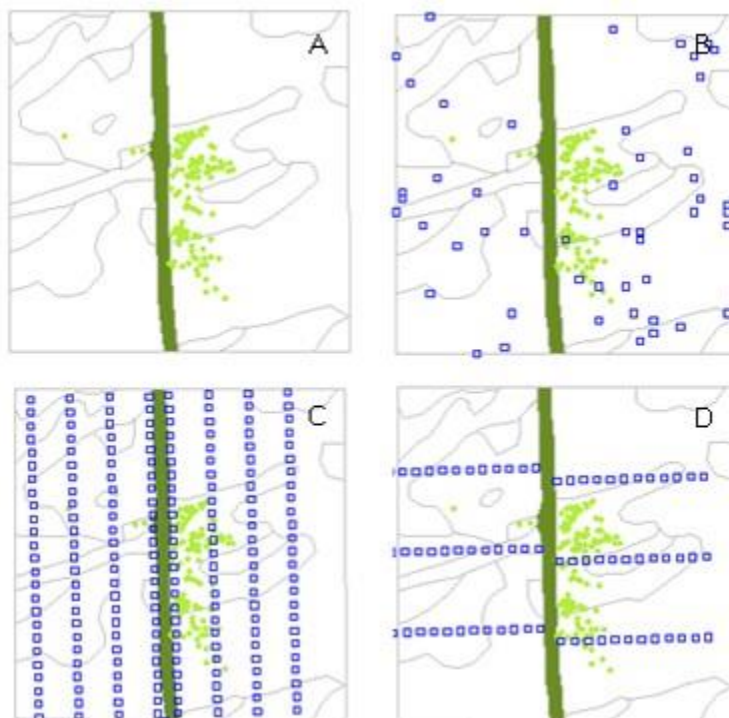
De vinkelrette transektene ble lagt vinkelrett på kanten av plantefeltet i alle retninger ut til 250 m fra midtpunktet av morbestandet (Figur 12D og 13D). Transektene ble jevnt fordelt langs kanten av plantefeltet, med det midterste transektet midt på kanten. Igjen besto hvert transekt av 10×10 m ruter med 10 m mellomrom, og vi undersøkte effekten av å benytte færre transekter gjennom å gradvis redusere antall transekter og dermed øke avstanden mellom dem.

Ved beregning av tidsforbruk antok vi en ganghastighet på 3 km/t (som Rew m fl. 2006). For tilfeldig plasserte ruter, antok vi at man valgte korteste vei gjennom punktene, og at man brukte ett minutt på presis lokalisering av hver rute. For transektene antok vi at de måtte traverseres to ganger: først for å sette opp transektet, og deretter for registrering i ruter. I alle tilfeller antok vi i gjennomsnitt ett minutt med registreringer per rute, basert på resultatene fra våre feltregistreringer. Alle rette strekninger målt på kartet ble økt med 25 % for å korrigere for bevegelse opp, ned og rundt hindringer i terrenget.

Alle analyser ble utført i R (versjon 3.1.1, R Core Team 2014).



Figur 12. Eksempel på utvalgsdesign for Fiskvikrokkdalen: observert spredning (A), tilfeldige ruter (B), transekter parallelt med kanten av morbestandet (C) og transekter vinkelrett på kanten av morbestandet (D). Morbestandet er vist i mørkegrønt og observert spredning i lysegrønt.



Figur 13. Eksempel på utvalgsdesign for Gulemyrane – Hundhaugan: observert spredning (A), tilfeldige ruter (B), transekter parallelt med kanten av morbestandet (C) og transekter vinkelrett på kanten av morbestandet (D). Morbestandet er vist i mørkegrønt og observert spredning i lysegrønt.

5.2 Resultater og vurdering

Feltkartlegging er den tradisjonelle metoden for å kvantifisere spredning av fremmede bartrær i Norge (se for eksempel Nygaard mfl. 1999, 2015, Stabbetorp og Nygaard 2005, Prestø mfl. 2013, Richter 2015). I tillegg til forekomst/fravær av selvsådde trær, vil en kartlegger kunne registrere ulike egenskaper ved trærne som høyde, diameter i brysthøyde, fertilitet og forekomst av skader og sykdom. Feltkartlegging gir med andre ord mulighet for å registrere svært detaljert informasjon på enkelttre-nivå, samt registrering av omkringliggende naturtyper. Gjentatt kartlegging vil dessuten egne seg til å følge utviklingen av spredningen over tid. Dette vil imidlertid avhenge av presisjonen til observasjonene, noe som vil variere med kartleggers nøyaktighet.

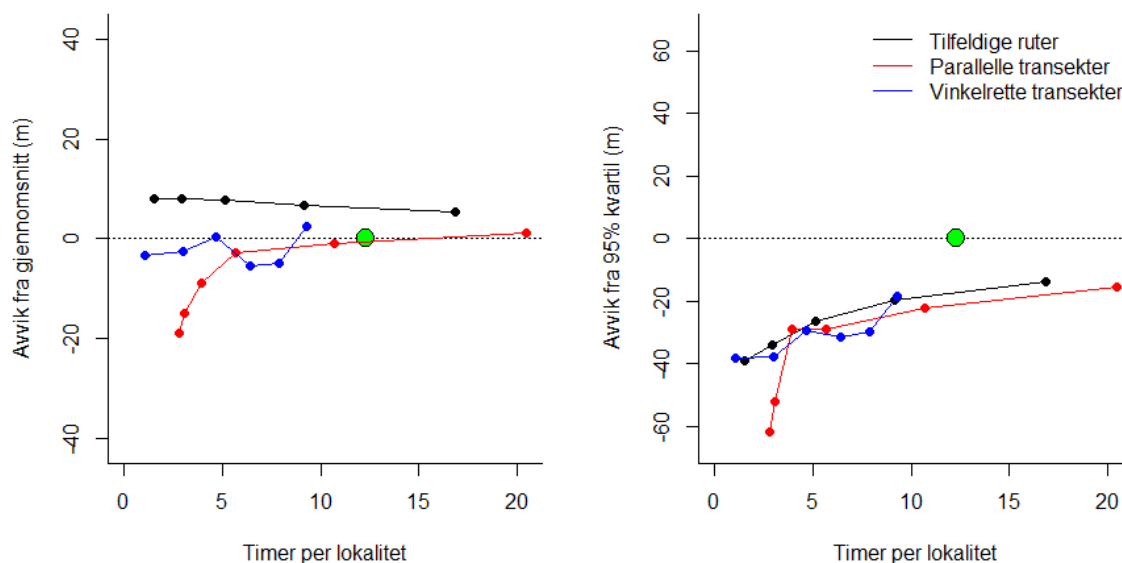
Ulempen med feltkartlegging er at det er svært tid- og derfor kostnadskrevenende å dekke store arealer. Gangtid i felt vil avhenge av terrenget. For eksempel vil et plantefelt omgitt av bratt terreng eller svært tett skog som gir dårlig oversikt, ta lengre tid å kartlegge enn et plantefelt i flatt terreng med åpen vegetasjon. I dette prosjektet var gjennomsnittlig forbrukt tid i felt per lokalitet 12,5 persontimer (Tabell 9). Dette inkluderer de første lokalitetene, som naturlig nok gikk langsomt fordi metodikken var ny og alle kartleggerne måtte være til stede samtidig for opplæring og kalibrering. Motsatt gikk lokalitetene på Vestlandet og i Nordland raskere enn ventet på grunn av gunstige værforhold. Gjennomsnittlig tidsbruk kan trolig reduseres noe med erfarne kartleggere, lite foryngelse og lettgått terreng. Avstand til vei vil være avgjørende, men vår erfaring er at de fleste plantefeltene lå relativt nær bilvei. Reisetid varierte i stor grad mellom lokaliteter. Normalt brukte vi ½-1 dag i begynnelsen og slutten av felttuka på å reise til og fra området med de aktuelle lokalitetene, mens kjøring til og fra lokaliteter i samme område i gjennomsnitt tok 1 time per lokalitet. For- og etterarbeid kommer i tillegg. Hvis lokalitetene ligger tett, vil to kartleggere rekke over 1-2 lokaliteter per dag, avhengig av forholdene på stedet.

Tabell 9. Timeforbruk per lokalitet: antall timer tilbragt i felt, antall personer og totalt antall persontimer forbrukt. Forarbeid, kjøring og etterarbeid kommer i tillegg.

Treslag	Lokalitet	Timer	Personer	Persontimer
Vrifuru	Fiskvikrokkdalen	10	4	40
Vrifuru	Sollitangen	5	4	20
Vrifuru	Tomasmyra	3	4	12
Vrifuru	Gulemyrane - Hundhaugan	6	2	12
Vrifuru	Selvik	4	2	8
Vrifuru	Skarsheia	3	2	6
Lutzgran	Hov	5	2	10
Lutzgran	Holmsnes NV	5	2	10
Lutzgran	Holmsnes SØ	4	2	8
Lutzgran	Råvollmarka	4	2	8
Lutzgran	Gryttingdalen Ø	7	1	7
Lutzgran	Gryttingdalen V	7	1	7

En av fordelene med feltkartlegging er at trær av alle størrelser kan detekteres, også de minste. Begrensende faktor for kartlegging er altså ikke trestørrelse i seg selv, men muligheten for korrekt artsbestemmelse. Dette avhenger av kartleggers kompetanse, men også egenskaper ved artene. Feltkartleggingen i dette prosjektet viste at det er svært vanskelig å skille mellom småplanter (under 30 cm) av furu og vrifuru. Det samme gjelder lutzgran og sitkagran. Ellers er det mulig å gjøre en fullstendig kartlegging av selvsådde individer rundt et plantefelt. Dette er imidlertid tidkrevende, og det kan tenkes at utvalgskartlegging vil være tidsbesparende.

og gi et tilstrekkelig bilde av spredningen. Basert på feltkartleggingen i dette prosjektet testet vi derfor ulike former for utvalgskartlegging.



Figur 14. Tidsforbruk og skjevhet i estimater av spredningsavstand for ulike utvalgsmetoder for alle lokaliteter sett under ett: avvik fra observert gjennomsnittlig spredningsavstand (til venstre) og observert 95 % kvartil av spredningsavstand (til høyre). I begge figurene er tidsforbruket ved totalkartlegging angitt med en grønn sirkel. Prikkene langs linjene for utvalgsdesign viser punktverdier for simuleringer med økende innsats (tilfeldige ruter: 20, 50, 100, 200 og 400 ruter, parallelle transekter: 100, 80, 60, 40, 20 og 10 m mellom transekter, vinkelrette transekter: 1, 3, 5, 7, 9 og 11 transekter).

5.2.1 Tilfeldig utvalg

Bakgrunnen for å benytte et tilfeldig utvalg av ruter (se Figur 12B og 13B) for kartlegging av spredning av fremmede treslag, er muligheten for å fange opp en representativ andel av selvsådde individer og tomme ruter («nullruter»), noe som vil gi et svært realistisk bilde av spredningen. Hvis de selvsådde individene vokser svært spredt, er de imidlertid vanskelige å fange opp uten bruk av svært mange ruter, noe som vil øke mengden feltarbeid betraktelig.

Simulering av datainnsamling ved bruk av tilfeldig valgte ruter viste at selv om beregnet gjennomsnittlig spredningsavstand, median og 95 % kvantil i flere tilfeller ikke var så langt unna den observerte verdien (Vedlegg 4: Sollitangen, Gulemyrane – Hundhaugan, Skarsheia, og Holmsnes NV), var usikkerheten rundt estimatene ofte svært stor. Generelt økte presisjonen med økende utvalgsstørrelse: jo flere ruter som ble trukket, jo nærmere kom estimatene de observerte verdiene for gjennomsnittlig spredningsavstand, median og 95 % kvantil. For flere lokaliteter ble presisjonen betydelig bedre ved mellom 100 og 200 tilfeldige ruter per lokalitet, særlig for gjennomsnitt og median (Vedlegg 4: Fiskvikrokkdalen, Gulemyrane – Hundhaugan, Hov og Gryttingdalen Ø og V). For noen lokaliteter forble usikkerheten stor, uavhengig av størrelse på utvalget, særlig for 95 % kvantil (Vedlegg 4: Tomasmyra, Selvik, Skarsheia, Holmsnes SØ og Råvollmarka). Når vi ser på tvers av lokaliteter er det en konsistent skjevhet i estimatene (gjennomsnittlig spredningsavstand overestimeres, og 95 % kvantil underestimeres: Figur 14), selv for utvalg på 400 ruter.

Bruk av tilfeldig uttrukne ruter krever med andre ord svært mange ruter for å få pålitelige estimater for spredning. Dette innebærer mye gangtid i felt og mye leting for å finne fram til rutene, noe som resulterer i lite effektiv kartlegging. Ekstrapolering av linjen for tilfeldige ruter i Figur 14 antyder at det trengs over 500 ruter for å få forventningsrette estimater av spredningsavstand, men

vi anslår at tidsbruken vil bli høyere enn for totalkartlegging allerede ved ca. 300 ruter (Figur 14). Også Rew mfl. (2006) testet bruk av tilfeldige ruter ved kartlegging av fremmede arter. De konkluderte med at metoden i stor grad reflekterte den reelle spredningen, men at feltarbeidet var lite kostnadseffektivt. Det samme vil trolig være tilfellet ved kartlegging av spredning av fremmede bartrær.

5.2.2 Transekter

Innsamling av data langs transekter er mye benyttet til inventering av vegetasjon. Fordelen med transekt-baserte metoder for kartlegging av spredning av fremmede bartrær, er at transekter effektivt vil fange opp hovedtyngden av selvsådde individer nær kanten av plantefeltet så sant første transekt eller starten på transektet legges inntil morbestandet. Ulempen ved bruk av slike metoder er at spredningen kan over- eller underestimeres, avhengig av om transektene fanger opp korrekt andel selvsådde individer og «nullruter». Dette vil igjen avhenge av hvor klumpet foryngelsen er og hvor tett transektene ligger. Bruk av mange transekter med liten innbyrdes avstand øker sannsynligheten for å fange opp korrekt spredningsmønster, men er svært tidkrevende. I dette prosjektet testet vi bruk av transekter både parallelt med og vinkelrett på kanten av morbestandet.

5.2.2.1 Parallelle transekter

Transekter parallelt med kanten av morbestandet (se Figur 12C og 13C) ble brukt av Nygaard mfl. (1999) for å kartlegge spredning av en rekke fremmede treslag i Norge. Fordelen med bruk av parallelle transekter er at metoden kan fange opp variasjoner i spredning i en gitt avstand fra plantefeltet. Den største ulempen med parallelle transekter er at man ved bruk av få, svært spredte transekter kan gå glipp av formen på spredningskurven. Nygaard mfl. (1999) benyttet en avstand mellom transektene på 5 eller 10 m.

Simulering av datainnsamling langs parallelle transekter for hver enkelt lokalitet viste at parallelle transekter er en lite konsistent metode. Ved bruk av mange, tette transekter (10 m mellomrom) ble gjennomsnitt, median og 95 % kvantil enten hovedsakelig overestimert (Vedlegg 5: Fiskvikrokkdalen, Tomasmyra, Selvik, Holmsnes NV, Gryttingdalen V og Ø) eller underestimert (Vedlegg 5: Sollitangen, Hov, Holmsnes SØ). Kun for to lokaliteter (Vedlegg 5: Gulemyrane – Hundhaugan, Råvollmarka) var forventet gjennomsnittlig spredningsavstand, median og 95 % kvantil noenlunde på linje med observerte verdier fra Tabell 4. Med økende avstand mellom transektene ble estimatene enten mer like (Vedlegg 5: Fiskvikrokkdalen, Selvik, Gryttingdalen Ø) eller mer forskjellig (Vedlegg 5: Sollitangen, Gulemyrane – Hundhaugan, Gryttingdalen V og Hov) fra de observerte verdiene for gjennomsnittlig spredningsavstand, median og 95 % kvantil. For et par lokaliteter hadde økende avstand mellom transektene liten effekt (Vedlegg 5: Tomasmyra, Hov, Holmsnes NV, Holmsnes SØ).

For alle lokaliteter sett under ett gir bruk av parallelle transekter forventningsrette estimater av gjennomsnittlig spredningsavstand med omtrent samme tidsbruk som for totalkartlegging (Figur 14). For lavere innsats (større avstand mellom transektene) underestimeres gjennomsnittlig spredningsavstand, fordi mye av spredningen nær morbestandet ikke fanges opp. 95 % kvantil av spredningsavstand underestimeres også konsekvent, selv for tette transekter.

Disse funnene tyder på at kartlegging av spredning langs parallelle transekter ikke er mer kostnadseffektivt i form av tidsbruk enn totalkartlegging, samtidig som metoden er uforutsigbar fordi resultatet i stor grad varierer mellom lokaliteter. Dette gjelder både for mange og tette og få og spredte transekter. Årsaken er trolig forskjeller i spredningsmønstre. Våre funn tyder på at selvsådde individer er konsentrert i visse naturtyper (se kapittel 4), og disse naturtypene har varierende fordeling rundt de ulike lokalitetene. Dermed vil områder med stor foryngelse i varierende grad fanges opp av transektene. En jevn fordeling av selvsådde individer rundt plantefeltene hadde trolig gitt mer konsistente resultater. Men dette ville ikke endret på den systematiske underrepresentasjonen av lengre spredningsavstander siden andelen av arealet som dekkes av metoden synker med avstand fra kilden (se Figur 12C og 13C) (se Skarpaas mfl. 2005 for en diskusjon av dette).

5.2.2.2 Vinkelrette transekter

Ulike former for transekter som «stråler» ut fra en spredningskilde (se Figur 12D og 13D) har tidligere vært benyttet med hell av for eksempel Rew mfl. (2006) og Skarpaas og Shea (2007) for å kvantifisere spredning av fremmede arter. Fordelen med bruk av transekter vinkelrett på kanten av plantefeltet, er at denne metoden vil fange opp formen på spredningskurven selv ved lav tetthet av transekter. Ulempen er at man da går glipp av variasjoner i tetthet av selv-sådde individer ved en gitt avstand fra morbestandet.

Vår simulering av datainnsamling langs vinkelrette transekter for hver enkelt lokalitet viser at også vinkelrette transekter er en lite konsistent metode. Ved bruk av kun ett transekt i hver retning ut fra plantefeltet, noe som er en vanlig kartleggingsmetode, ble ingen foryngelse fanget opp i nesten halvparten av tilfellene (Vedlegg 6: Sollitangen, Tomasmyra, Gulemyrane – Hundhaugan, Selvik og Holmsnes NV). Like ofte ble gjennomsnitt, median og 95 % kvantil hovedsakelig enten overestimert (Vedlegg 6: Fiskvikrokkdalen, Gryttingdalen Ø) eller underestimert (Vedlegg 6: Hov, Holmsnes SØ, Gryttingdalen V). Kun for én lokalitet (Vedlegg 6: Råvollmarka) var estimatene noenlunde på linje med observerte verdier fra Tabell 4 ved bruk av ett transekt. Ved økende antall transekter ble estimert gjennomsnittlig spredningsavstand mer lik de observerte verdiene, (Vedlegg 6: Fiskvikrokkdalen, Sollitangen, Tomasmyra, Gulemyrane – Hundhaugan, Selvik, Holmsnes NV, Gryttingdalen V og Ø), men når antall transekter oversteg fire, forverret estimatene seg igjen på noen lokaliteter (Vedlegg 6: Gulemyrane – Hundhaugan, Holmsnes NV, Gryttingdalen V). For tre lokaliteter hadde en økning i antall transekter ingen effekt (Vedlegg 6: Hov, Holmsnes SØ, Råvollmarka). Median og 95 % kvantil fulgte hovedsakelig mønstrene til gjennomsnittet, men ikke i alle tilfeller (Vedlegg 6: Sollitangen, Tomasmyra).

For alle lokaliteter sett under ett gir bruk av vinkelrette transekter brukbar representasjon av gjennomsnittlig spredningsavstand, selv med relativt liten innsats (Figur 14). For 95 % kvantilen av spredningsavstand har vinkelrette transekter samme problem som parallelle transekter: lange spredningsavstander underestimeres fordi andelen av arealet som registreres synker med avstand fra morbestandet (se Figur 12D og 13D). Vinkelrette transekter kan med andre ord være tidsbesparende i forhold til totalkartlegging dersom man kun er opptatt av estimater av gjennomsnittlig spredningsavstand. Men for estimering av «halen» av spredningsavstander er totalkartlegging mer kostnadseffektivt.

Våre resultater tyder således på at kartlegging av spredning langs vinkelrette transekter kan være mer kostnadseffektivt enn totalkartlegging sett på tvers av lokaliteter, men kun dersom man utelukkende er interessert i gjennomsnittlig spredningsavstand. Samtidig er metoden uforutsigbar innenfor hver enkelt lokalitet, selv om økende antall transekter forbedrer resultatene. Som for parallelle transekter skyldes den store variasjonen mellom lokaliteter trolig ulik fordeling av naturtyper med stor etableringssannsynlighet. Kartlegging langs vinkelrette transekter ser ut til å gi noe mer konsistente resultater og er mindre tidkrevende enn bruk av parallelle transekter, men gir også systematiske underrepresentasjon av lengre spredningsavstander.

Boks 3. Kortfattet oppsummering av resultatene fra kapittel 5

Totalkartlegging er den beste metoden for spredningskartlegging

- Bruk av tilfeldig valgte ruter krever svært mange ruter
- Transekt-baserte metoder gir svært varierende resultater, trolig på grunn av ujevn fordeling av naturtyper – og dermed foryngelse – i landskapet
- Transekter vinkelrett på kanten av plantefeltet fungerer bedre enn transekter parallelt med kanten

6 Vurdering av fjernmåling som kartleggingsverktøy

6.1 Metode

Ulike typer fjernmåling er tidligere brukt til kartlegging av fremmede plantearter (se for eksempel Joshi mfl. 2004 og Bradley 2014 og referanser der). Forutsetningen for at fjernmåling skal være et kostnadseffektivt verktøy for kartlegging av spredning av fremmede bartrær, enten alene eller i kombinasjon med feltkartlegging, er at selvsådde trær kan identifiseres og skilles fra naturlig vegetasjon på en enkel og pålitelig måte. Dette vil først og fremst avhenge av metoden som benyttes, men også fysiske egenskaper hos arten(e) som skal kartlegges, tettheten av selvsådde individer og egenskaper ved den omkringliggende vegetasjonen (Joshi mfl. 2004, Bradley 2014): Arten må ha karakteristiske trekk som skiller den fra andre arter, og tettheten av individer må være så høy at de skiller seg fra annen vegetasjon. Dette vil igjen påvirkes av hvilken vegetasjonstype som undersøkes. Fremmede bartrær vil for eksempel være lettere å identifisere i et åpent landskap enn i tett skog.

Som en viktig del av dette prosjektet vurderte vi i hvilken grad følgende former for fjernmåling kan benyttes til kartlegging av spredning av fremmede bartrær:

- standardiserte oversiktsbilder
- bilder tatt fra drone
- flybilder

Bruk av satellittbilder, LiDAR og lignende teknikker, samt hyperspektrale bilder, ble ikke vurdert her.

Vi sammenlignet oversiktsbilder tatt under spredningskartleggingen og flybilder fra den nasjonale omløpsfotograferingen (standard fargefoto, RGB) med data fra feltkartleggingen for å vurdere i hvilken grad de ulike metodene fanget opp spredning av fremmede bartrær fra etablerte plantefelt. I tillegg konsulterte vi eksperter for vurdering av mulighetene for bruk av nær-infrarøde (IR) flybilder og bilder tatt med drone. De tre formene for fjernmåling ble vurdert med tanke på:

- type informasjon som kan registreres
- presisjon og repeterbarhet
- areal dekket per tid
- kompetansebehov
- andre ressurskrav og kostnader

6.2 Resultater og vurdering

6.2.1 Standardiserte oversiktsbilder

Fotografier blir ofte tatt mer eller mindre systematisk i forbindelse med feltkartlegging. I dette prosjektet forsøkte vi å standardisere fotograferingen og ta bilder både av plantefeltene og i de viktigste retningene for spredning. Slike bilder tatt fra bakkenivå registrerer i utgangspunktet forekomst/gravær av trær, men i mange tilfeller vil det også være mulig å si noe om relativ høyde (som en indikasjon på alder) på trærne, fertilitet og forekomst av sykdom og skader. Bildene kan også gi informasjon om naturtyper. Bruk av oversiktsbilder kan med andre ord gi relativt detaljert informasjon, selv om det ikke vil være mulig å registrere eksakt posisjon til de avfotograferte trærne med utgangspunkt i ett enkelt bilde. Fotografering vil imidlertid enkelt kunne kombineres med tradisjonell feltkartlegging, noe som vil gi nøyaktig stedfesting.

Fotografering kombinert med feltkartlegging vil også gi mulighet for sikker identifikasjon av trærne som vises på bildene. Erfaringer fra dette prosjektet tilsier at hvis de selvsådde individene er relativt store og står tett (Figur 15), lar de seg enkelt identifisere på bilder. Men hvis individene er små og står spredt, er sikker artsbestemmelse svært vanskelig (Figur 15). Selv med kjennskap til områdene og hvor spredning forekom, var det i flere tilfeller vanskelig å identifisere fremmede

bartrær på oversiktsbildene. De minste individene vil heller ikke fanges opp på bilder. Om spredning kan påvises utelukkende ved hjelp av standardiserte oversiktsbilder avhenger altså av størrelsen på og tettheten av selvsådde trær. I tillegg vil forhold som lys og skygge spille inn. Hvor enkelt fremmede treslag lar seg skille fra hjemlige bartrær, vil også variere mellom arter og regioner. Fremmede gran-arter på Vestlandet, hvor gran (*Picea abies*) ikke vokser naturlig, er trolig lettere å skille fra naturlig vegetasjon enn vrifuru på Østlandet.

En fordel med bruk av oversiktsbilder, er at det krever små investeringer i utstyr og opplæring. Metoden er imidlertid mindre kostnadseffekt enn annen fjernmåling da den utelukkende er basert på feltarbeid. En annen ulempe ved bruk av oversiktsbilder tatt fra bakkenivå, er at bildene dekker svært små arealer og at størrelsen på området som omfattes avhenger av den omkringliggende vegetasjonen. For eksempel vil nytteverdien av bildene i stor grad avhenge av om de er tatt i tett skog eller åpne områder. I skog har fotografier tatt fra bakkenivå begrenset verdi, da kun svært små områder fanges opp (Figur 16). I åpent terreng vil et fotografi i større grad gi en oversikt over området (Figur 16). Uansett er det ingen garanti for at bildene fanger opp spredning med mindre de selvsådde individene er jevnt fordelt rundt plantefeltet – og resultatene fra vår feltkartlegging viser at dette ikke er tilfellet. På ca. 15 % av bildene (17 av 110) tatt i dette prosjektet var det mulig å identifisere vrifuru eller lutzgran. En økning i antall bilder tatt rundt hvert plantefelt vil kunne øke sannsynligheten for å fange opp eventuell spredning, men vil gi en tilsvarende økning i felt- og etterarbeid.

Det viktigste bruksområdet for standardiserte oversiktsbilder er trolig at det gjør det enkelt å følge etableringen av trær over tid (Vellend mfl. 2013). Dette har blant annet blitt brukt til å overvåke spredning av trær og busker på tundraen (Myers-Smith mfl. 2011). Trolig vil fotografering med flere års mellomrom være tilstrekkelig til å følge utviklingen av spredning rundt et plantefelt. For at endringer over tid skal fanges opp, må bildene tas på samme sted og i samme retning med jevne mellomrom. Dette krever presis angivelse av fotograferingspunkt og fotoretning.



Figur 15. Standardisert oversiktsbilde som viser kraftig spredning av vrifuru langs en vei i utkanten av et plantefelt (øverst). På det nederste bildet er det ikke mulig å avgjøre om ungplanten litt til høyre for midten er en vrifuru eller ikke. Foto: H. Gajda.



Figur 16. Standardiserte oversiktsbilder har større nytteverdi i åpent terreng (øverst) enn i skog (nederst). Foto: H. Gajda.

6.2.2 Bilder tatt fra drone

Bilder tatt fra ubemannede droner er en ny og til dels utforsket metode for naturkartlegging (Whitehead og Hugenholtz 2014). Kartlegging av spredning av fremmede treslag ved hjelp av drone er ikke utført i Norge og har heller ikke vært testet i dette prosjektet. Den påfølgende vurderingen av metoden er derfor hovedsakelig basert på samtaler med stipendiat Stefano Puliti (NMBU) og forsker Anders Foldvik (NINA), som begge har praktisk erfaring med bruk av droner til naturkartlegging, samt innspill fra Stefan Blumentrath (NINA) og Dagmar Hagen (NINA). Se for øvrig Hagen mfl. (2015) for bruk av droner til overvåking av vegetasjon ved restaureringstiltak på myr.

Droner opererer på mer lokal skala (1-10 km², Whitehead mfl. 2014) enn tradisjonell fjernmåling (Ørka og Hauglin, i trykk). Der flybilder ikke er detaljerte nok til å fange opp småtrær (se nedenfor), kan høyoppløselige bilder tatt fra drone derfor potensielt detektere etablering av trær i en tidlig fase. Oppløsningen vil imidlertid variere med flyhøyde: jo høyere man flyr, desto større område dekkes – men samtidig minker oppløsningen. Droner kan utstyres med kameraer som både tar vanlige fargefotografier og IR-bilder med en bakkeoppløsning ned på centimeternivå. Slike bilder kan derfor med stor presisjon vise forekomst/fravær av trær. I tillegg er det mulig å konstruere 3D-modeller basert på fotografiene som gir informasjon om variabler som tetthet, trehøyde (som en indikasjon på alder) og volum (Puliti mfl. 2015). Dette kan gjøres både for enkelttrær og for større enheter, for eksempel innenfor 5×5 eller 10×10 m ruter i et rutenett. Bildene vil også kunne brukes til å identifisere omkringliggende naturtyper. All bruk av bildene er imidlertid avhengig av feltvalidering, som danner grunnlag for modeller som brukes til tolkning av bildene. Selve tolkningen bør automatiseres (utføres av dataprogrammer) for at etterarbeidet skal bli effektivt.

Bruk av droner krever en større investering i utstyr og opplæring. Prisen på dronene vil avhenge av kvalitet og størrelse på området som skal dekkes. Under selve fotograferingen er man også avhengig av personell på bakken med både flyteknisk og botanisk/forstlig kompetanse. Fotograferingen utføres imidlertid raskt, særlig sammenlignet med tradisjonell feltkartlegging. Under gunstige forhold er det i hovedsak reisetiden mellom lokaliteter og tid brukt til feltvalidering som begrenser antall plantefelt som kan fotograferes fra drone i løpet av en dag. Nødvendig tid til feltvalidering vil avhenge av hvor sammenlignbare de ulike lokalitetene er og hvor nøyaktig bildetolkning som kreves. Mulighetene for å repetere en kartlegging, og dermed benytte droner i overvåkingssammenheng, er god, ettersom dronens rute programmeres i forkant og dermed kan gjentas ved behov (se for eksempel Hagen mfl. 2015). I slike tilfeller vil 3D-modellering være spesielt nyttig for å detektere endringer.

En ulempe med bruk av drone er at dronen alltid må fly innen synsvidde og relativt lavt. Rekkevidden er dermed begrenset. Bilder tatt fra drone kan heller ikke brukes til å detektere småtrær under trekroner, det vil si i lukket skog – men resultater fra dette prosjektet tyder på at dette er et begrenset problem ved kartlegging av fremmede bartrær ettersom mesteparten av spredningen, i alle fall av vrifuru og lutzgran, skjer til åpne områder. Droner er også til en viss grad væravhengige og er sårbare både for nedbør og sterk vind. Nødvendige tillatelser må innhentes før flyging.

Som for annen type fjernmåling kan korrekt artsbestemmelse være vanskelig ved bruk av bilder tatt fra drone. Tette populasjoner av større trær vil være lettere å gjenkjenne enn små, spredte individer, og som for oversiktsbilder vil trolig identifikasjon av gran-arter på Vestlandet være enklere enn å skille vrifuru og furu på Østlandet. For å lette artsbestemmelsen, kan fotograferingen gjøres på den årstiden når artene som skal kartlegges er lettest å oppdage. For eksempel vil bartrær være mer synlige om våren før løvsprett. Hvorvidt små og spredte eksemplarer av fremmede bartrær er mulig å skille fra hjemlige bartrær er imidlertid ikke undersøkt. Praktiske tester bør gjennomføres for å avgjøre om bilder tatt fra drone er et kostnadseffektivt kartleggingsverktøy for spredning av fremmede bartrær.

6.2.3 Flybilder (RGB og IR)

Ulike typer flybilder har vært brukt til kartlegging av fremmede arter generelt (Joshi mfl. 2004 og referanser der) og spredning av fremmede bartrær spesielt, også i Norge (Berstad 2014, Gjengedal og Robertson 2012). I motsetning til feltkartlegging, og til en viss grad mer småskala fjernmåling, vil tolkning av flybilder hovedsakelig gi informasjon om forekomst/fravær av trær. Dette er således en metode som egner seg best til grovskala kartlegging og ikke innhenting av detaljerte data om enkelttrær, selv om det er mulig å konstruere 3D-modeller basert på originale flybilder som ikke er ortorektifisert (korrigert for å gjengi korrekt målestokk). Flybilder vil heller ikke kunne benyttes til kartlegging av småtrær i lukket skog. Bildene har stor grad av presisjon, men varierende oppløsning (10-50 cm; Stefan Blumentrath, pers. med.). Tolkningen av bildene bør halv- eller helautomatiseres for at etterarbeidet skal bli effektivt.

En stor fordel med bruk av flybilder er at de er landsdekkende og fritt tilgjengelige. Det påløper dermed ingen ekstra kostnader ved innhenting av bildene. Effektiv bruk av flybilder krever imidlertid kompetanse på bildetolkning og større eller mindre grad av feltvalidering, med det det innebærer av reisetid og gangtid i felt.

I dette prosjektet brukte vi flybilder til planlegging av feltarbeidet. Plantefeltene som skulle oppsøkes, ble på forhånd tegnet inn på flybilder. De fleste plantefeltene var lette å avgrense ettersom de normalt var tettere og/eller hadde mer systematisk avstand mellom trærne enn naturlig foryngede bestander. Selvsådde individer kunne imidlertid ikke skjelnes på flybilde (Figur 17). Dette skyldes trolig en kombinasjon av at tettheten av selvsådde individer rundt plantefeltene som regel var lav og at trærne fremdeles er små. Hvis spredningen er stor og de selvsådde individene står tett, kan flybilder være aktuelt som kartleggingsverktøy. Med relativt få, spredte, tilte og små individer, var flybilder ikke egnet for kartlegging av spredning av fremmede bartrær. Dette støttes av Berstad (2014), som undersøkte spredning av sitkagran. Hun skriver at «*forynging av sitkagran var vanskeleg å oppdage og stadfeste via flyfoto*» og videre at «*flyfoto har for dårleg oppløysing til å oppdage småplantar og einslege, unge sitkagraner*». Det samme ser ut til å være tilfellet for vrifuru og lutzgran.

Flybilder egnet seg imidlertid godt til planlegging av feltarbeid, inkludert avgrensning av plantefelt med fremmede bartrær. Flybilder vil også kunne gi informasjon om tilstøtende plantefelt og dermed andelen fremmede treslag i et landskap. I tillegg vil forstyrrede områder som veier og hogstfelt, hvor etablering av småplanter er ekstra høy, samt naturtyper som er særlig sårbare for spredning, kunne identifiseres. Dette kan redusere kostnaden ved feltkartlegging ved at innsatsen konsentreres om disse arealene (selv om andre områder også bør undersøkes i felt). Med spredning i det omfanget som er registrert i dette prosjektet, er flybilder altså mindre egnet som kartleggingsverktøy – men er et utmerket planleggingsverktøy.

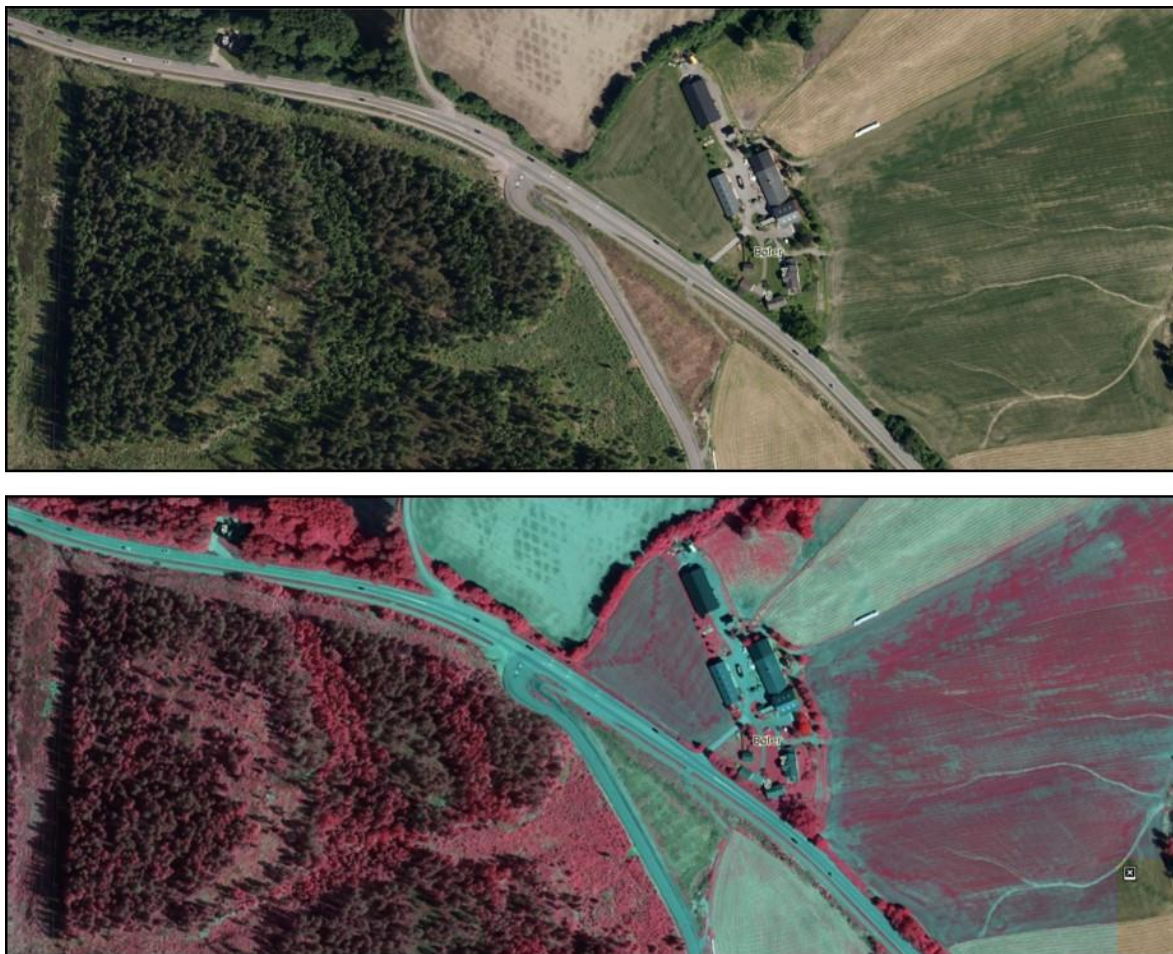
Flybilder kan også benyttes til å følge spredning rundt et plantefelt over tid. Gjengedal og Robertson (2012) brukte med hell flybilder fra en periode på nærmere 40 år for å studere spredning av sitkagran fra plantefelt. Gjennom omløpsfotograferingen vil nye bilder tas med jevne mellomrom, og dette kan brukes til å se på utviklingen av spredning over tid. Ettersom tettheten av selvsådde individer i utgangspunktet er lav, og trær vokser langsomt, vil det trolig ta flere tiår fra de første selvsådde individene etablerer seg til de blir synlige på flybilder.



Figur 17. Det er ikke lett å se småplanter av lutzgran, markert med svarte ringer (øverst), som vokser spredt i dette landskapet (nederst) på Hov, Hadsel kommune, Nordland. Tallet ved siden av hver ring indikerer høyden på de selvsådde trærne. Flybildene er hentet fra Norge i bilder (Skog og landskap, Statens vegvesen og Statens kartverk 2015).

IR-flybilder har mange av de samme egenskapene som vanlige fargebilder, men viser vegetasjonen i ulike rødtoner. Slike bilder har tidligere vært brukt til vegetasjonskartlegging med godt resultat, ettersom ulike naturtyper lettere lar seg skille fra hverandre på IR-bilder enn tradisjonelle flybilder (se for eksempel Sickel mfl. 2004 og Ihse 2007 og referanser der) (Figur 18). Ifølge Sickel mfl. (2004) er det blant annet mulig å skille ulike typer buskvegetasjon, noe som indikerer at det kan være mulig å identifisere foryngelse av fremmede bartrær på et tidlig stadium. Dette krever imidlertid relativt høy tetthet av planter og en erfaren bildetolker (Hanne Sickel, pers. med.). Resultatene fra dette prosjektet viser at tettheten av selvsådde individer som regel er lav. Det er også usikkert om nærstående bartrearter, for eksempel furu og vrifuru, lar seg skille fra hverandre. Om det er mulig å identifisere spredning av fremmede bartrær på IR-flybilder, gjenspeiler derfor å teste. Generelt er IR-bilder vel så egnet som tradisjonelle flybilder til planlegging av feltarbeid og overvåkning, og de stiller samme krav til feltvalidering. Men i motsetning til RGB-flybilder er landsdekkende IR-bilder ikke fritt tilgjengelige og må som regel spesialbestilles. Selv om IR-bilder trolig hadde lettet identifiseringen av ulike naturtyper, og kanskje også fremmede

bartrær, vil derfor vanlige RGB-bilder i praksis være mest aktuelt for flybilde-basert planlegging og overvåking av spredning.



Figur 18. Eksempel på sammenligning av RGB-flybilde (øverst) og IR-bilde (nederst). På IR-bildet er for eksempel kontrasten mellom bar- og løvskog mye tydeligere. Flybildene er hentet fra Norge i bilder (Skog og landskap, Statens vegvesen og Statens kartverk 2015).

Boks 4. Kortfattet oppsummering av resultatene fra kapittel 6

Spredningskartlegging kan ikke baseres på fjernmåling alene. Feltvalidering er helt nødvendig.

- Foreløpig er det usikkert om fjernmåling kan detektere foryngelse av fremmede bartrær, ettersom selvsådde trær er små og ofte står spredt
- Fjernmåling er imidlertid egnet til overvåking av spredning over tid
- Bruk av droner bør testes ut i praksis

7 Diskusjon

7.1 Spredning av vrifuru og lutzgran

Om en fremmed art utgjør en trussel mot stedegent biologisk mangfold, avhenger av artens evne til å spre seg til naturlige økosystemer (invasjonspotensial, se Gederaas mfl. 2012) og hvor store skadevirkninger spredningen medfører (økologisk effekt, se Gederaas mfl. 2012). I dette prosjektet har vi kartlagt spredning av to fremmede treslag, vrifuru og lutzgran, rundt etablerte plantefelt, som er den viktigste spredningskilden for slike arter.

Både vrifuru og lutzgran spredte seg utenfor de undersøkte plantefeltene. Gjennomsnittlig spredningsavstand var henholdsvis 43 og 53 m, noe som tyder på at det meste av spredningen er svært lokal. Også Nygaard mfl. (1999) konkluderer med at vrifuru i all hovedsak etablerer seg nær morbestandet. Den korte spredningavstanden skyldes trolig at de fleste plantefeltene er relativt unge og at frøspredningen hittil derfor har vært begrenset. Imidlertid hadde flere lokaliteter en «hale» av selvsådde individer med større spredningsavstand, og både vrifuru og lutzgran spredte seg dobbelt så langt (i gjennomsnitt ca. 100 m) som den gjennomsnittlige spredningsavstanden. Disse funnene indikerer at de fleste selvsådde individene ble fanget opp innenfor lokalitetene på 0,5x0,5 km og at vår kartlegging derfor gir et godt bilde av spredningen lokalt. Dette prosjektet har imidlertid ikke omfattet kartlegging av langdistansespredning. Langdistansespredning er avgjørende for invasjonspotensialet og derfor viktig å fange opp (Kot mfl. 1996, Sandvik 2012). Det tilfeldige aspektet ved langdistansespredning med naturlige mekanismer som vind gjør dette svært vanskelig. På et senere stadium er det antakelig mulig å optimalisere et kartleggingsdesign for noe lengre avstander når man har forkunnskap om fordeling av spredningsavstander og -retning (se for eksempel Skarpaas mfl. 2005 og Bullock mfl. 2006). For fremmede treslag er det imidlertid utplanting som foreløpig utgjør den dominerende mekanismen for langdistansespredning.

Spredning av vrifuru og lutzgran forekom i både naturlige og semi-naturlige habitater. Med unntak av veikanter og annen forstyrret mark, var sannsynligheten for etablering størst i hei (inkludert kystlynghei), men vi registrerte også noe spredning i ur, rasmark, myr og skog. Nygaard og Stabbetorp (2006) og Nygaard mfl. (2015) konkluderer med at vrifuru har begrenset spredning i Norge og derfor ikke utgjør noen risiko for stedegent biologisk mangfold, mens det ifølge Widenfalk (2015) er stor risiko for, men også stor usikkerhet rundt, vrifuruspredning i Sverige. For lutzgran er det gjort få undersøkelser av spredning, men foryngelse er funnet rundt plantefelt i både Vesterålen og Bodø-området (Norsk Botanisk Forening 2015, Jan Hatløy og Bernt-Gunnar Østerkløft pers. med.). Funnene fra dette prosjektet indikerer at begge artene hittil har spredt seg i moderat omfang til naturlige og semi-naturlige habitater i Norge.

Få funn av rødlistearter i naturlige habitater rundt plantefeltene tyder på at spredning av vrifuru og lutzgran ikke utgjør noen umiddelbar trussel mot truede arter på de undersøkte lokalitetene. Dette skyldes trolig at plantefeltene ligger i relativt lett tilgjengelige områder hvor naturverdiene allerede er redusert for eksempel gjennom hogst. Imidlertid var sannsynligheten for etablering relativt høy i naturtyper som hei og i noe mindre grad myr, som inkluderer de rødlistede naturtypene kystlynghei og kystnedbørsmyr (Lindgaard og Henriksen 2011) som er spesielt viktige for biologisk mangfold ifølge DN-håndbok 13 (Direktoratet for naturforvaltning 2007). Også Sandvik (2012) og Berstad (2014) konkluderer med at åpen vegetasjon som lynghei og myr er utsatt for spredning av fremmede bartrær. Basert på det begrensede utvalget av plantefelt i dette prosjektet, kan det se ut som om det for øyeblikket er rødlistede naturtyper mer enn rødlistede arter som trues av spredning av fremmede bartrær. Merk at vi ikke har gjort spesifikke studier av hvordan spredningen påvirker stedegent biologisk mangfold (økologisk effekt).

Sannsynligheten for etablering var imidlertid høyere i veikanter og annen mark preget av menneskeskapt forstyrrelse enn i naturlige habitater. For eksempel skyldes det store antallet selv-sådde trær i Fiskvikrokkdalen og på Hov svært høy etablering i henholdsvis veiskjæring og grustak. Dette er i samsvar med en rekke studier som konkluderer med at forstyrrelse er viktig for spredning av fremmede arter generelt (Mack mfl. 2000) og trær spesielt (Richardson mfl. 2014), inkludert fremmede bartrær i Norge (Nygaard mfl. 1999, Sandvik 2012) og Sverige (Widenfalk 2015). Forekomster langs veier og på annen forstyrret mark utgjør foreløpig ingen stor trussel mot hjemlige arter, men kan på sikt bli en kilde til videre spredning. Trolig vil graden av forstyrrelse være avgjørende for hvor og i hvilket omfang ny etablering finner sted.

Problemet med korrekt artsbestemmelse av lutzgran gjør det vanskelig å vurdere artens spredningspotensial. I tilfellene hvor morbestandet består av en blanding av sitkagran og lutzgran, er det umulig å sikkert identifisere opphavet til småplantene. Dette gjelder hovedsakelig fire av lutzgran-lokalitetene i dette prosjektet (Hov, Gryttingdalen Ø og V, samt Holmsnes SØ). Befaring i felt viste stor variasjon i kongle- og nålekarakterer hos mortrærne, fra klart sitkagran til tydelig lutzgran-preg. Treslagssammensetningen i disse plantefeltene er derfor ikke entydig, selv om treslaget som er plantet offisielt er registrert som sitkagran (Gjermund Pettersen, skogsbrukssjef i Vesterålen, pers. med.). På grunn av de flytende overgangene mellom lutz- og sitkagran har vi samlet genetisk materiale fra alle plantefeltene slik at artsbestemmelsene våre kan etterprøves. Det er gjort en del genetiske studier i den naturlige hybridsonen mellom sitkagran og hvitgran i Nord-Amerika (Bennuah mfl. 2004, Hamilton mfl. 2013a,b, Hamilton og Aitken 2013), og det gir mulighet for å finne DNA-markører for sikker identifikasjon. Inntil videre vil det kanskje være mest hensiktsmessig å kartlegge lutz- og sitkagran under ett (se også Stabbetorp og Aarrestad 2012), med forsøksvis artsbestemmelse. Dette vil være nyttig i en tidlig fase av spredningen, til man ser om de to artene har ulike spredningsmønstre og effekter på omgivelsene. Trolig er det liten forskjell på for eksempel frøets fallhastighet, som er vesentlig for spredning, mellom lutz- og sitkagran. For utarbeiding av kartleggingsmetodikk spiller det liten rolle om treslaget er lutz- eller sitkagran.

Vi fant for øvrig til dels betydelig foryngelse rundt plantefelt som er offisielt registrert som ren lutzgran, for eksempel lokaliteten Holmsnes NV. I tillegg er det registrert foryngelse rundt et offisielt lutzgran-plantefelt 250 m vest for vår lokalitet i Råvollmarka (Gjermund Pettersen, skogsbrukssjef i Vesterålen, pers. med.; se også observasjoner i Artskart [<http://www.artsdatabanken.no/artskart>]) og rundt plantefelt med lutzgran i Bodø (Norsk Botanisk Forening 2015; se også observasjoner i Artskart). På tross av problemer med artsbestemmelse er det derfor ingen tvil om at lutzgran også sprer seg fra plantefelt.

7.2 Vurdering av ulike kartleggingsmetoder

Behovet for kartlegging og overvåking av fremmede arter er stort, både som grunnlag for forvaltning og for å dokumentere om eventuelle forvaltningstiltak har tiltenkt effekt (Sandvik og Sæther 2012). Kartlegging av spredning av fremmedarter kan foregå på ulike måter, på forskjellige skalaer, være heldekkende eller konsentrert i utvalgte områder og resultere i mer eller mindre detaljerte data. Valg av metode kommer først og fremst an på formålet med spredningskartleggingen. Eksempler på aktuelle formål er å få oversikt over spredningsomfanget, overvåking over tid og identifisering av mulige spredningskilder. Forskjellige metoder har ulike styrker og svakheter og egner seg derfor til ulike formål. Alle metodene krever imidlertid personell som kan gjenkjenne artene i felt. Erfaringer fra dette prosjektet viser at artsbestemmelse av småplanter av fremmede bartrær kan være vanskelig. Tilsvarende vil bruk av fjernmåling kreve erfarne bil-detolkere.

7.2.1 Feltkartlegging

Feltkartlegging, enten alene eller som validering av fjernmåling, er helt nødvendig for kartlegging av spredning av fremmede arter. For at feltkartleggingen skal bli mest mulig kostnadseffektiv, kan en form for utvalgskartlegging være et alternativ til totalkartlegging. Simuleringen av ulike

kartleggingsmetoder viste imidlertid at for spredning av vrifuru og lutzgran fra klart avgrensede kilder, er totalkartlegging innenfor et avgrenset område trolig den beste metoden.

Simulering av datainnsamling i tilfeldige ruter viste at et stort antall ruter er påkrevd for å få pålitelige spredningsestimater, noe som er svært tid- og arbeidskrevende. For transekt-baserte metoder viste simuleringene at transekter vinkelrett på kanten av plantefeltet egnet seg bedre til spredningskartlegging enn parallelle transekter. På tvers av lokaliteter fanget vinkelrette transekter opp gjennomsnittlig spredningsavstand med relativt lavt tidsforbruk. Imidlertid underestimerte metoden «halen» av foryngelse, og mellom lokaliteter varierte resultatene i svært stor grad. Dette skyldes trolig at foryngelsen ikke er jevnt fordelt, men har ulik etableringssuksess i ulike naturtyper. I et heterogent landskap, der foryngelsen hovedsakelig finnes i visse naturtyper med høy etableringssannsynlighet, vil tilfeldigheter avgjøre om et transekt «treffer» områder med foryngelse og dermed om spredningen over- eller underestimeres. På samme måte vil tilfeldigheter avgjøre om transektene fanger opp de ulike naturtypene. I en totalkartlegging vil, ideelt sett, all spredning og alle naturtyper registreres. I mer homogene områder ville utvalgskartlegging fungert bedre, men helt homogene landskaper er svært sjeldne. Dersom man ønsker å studere både spredningsavstander og hvilke naturtyper spredningen skjer til, er derfor totalkartlegging den beste metoden.

Dersom området som skal kartlegges er veldig stort, vil totalkartlegging bli uforholdsmessig tidkrevende. Både våre funn og funnene til Nygaard mfl. (1999, 2015) viser imidlertid at de fleste selvsådde trær dukker opp innen noen titalls meter fra morbestandet, unntaksvis over hundre meter når spesielle forhold for spredning og etablering er tilstede. Korte spredningsavstander tilsier at kartlegging i relativt begrensede områder, for eksempel 0,5x0,5 km som i dette prosjektet, fanger opp mesteparten av spredningen rundt et plantefelt. Når målet er å kartlegge kortdistansespredning, vil arealet som skal kartlegges derfor være begrenset, og dermed blir totalkartlegging overkommelig. Langdistansespredning vil være vanskelig å fange opp uavhengig av metode.

Anbefalingen om bruk av totalkartlegging står i motsetning til tidligere studier som anbefaler transekt-baserte metoder for kartlegging av spredning av fremmede arter (Skarpaas mfl. 2005, Rew mfl. 2006, Sandvik og Sæther 2012). For eksempel viste Rew mfl. (2006) at bruk av transekter fanger opp romlig fordeling på en god måte, samtidig som gangtid og tidsforbruk reduseres. De simulerte imidlertid kartlegging innenfor 10x10 km ruter, et mye større areal enn det som er aktuelt ved kartlegging av spredning av fremmede bartrær. På den skalaen vil utvalgskartlegging være nødvendig ettersom totalkartlegging blir uoverkommelig. Transekter og andre former for utvalgskartlegging egner seg også godt til overvåking av spredning fra plantefelt, hvor man ønsker å komme tilbake til samme punkt flere ganger. Også Sandvik og Sæther (2012) anbefaler bruk av transekter til overvåking av fremmede arter. Da er ikke målsetningen å finne alle selvsådde individer, men å studere endring over tid. Ved overvåking er det viktig å legge transektene ikke bare der selvsådde individer allerede har etablert seg, men også inkludere «nullruter» for å kunne fange opp om spredningen skjer til nye områder (se også Sandvik og Sæther 2012).

7.2.2 Fjernmåling

Fjernmåling alene er ingen universalløsning for kartlegging av spredning av fremmede bartrær. Ifølge Bradley (2014) er fjernmåling først og fremst nyttig for å oppdage store konsentrasjoner av fremmede arter. Det kreves med andre ord en viss tetthet og størrelse på selvsådde trær før de kan detekteres ved hjelp av fjernmåling. Erfaringer fra dette prosjektet tilsier at spredningen av vrifuru og lutzgran fra plantefelt i hovedsak dreier seg om små, spredtstilte trær, og derfor vil kartlegging ved bruk av fjernmåling ikke være mulig. Hvis spredningen får fortsette uhindret og selvsådde trær får vokse seg store, kan fjernmåling etter hvert tas i bruk i større grad og vil da sannsynligvis være kostnadsbesparende sammenlignet med tradisjonell feltkartlegging. Bruk av droner er i så fall trolig den mest aktuelle av de vurderte metodene, ettersom den kombinerer høy bakkeoppløsning med stor grad av presisjon.

Hvor tidlig i et spredningsforløp fjernmåling kan tas i bruk, avhenger av hvor enkelt det er å skille selvsådde individer av fremmede bartrær fra naturlig forekommende treslag. Som nevnt i kapittel 6, vil det trolig være mer aktuelt å bruke fjernmåling for kartlegging av gran-arter på Vestlandet, hvor gran ikke forekommer naturlig, enn å skille furu og vrifuru på Østlandet. Om det er mulig å skille plantet gran, sitkagran og lutzgran på Vestlandet er imidlertid usikkert. Hvis formålet med kartleggingen er å detektere fremmede bartrær generelt, er mulighetene større enn hvis man er interessert i én spesiell art. Bruk av IR-bilder kan trolig lette artsbestemmelsene. Hvor enkelt det er å artsbestemme fremmede bartreslag ved hjelp av fjernmåling, vil også variere med omkringliggende naturtyper. Trolig vil spredning til åpne områder som myr og kystlynghei kunne fanges opp av ulike former for fjernmåling (selv om korrekt artsbestemmelse er vanskelig), mens spredning til skog kun kan registreres ved feltkartlegging. Ørka og Hauglin (i trykk) anbefaler en kombinasjon av LiDAR og hyperspektrale bilder, metoder som ikke er vurdert i dette prosjektet, til kartlegging av foryngelse. Generelt bør bruk av fjernmåling til kartlegging av spredning av fremmede bartrær testes ut før endelige konklusjoner trekkes om hva som er mulig å detektere.

Ulike former for fjernmåling kan imidlertid allerede nå være nyttige supplerende verktøy for forvaltningen. Hvis formålet er å kartlegge og/eller fjerne selvsådde trær, er flybilder et godt og kostnadseffektivt planleggingsverktøy som kan brukes til identifikasjon av plantefeltene og områder med stor sannsynligheten for å finne selvsådde individer. Bruk av standardiserte oversiktsbilder eller bilder tatt fra drone forutsetter bruk av personell i felt og vil være lite kostnadseffektivt i en planleggingsfase. Hvis formålet derimot er å overvåke spredning over tid, kan både standardiserte oversiktsbilder, dronebilder og flybilder benyttes. Oversiktsbilder kan tas fra samme posisjon og i samme retning med et visst antall års mellomrom, droner kan fly den samme ruta med jevne mellomrom (se Hagen mfl. 2015 for et eksempel fra overvåking av myr), og flybilder tas jevnlig gjennom omløpsfotograferingen. Hvilken metodikk som er mest hensiktsmessig vil variere med arealet som skal overvåkes: standardiserte oversiktsbilder og bilder tatt fra drone vil gi god oversikt på relativt liten skala, mens flybilder dekker langt større områder. Se for øvrig Erikstad mfl. (2011) for bruk av flybilder til generell overvåking av natur og Ørka og Hauglin (i trykk) for bruk av satellittbaserte data til identifisering av plantefelt med fremmede bartrær.

All bruk av fjernmåling krever imidlertid større eller mindre grad av feltvalidering (Bradley 2014, se også Erikstad mfl. 2011 og Ørka og Hauglin i trykk). Berstad (2014) konkluderer tilsvarende med at «*reell spreiring [av sitkagran] er utfordrende å tolke utan at ein kombinerer flyfototolking med feltarbeid og har kjennskap til historia for området (dvs. kvar det er planta og når)*». Petersen mfl. (2010) har utarbeidet en metodikk for totalkartlegging av vegetasjonstyper i nasjonalparker i Nord-Tyskland ved hjelp av fjernmåling. Deres omfattende protokoll inkluderer fotografering og innhenting av feltdata for å konstruere bildetolkingsalgoritmer, bildeklassifisering og målrettet feltvalidering i etterkant. Bruk av fjernmåling kan høres enkelt ut, men krever altså betydelig innsats i felt for å produsere pålitelige resultater. Petersen mfl. (2010) konkluderer med at fjernmåling ikke kan erstatte feltkartlegging, men at det kan effektivisere kartleggingen og dermed redusere kostnader. Fjernmålingsdata kan for øvrig benyttes til oppskalering til større områder i etterkant av en feltkartlegging.

7.3 Representativitet

Hvis formålet med kartlegging er å skaffe en oversikt over spredning og etablering av fremmede arter på nasjonalt nivå, er det viktig at utvalget av lokaliteter for kartlegging er stort nok og fordelt slik at det representerer naturtypene hvor slike arter kan tenkes å spres.

Resultatene fra dette prosjektet er basert på data fra et begrenset antall plantefelt, valgt ut for å spenne noe av variasjonen i naturtyper vi kan forvente rundt plantefelt med fremmede bartrær. Både antall selvsådde trær og spredningsavstander varierte mye mellom lokaliteter. Variasjonen var også stor når det gjaldt antall naturtyper og fordelingen av disse innenfor lokalitetene. Den store variasjonen mellom lokaliteter hadde innvirkning på simuleringene av ulike kartleggingsmetodikker, hvor resultatene til dels var svært sprikende. Kartlegging av spredning rundt flere

plantefelt ville ha redusert variasjonen og gjort det enklere å trekke konklusjoner på tvers av lokaliteter. Innenfor rammene av prosjektet har vi imidlertid ikke hatt mulighet til å kartlegge spredning rundt flere plantefelt ettersom å lokalisere egnede plantefelt er tidkrevende og innebærer en del forarbeid som vanskelig kan tas på sparket.

Videre tilsier våre erfaringer fra feltkartleggingen at å inkludere noen få plantefelt ekstra ikke hadde hatt så stor innvirkning på resultatene. Variasjonen mellom plantefelt er stor, først og fremst på grunn av ulik fordeling av naturtyper i landskapet. For eksempel vil gjennomsnittlig spredningsavstand i stor grad avhenge av avstanden mellom morbestand og vei eller annen naturtype preget av menneskeskapt forstyrrelse. På samme måte vil antall selvsådde småtrær avhenge av tilstedeværelse av naturtyper med høy etableringssannsynlighet. Store variasjoner mellom lokaliteter er derfor en realitet. For å redusere variasjonen i estimatene måtte antall kartlagte lokaliteter økes dramatisk.

Et annet problem er at uansett hvor mange plantefelt vi hadde inkludert, er det vanskelig å si om utvalget av lokaliteter hadde vært representativt for norske plantefelt. Per i dag finnes ingen nasjonal oversikt over plantefelt med fremmede bartrærarter. Hvis videre kartlegging av spredning av fremmede bartrær skal være representativ, kreves en landsdekkende database over plantefelt med fremmede treslag (se også Sandvik 2012) med informasjon om stedfesting, treslag, alder, størrelse og omkringliggende naturtyper. Når en slik database er etablert, kan et representativt utvalg av plantefeltene plukkes ut for videre kartlegging. Å innhente informasjon om eksisterende plantefelt bør med andre ord prioriteres før ytterligere spredningskartlegging. Ifølge Ørka og Hauglin (i trykk) kan satelittdata brukes for å identifisere områder med høy sannsynlighet for forekomst av plantefelt med fremmede bartrær. Lokalkunnskap, eventuelt i kombinasjon med feltarbeid, er nødvendig for å kvalitetssikre dataene før import til databasen.

7.4 Anbefalt metodikk

Basert på funnene i denne rapporten anbefaler vi totalkartlegging for kartlegging av spredning av fremmede bartrær. Denne metoden vil fange opp spredning selv i områder der foryngelsen er konsentrert i visse naturtyper samtidig som den også eger seg for kartlegging av områder med mer jevn spredning. Siden mesteparten av spredningen av fremmede bartrær foreløpig skjer i umiddelbar nærhet av morbestandet, som vist av både oss og Nygaard mfl. (1999, 2015), vil totalkartlegging i avgrensede områder rundt plantefelt fange opp mesteparten av kortdistansespredningen. Merk at denne metoden ikke vil fange opp tilfeldig langdistansespredning, som kan gi foryngelse flere kilometer fra morbestandet (Stabbetorp og Nygaard 2005, Sandvik 2012). Slik langdistansespredning vil på nåværende tidspunkt være svært vanskelig å kartlegge systematisk. På sikt, med økt kunnskap om hvordan selvsådde trær fordeler seg rundt plantefelt, vil noe lengre spredning kanskje kunne fanges opp med mer målrettede kartleggingsmetoder (Skarpaas mfl. 2005, Bullock mfl. 2006).

Før videre kartlegging igangsettes må formålet med kartleggingen avklares (se også Ørka og Hauglin i trykk). Dette vil blant annet påvirke utvalget av plantefelt og hvor detaljerte data som bør samles inn. Generelt bør kartleggingen foregå på et utvalg av lokaliteter som representerer naturtyper og landskap som bartrærne har blitt introdusert til. Hvis innhenting av kunnskap om invasjonspotensial (se Gederaas mfl. 2012) er hovedformålet med kartleggingen, vil små, isolerte plantefelt være best egnet. Da vil man med sikkerhet kjenne opphavet til all foryngelse og med stor sannsynlighet registrere all kortdistansespredning. Videre vil innsamling av detaljerte data om selvsådde trær, for eksempel fertilitet og alder på fertile individer, være viktig for estimering av videre spredning. Hvis kartlegging av økologisk effekt (se Gederaas mfl. 2012) er viktigst, bør utvalget av plantefelt omfatte lokaliteter med ulike naturtyper. Hvor detaljert naturtypekartleggingen skal være, vil igjen avhenge av om man er interessert i spesifikke typer, for eksempel rødlistede naturtyper (Lindgaard og Henriksen 2011), eller mer generelle mønstre. Uavhengig av formålet vil innsamling av mer detaljerte data kreve større innsats både i felt og i etterkant og derfor bli dyrere.

Vår anbefalte metode for kartlegging av spredning av fremmede bartrær krever botanisk/forstlig kompetanse for artsbestemmelse av selvsådde trær, samt kunnskap om naturtypekartlegging etter NiN-systemet. Kunnskapsnivået som kreves vil avhenge av hvor vanskelig det er å skille aktuelle fremmede treslag fra stedegne og hvor detaljert naturtypekartleggingen skal foregå. For øvrig bør den være mulig å ta i bruk av personell med ulik bakgrunn, for eksempel fra Statens naturoppsyn. Før metodikken tas i bruk i stor skala, bør den testes ut på flere lokaliteter og eventuelt justeres. Slik uttesting bør inkludere større plantefelt, plantefelt i mer homogene landskap og plantefelt med andre treslag enn vrifuru og lutzgran, ettersom slike lokaliteter ikke er omfattet av dette prosjektet. Nedenfor følger en detaljert beskrivelse av metoden basert på erfaringer fra vår feltkartlegging.

7.4.1 Forarbeid

I forkant av selve kartleggingen må plantefeltene lokaliseres. Siden en landsdekkende oversikt over hvor fremmede bartrær er plantet ut foreløpig mangler, er lokalkunnskap er viktig for å finne fram til plantefeltene. Når plantefeltene som skal kartlegges er identifisert, avgrenses lokaliteten der selve kartleggingen skal foregå. Siden plantefelt kan variere i størrelse, vil en fast lokalitetsstørrelse ikke fungere i alle områder. Vi anbefaler derfor at kartleggingen foregår 200 meter fra kanten av plantefeltet, uavhengig av størrelsen på morbestandet. En lokalitet avgrenses derfor som en firkantet rute der alle sider ligger omtrent 200 meter fra kanten av plantefeltet. Siden plantefelt ofte har ujevn form, vil den nøyaktige avstanden variere noe. Deretter skisseres et grovt naturtypekart for lokaliteten, fortrinnsvis digitalt for å minske arbeidsmengden ved senere digitalisering. Vi fant at dette var en effektiv måte for å redusere tidsforbruk i felt, og naturtypekartene krevde bare små justeringer i etterkant.

7.4.2 Feltarbeid

I felt registreres først og fremst om trærne i plantefeltet bærer kongler. Hvis de potensielle mortrærne ikke er fertile, er kartlegging av spredning meningsløs. Videre anslås gjennomsnittlig tetthet av trær i plantefeltet ved å telle opp antall trær i minimum tre 10×10 m ruter. Til slutt anslås morbestandets alder, enklest ved bruk av boniteringstabeller eller boring i brysthøyde (1,3 m). Merk at for en del fremmede treslag vil boniteringstabeller for norske forhold ikke være tilgjengelig. Dersom hensikten med kartleggingen er å forbedre datagrunnlaget for spredningsmodeller, bør gjennomsnittlig høyde på mortrær også anslås.

Rundt plantefeltet registreres GPS-posisjonen til alle enkelttrær av det aktuelle treslaget. I utgangspunktet registreres all foryngelse med unntak av årets frøplanter. Men dersom artsbestemmelse er vanskelig, som i tilfellet med småplanter av furu og vrifuru, kan det være hensiktsmessig å bare kartlegge større individer, for eksempel trær over 30 eller 50 cm. Dette må i så fall noteres. Dersom flere trær står tett, kan alle trær innenfor en 5×5 m rute registreres som gruppe, med ett felles GPS-punkt i sentrum av ruta. Antall trær i gruppa noteres. Dersom tettheten av selvsådde trær innenfor et område på mer enn 10×10 m (tilsvarende fire grupper) er så stor at telling av enkelttrær blir uoverkommelig, kan området kartlegges som polygon. Tettheten av trær innenfor hvert polygon skal være jevn, og polygonet må tegnes inn på medbragt kart eller flybilde. Antall trær per polygon estimeres ved å ta stikkprøver hvor alle trær telles opp i minimum tre 1×1 m ruter tilfeldig plassert innenfor polygonet. I utgangspunktet er det ønskelig med registreringer av enkelttrær eller grupper hvis foryngelsen ikke er veldig tett.

For enkelttrær registreres trehøyde (til nærmeste hele meter) og om treet har kongler. Alder på fertile trær anslås ved telling av greinkranser (se Landsskogtakseringen 2008). Fertilitet er avgjørende for eventuell videre spredning, og det er derfor viktig å vite når selvsådde trær begynner å sette kongler. For grupper og polygoner anslås andel trær innenfor hvert høydeintervall, om konglebærende trær forekommer og hvor gamle disse er.

Parallelt med kartleggingen av foryngelse ferdigstilles naturtypekartet. Vi anser det som mest hensiktsmessig å bruke en relativt grov naturtypeinndeling. Fininndeling vil fange opp småskala variasjon, men vil være svært tidkrevende og gjøre det vanskelig å trekke generelle konklusjoner

om hvilke naturtyper som er sårbare for spredning. Vi anbefaler derfor kartlegging på for eksempel NiN-hovedtypenivå (Bryn og Halvorsen 2015). Dersom det er et uttalt mål å kartlegge spredning til for eksempel rødlistede naturtyper, er en mer detaljert NiN-kartlegging nødvendig. Eventuelt kan en kartlegging på hovedtypenivå suppleres med kommentarer om rødlistede typer inngår. Videre er det viktig å få fram forstyrrede arealer som veikanter o.l., ettersom foryngelsen ofte er stor der.

7.4.3 Etterarbeid

I etterkant av feltarbeidet digitaliseres spredningsdata og naturtypekart. Hvis noe av foryngelsen er kartlagt som polygon, genereres tilfeldige punkter innenfor polygonet (like mange punkter som estimert antall trær). Datasettet kan deretter benyttes til å beregne variabler av interesse, for eksempel antall selvsådde trær, ulike mål på spredningsavstand og etableringssannsynlighet i ulike naturtyper.

Omfattende kartlegging rundt mange plantefelt vil gi økt kunnskap om sprednings- og etableringsprosesser hos fremmede bartrær. Dette kan for eksempel danne grunnlag for svartelisting av disse artene i henhold til kriteriene i Gederaas mfl. (2012) og brukes til å målrette tiltak mot spredning, både generelt og i områder eller naturtyper som er særlig utsatt. Dette forutsetter at kartleggingen er utført rundt et representativt utvalg av plantefelt (se kapittel 7.3).

7.5 Fremtidsutsikter

Som regel vil det ta tid før virkningene av en fremmed art manifesterer seg (se for eksempel Mack mfl. 2000). Dette kan skyldes ulike faktorer, men for trær vil den lange generasjonstiden spille en viktig rolle. Det tar som regel flere tiår fra et tre spirer til det setter frø – og ytterligere noen år før spredning forekommer i noen særlig grad. Dermed tar det lang tid før eventuelle negative effekter blir synlige.

De fleste av dagens plantefelt med fremmede bartrær er relativt unge – gjennomsnittsalderen på de undersøkte plantefeltene i dette prosjektet var 48 år – og trolig ser vi derfor bare begynnelsen av spredningen av disse artene (Nygaard og Stabbetorp 2006). Etter at de utplantede trærne når fertil alder (Figur 19), vil den akkumulerte mengden spredte frø øke fra år til år og føre til økt spredning ettersom sannsynligheten for etablering øker med antall frø. Risiko for og omfanget av spredning øker derfor med tid siden utplanting. Tilsvarende vil et landskap med mange plantefelt ha flere frø i omløp enn mer isolerte forekomster. Hvis selvsådde individer ikke fjernes, vil også de etter hvert begynne å produsere frø, noe som allerede var tilfelle på flere av lokalitetene som ble undersøkt i dette prosjektet. Både vrifuru og lutzgran er for øvrig kjent for å sette kongler i ung alder (Nordbakken 2012, Stabbetorp og Aarrestad 2012). Frøproduksjon hos selvsådde trær øker frømengden ytterligere, og med flere frøkilder øker risikoen for spredning. Når det har gått noen generasjoner, kan «haler» av foryngelse ut fra plantefeltet føre til en eksponensiell økning i arealet av populasjonen og kanskje akselererende spredningsavstander (avhengig av formen på spredningskurven, Kot mfl. 1996). Selv om vrifuru og lutzgran i dag ser ut til å spre seg til naturlige habitater i moderat omfang, er det ingen garanti for at mer omfattende spredning ikke vil finne sted på sikt (se også Nygaard mfl. 1999, Sandvik 2012).

Spredning av fremmede bartrær vil imidlertid variere med omkringliggende naturtyper, som vist for vrifuru og lutzgran, noe som innebærer at videre spredning vil skje raskere i noen typer landskap. På Østlandet er fremmede bartrær, i første rekke vrifuru, hovedsakelig plantet ut i skog-områder. Vi fant at etableringssannsynligheten i skog er lav sammenlignet med andre naturtyper, og dette vil trolig bremse spredning gjennom landskapet. På Vestlandet og i Nordland ble fremmede bartrær benyttet til skogreising og plantet ut i ellers relativt åpne landskap (Nygaard og Stabbetorp 2006, Øyen mfl. 2009). Vi fant at sannsynligheten for etablering er større i åpen vegetasjon (se også Sandvik 2012 og Berstad 2014), så trolig vil videre spredning fra plantefelt gå raskere på Vestlandskysten og i Nordland enn på Østlandet.

Arealbruk vil også kunne påvirke spredningen av fremmede bartrær. For eksempel vil hogst i nærheten av plantefelt med fremmede treslag kunne gi gode spirings- og etableringsmuligheter. Tilsvarende vil skogbrann kunne utløse frigjøring av frø fra serotine kongler hos vrifuru med påfølgende gunstige forhold for spiring og etablering i brannfeltet. Hos gran-arter varierer frøsetting mye fra år til år. Hvis et godt frøår sammenfaller med storskala forstyrrelse som hogst eller skogbrann i herskende vindretning, kan etableringen av fremmede gran-arter bli betydelig. Slik episodisk foryngelse kan gi opphav til nye populasjoner av fremmede treslag som i neste omgang vil produsere store mengder frø og øke spredningen ytterligere. Men det er ikke bare storskala forstyrrelser som hogst og skogbrann som kan føre til økt spredning. Også mindre forstyrrelser kan øke etableringen av småtrær. Blant annet fant vi foryngelse av vrifuru i kjørespor.



Figur 19. Rikelig konglesetting i plantefelt med lutzgran på Holmsnes, Hadsel kommune, Nordland. Foto: H. Gajda.

Ettersom vi foreløpig er tidlig i spredningsforløpet for fremmede bartrær i Norge, samt at vi har lite kunnskap om det totale reproduksjonspotensialet både til mortrær og selvsådde individer, er det vanskelig å beregne langsiktig spredningshastighet for de aktuelle artene nøyaktig. Videre kartlegging av kortdistansespredning vil gi bedre informasjon om spredningsomfang og spredningsmønstre, samt hvilke naturtyper som er mest sårbare. I tillegg vil overvåking (gjentatt kartlegging) av spredning være nødvendig for å estimere hastigheten på etableringsprosesser (overlevelse, reproduksjon, videre spredning) i ulike naturtyper. Utvalgskartlegging kan med fordel benyttes til dette. Kartlegging av kortdistansespredning og overvåking av spredningshastighet bør kombineres med studier av økologisk effekt (se for eksempel Stabbetorp og Nygaard 2005, Nygaard og Stabbetorp 2006, Saure 2012, 2014, Aarrestad mfl. 2013, Hilmo mfl. 2014). Til sammen vil dette gi et godt grunnlag for risikovurdering av de ulike bartreartene.

Selv om dagens kunnskap er begrenset, tilsier føre-var-prinsippet at etablering av fremmede bartrær bør kontrolleres for å hindre ytterligere spredning. Nygaard mfl. (2015) konkluderer med at spredning av vrifuru kan kontrolleres med «enkle skjøtselstiltak». Også Nygaard mfl. (1999) og Sandvik (2012) kommer med en rekke forslag til hvordan spredning av fremmede bartrær kan

forhindres, inkludert fjerning av småtrær, forbud mot arter som sprer seg i svært stor grad og planting kun i områder hvor risikoen for spredning er liten. Erfaringer fra dette prosjektet tilsier at foreløpig er antall selvsådde individer i de fleste tilfeller begrenset og at fjerning av småtrær derfor er overkommelig. Kunnskap om etableringssannsynligheter og hastigheten på etableringsprosessene i ulike naturtyper vil være viktig for å målrette tiltak mot videre spredning.

8 Konklusjon og anbefalinger

Vrifuru og lutzgran spredte seg hovedsakelig til habitater preget av menneskeskapt forstyrrelse, men forekom også i naturlige og semi-naturlige habitater, inkludert rødlistede naturtyper. Siden de fleste plantefeltene er relativt unge, er det grunn til å forvente økt spredning av fremmede bartrær i de landskap vi har undersøkt. Disse artene er allerede spredt til store områder gjennom målrettet utplanting, så spredningskildene er mange. Imidlertid mangler en landsdekkende oversikt over plantefelt med fremmede treslag, noe som gjør det vanskelig å vite hvor spredning kan finne sted. Vi anbefaler å opprette en nasjonal database over plantefelt med fremmede treslag som utgangspunkt for videre kartlegging av spredning av alle fremmede bartrearter.

Før videre kartlegging settes i gang, må imidlertid formålet avklares, da ulike formål vil kreve ulike kartleggingsmetodikk. Er hensikten å beregne spredningsavstander og -hastigheter (invasjons-potensial)? På tvers av naturtyper eller i bestemte, for eksempel truede, naturtyper? Eller er hensikten å måle virkninger av spredning (økologisk effekt)? Kartlegging kan også danne grunnlag for overvåking, iverksetting av tiltak eller evaluering av allerede gjennomførte tiltak.

Basert på kartleggingen av vrifuru og lutzgran, har vi utarbeidet en generell metodikk for kartlegging av kortdistansespredning av fremmede bartrær fra plantefelt. Siden spredningen foreløpig stort sett er lokal, anbefaler vi totalkartlegging av foryngelse i et avgrenset område rundt plantefeltene. Totalkartlegging vil fange opp spredningsavstander og etablering i ulike naturtyper i heterogene landskap, samtidig som metoden kan brukes i områder med mer jevn spredning. Det er foreløpig usikker om fjernmåling, for eksempel bilder tatt fra drone, kan benyttes til spredningskartlegging. Dette bør testes ut.

Boks 5. Kortfattet metodikk for kartlegging av spredning av fremmede bartrær

1. Forarbeid
 - Lokalisere aktuelle plantefelt
 - Avgrense lokalitetene som skal kartlegges
 - Skissere naturtypekart
2. Feltarbeid
 - Registrere tetthet, alder og eventuelt høyde på morbestandet
 - Ta GPS-posisjon til alle enkelttrær og grupper av trær
 - Registrere høyde, fertilitet, alder på fertile trær og evt. antall trær i gruppe
 - Ferdigstille naturtypekartet
3. Etterarbeid
 - Digitalisere spredningsdata og naturtypekart

Til sist anbefaler vi å kombinere kartlegging av kortdistansespredning med overvåking for å studere hastigheten på etableringsprosesser i ulike naturtyper. Studier av økologisk effekt av fremmede bartrær bør utføres parallelt. Til sammen vil dette danne et solid kunnskapsgrunnlag for risikovurdering av de ulike bartreartene og eventuelle tiltak for å begrense videre spredning.

9 Referanser

- Aarrestad, P.A., Bendiksen, E., Bjerke, J.W., Brandrud, T.E., Hofgaard, A., Rusch, G. og Stabbetorp, O.E. 2013. Effekter av treslagsskifte, treplantning og nitrogen gjødsling i skog på biologisk mangfold. Kunnskapsgrunnlag for å vurdere skogtiltak i klimasammenheng. NINA Rapport 959. - Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Aarrestad, P.A., Myking, T., Stabbetorp, O.E. og Tollefsrud, M.M. 2014. Foreign Norway spruce (*Picea abies*) provenances in Norway and effects on biodiversity. NINA Report 1074. - Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Bennuah, S.Y., Wang, T. og Aitken, S.N. 2004. Genetic analysis of the *Picea sitchensis* x *glauca* introgression zone in British Columbia. - Forest Ecology and Management 197: 65-77.
- Berstad, Å.-B. 2014. Endringer i eit vestnorsk kystlandskap som følgje av planting og naturleg forynging av sitkagran (*Picea sitchensis*): ein landskapsøkologisk og metodisk studie. - Masteroppgave, Høgskulen i Sogn og Fjordane, Sogndal.
- Bradley, B.A. 2014. Remote detection of invasive plants: a review of spectral, textural and phenological approaches. - Biological Invasions 16: 1411-1425.
- Bryn, A. og Halvorsen, R. 2015. Veileder for kartlegging av terrestrisk naturvariasjon etter NiN 2.0. Veileder versjon 2.0.0a. - Naturhistorisk Museum, Universitetet i Oslo, Oslo.
- Bullock, J.M., Shea, K. og Skarpaas, O. 2006. Measuring plant dispersal: an introduction to field methods and experimental design. - Plant Ecology 186: 217-234.
- Direktoratet for naturforvaltning 2007. Kartlegging av naturtyper – verdisetting av biologisk mangfold. DN-håndbok 13. - Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
- Engelmark, O., Sjöberg, K., Andersson, B., Rosvall, O., Ågren, G.I., Baker, W.L., Barklund, P., Björkman, C., Despain, D.G., Elfving, B., Ennos, R.A., Karlman, M., Knecht, M.F., Knight, D.H., Ledgard, N.J., Lindelöw, Å., Nilsson, C., Peterken, G.F., Sörlin, S. og Sykes, M.T. 2001. Ecological effects and management aspects of an exotic tree species: the case of lodgepole pine in Sweden. - Forest Ecology and Management 141: 3-13.
- Erikstad, L., Strand, G.-H., Bentzen, F. og Salberg, A.-B. 2011. Arealrepresentativ overvåking basert på fjernanalyse. Flyfototolkning i fjell og myrnatur. NINA-rapport 743. - Norsk institutt for naturforskning, Oslo.
- Gederaas, L., Moen, T.L., Skjelseth, S. og Larsen, L.-K. (red.) 2012. Fremmede arter i Norge – med norsk svarteliste 2012. - Artsdatabanken, Trondheim.
- Gjengedal, M. og Robertsen, H. 2012. Landskapsendringer som følge av planting og spredning av sitkagran. En landskapsøkologisk studie av tre områder i Austrheim og Radøy kommuner 2012. - Bacheloroppgave, Høgskulen i Sogn og Fjordane, Sogndal.
- Hagen, D., Aarrestad, P.A., Kyrkjeeide, M.O., Foldvik, A., Myklebost, H.E., Hofgaard, A., Kvaløy, P. og Hamre, Ø. 2015. Myrrestaurering 2015. Etablering av overvåkingsmetodikk for vegetasjon og grunnlagsanalyse før restaurering på Kaldvassmyra, Aurstadmåsan og Midt fjellmosen. NINA Rapport 1212. - Norsk institutt for naturforvaltning, Trondheim.
- Halvorsen, R., Bryn, A., Erikstad, L. og Lindgaard, A. 2015. Natur i Norge – NiN. Versjon 2.0.0. - Artsdatabanken, Trondheim. <http://www.artsdatabanken.no/nin>.

- Hamilton, J.A. og Aitken, S.N. 2013. Genetic and morphological structure of a spruce hybrid (*Picea sitchensis* \times *P. glauca*) zone along a climatic gradient. - American Journal of Botany 100: 1651-1662.
- Hamilton, J.A., Lexer, C. og Aitken, S.N. 2013a. Differential introgression reveals candidate genes for selection across a spruce (*Picea sitchensis* \times *P. glauca*) hybrid zone. - New Phytologist 197: 927-938.
- Hamilton, J.A., Lexer, C. og Aitken, S.N. 2013b. Genomic and phenotypic architecture of a spruce hybrid zone (*Picea sitchensis* \times *P. glauca*). - Molecular Ecology 22: 827-841.
- Henriksen, S. og Hilmo, O. (red.) 2015. Norsk rødliste for arter 2015. - Artdatabanken, Trondheim.
- Hilmo, O., Hassel, K., Holien, H., Evju, M. og Nygård, M.Ø. 2014. Biodiversitet i plantefelt med gran (*Picea abies*) og i plantefelt med sitkagran (*P. sitchensis*) – en sammenlignende studie. NINA Rapport 1031. - Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Ihse, M. 2007. Color infrared aerial photography as a tool for vegetation mapping and change detection in environmental studies of Nordic ecosystems: a review. - Norsk Geografisk Tidsskrift 61: 170-191.
- Joshi, C., de Leeuw, J. og van Duren, I.C. 2004. Remote sensing and GIS applications for mapping and spatial modelling of invasive species. - Proceedings of ISPRS 35: 669-677.
- Katul, G.G., Porporato, A., Nathan, R., Siqueira, M., Soons, M.B., Poggi, D., Horn, H.S. og Levin, S.A. 2005. Mechanistic analytical models for long-distance seed dispersal by wind. - The American Naturalist 166: 368-381.
- Kot, M., Lewis, M.A. og van den Driessche, P. 1996. Dispersal data and the spread of invading organisms. - Ecology 77: 2027-2042.
- Landsskogtakseringen 2008. Landsskogtakseringens feltinstruks 2008. Håndbok fra Skog og Landskap 05/08. - Skog og Landskap, Ås.
- Lindgaard, A. og Henriksen, S. (red.) 2011. Norsk rødliste for naturtyper 2011. - Artsdatabanken, Trondheim.
- Little, E.L. 1953. A natural hybrid spruce in Alaska. - Journal of Forestry 51: 745-747.
- Mack, R.N., Simberloff, D., Lonsdale, W.M., Evans, H., Clout, M. og Bazzaz, F.A. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. - Ecological Applications 10: 689-710.
- Magnussen, K., Lindhjem, H., Pedersen, S. og Dervo, B. 2014. Samfunnsøkonomiske kostnader ved fremmede arter i Norge: metodeutvikling og noen foreløpige tall. Rapport 52/2014. - Vista Analyse AS, Oslo.
- Millennium Ecosystem Assessment 2005. Ecosystems and human well-being: scenarios, volume 2. Findings of the Scenarios Working Group of the Millennium Ecosystem Assessment. - Island Press, Washington.
- Myers-Smith, I., Hik, D.S., Kennedy, C., Cooley, D., Johnstone, J.F., Kenney, A.J. og Krebs, C.J. 2011. Expansion of canopy-forming willows over the twentieth century on Herschel Island, Yukon Territory, Canada. - Ambio 40: 610-623.

- Nordbakken, J.-F. 2012. Faktaark for vrifuru. Artsdatabankens faktaark ISSN1504-9140 nr. 226. - Artsdatabanken, Trondheim.
- Norsk Botanisk Forening 2015. Rapport for Norsk Botanisk Forening sitt arbeid med fremmede arter i 2015. - Norsk Botanisk Forening, Oslo.
- Nygaard, P.H., Skre, O. og Brean, R. 1999. Naturlig spredning av utenlandske treslag. Oppdragsrapport 19/99. - Norsk institutt for skogforskning, Ås.
- Nygaard, P.H., Nyeggen, H. og Støtvig, S. 2015. Vrifuru i Hedmark. Oppdragsrapport 01/15. - Norsk institutt for skog og landskap, Ås.
- Nygaard, P.H. og Stabbetorp, O. 2006. Økologiske effekter av skogreising. Oppdragsrapport 01/06. - Norsk institutt for skogforskning, Ås.
- Perrings, C., Williamson, M., Barbier, E.B., Delfino, D., Dalmazzone, S., Shogren, J., Simmons, P. og Watkinson, A. 2002. Biological invasion risks and the public good: an economic perspective. - Conservation Ecology 6: 1. www.consecol.org/vol6/iss1/art1/.
- Petersen, J., Dassau, O., Dauck, H.-P. og Janinhoff, N. 2010. Applied vegetation mapping of large-scale areas based on high resolution aerial photographs – a combined method of remote sensing, GIS and near comprehensive field verification. - Wadden Sea Ecosystem 26: 75-79.
- Pimentel, D., Lach, L., Zuniga, R. og Morrison, D. 2000. Environmental and economic costs of nonindigenous species in the United States. - BioScience 50: 53-65.
- Prestø, T., Hagen, D. og Vange, V. 2013. Sembrafuru *Pinus cembra* invaderer bynært kulturlandskap. Eksempel fra Ladehalvøya, Trondheim. - Blyttia 71: 16-26.
- Puliti, S., Ørka, H.O., Gobakken, T. og Næsset, E. 2015. Inventory of small forest areas using an unmanned aerial system. - Remote Sensing 7: 9632-9654.
- QGIS Development Team 2015. QGIS Geographic Information System. - Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>.
- R Core Team 2014. R: a language and environment for statistical computing. - R Foundation for Statistical Computing, Wien, Østerrike. <http://www.R-project.org>.
- Remröd, J. 1977. En produktionsmodell för contortatall i norra och mellersta Sverige. - Sveriges Skogvårdsförbunds Tidskrift, häfte 1, 1977.
- Rew, L.J., Maxwell, B.D., Dougher, F.L. og Aspinall, R. 2006. Searching for a needle in a haystack: evaluating survey methods for non-indigenous plant species. - Biological Invasions 8: 523-539.
- Richardson, D.M., Hui, C., Nuñez, M.A. og Pauchard, A. 2014. Tree invasions: patterns, processes, challenges and opportunities. - Biological Invasions 16: 473-481.
- Richardson, D.M. og Rejmánek, M. 2004. Conifers as invasive aliens: a global survey and predictive framework. - Diversity and Distributions 10: 321-331.
- Richardson, D.M. og Rejmánek, M. 2011. Trees and shrubs as invasive alien species – a global review. - Diversity and Distributions 17: 788-809.

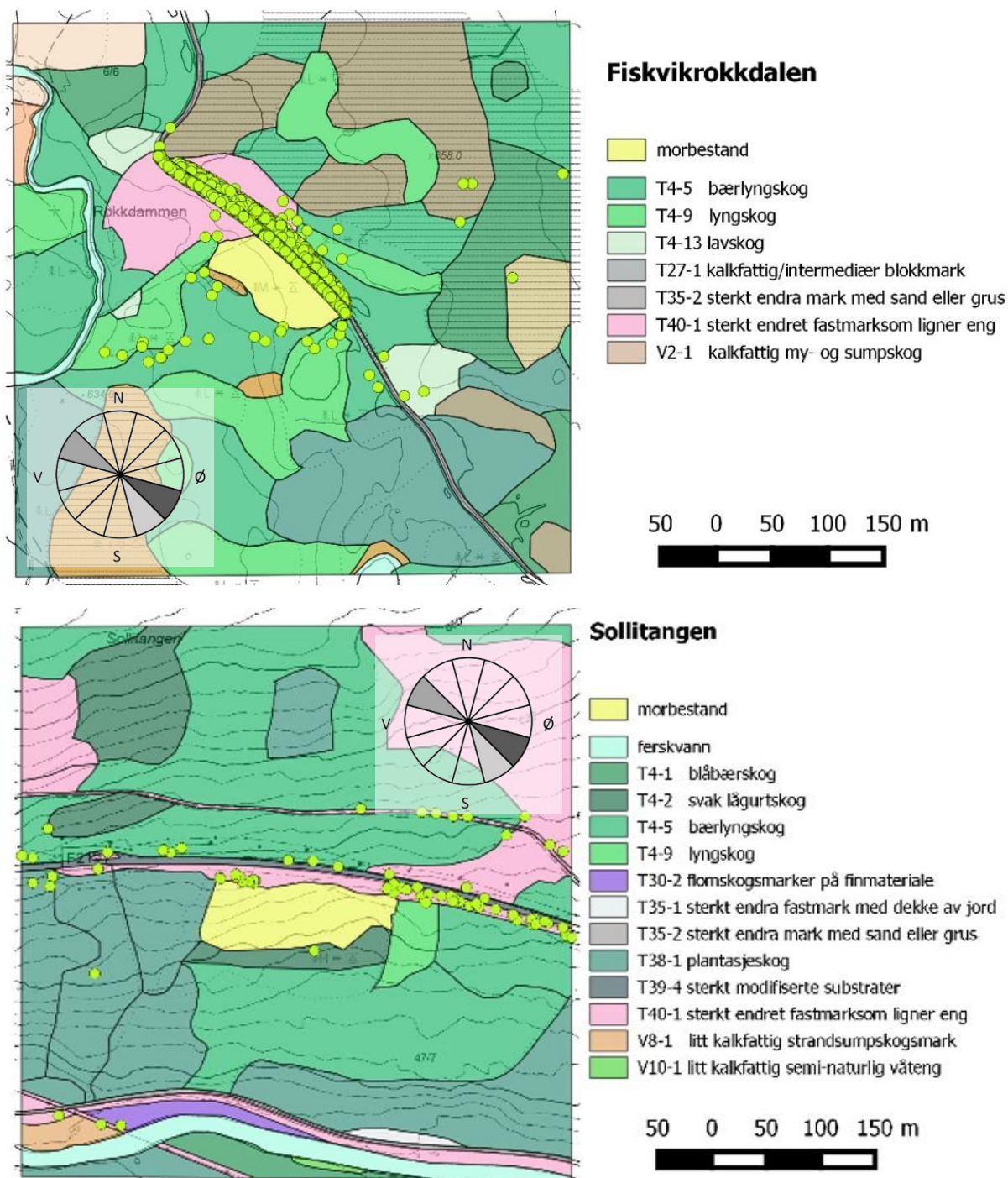
- Richter, L.M. 2015. Spredning av sitkagran *Picea sitchensis* på Stadlandet, Selje kommune. - Bacheloroppgave, Høgskolen i Nord-Trøndelag, Steinkjer.
- Sala, O.E, Chapin III, F.S., Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D.M., Mooney, H.A., Oesterheld, M., Poff, N.L.R., Sykes, M.T., Walker, B.H., Walker, M. og Wall, D.H. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. - Science 287: 1770-1774.
- Sandvik, H. 2012. Kunnskapsstatus for spredning og effekter av fremmede bartrær på biologisk mangfold. DN-utredning 8-2012. - Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
- Sandvik, H. og Sæther, B.E. 2012. Kriterier for kartlegging og overvåking av fremmede arter. DN-utredning 4-2012. - Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
- Saure, H.I. 2012. Impact of native and introduced coniferous species on biodiversity in semi-natural coastal vegetation, western Norway. - Doktoravhandling, Universitetet i Bergen, Bergen.
- Saure, H. 2014. Skogplanting som klimatiltak – litteraturstudie og drøfting med fokus på nordiske tilhøve. - NLA Høgskolen Bergen, bergen.
- Sickel, H., Ihse, M., Norderhaug, A. og Sickel, M.A.K. 2004. How to monitor semi-natural key habitats in relation to grazing preferences of cattle in mountain summer farming areas: an aerial photo and GPS method study. - Landscape and Urban Planning 67: 67-77.
- Skarpaas, O., Shea, K. og Bullock, J.M. 2005. Optimizing dispersal study design by Monte Carlo simulation. - Journal of Applied Ecology 42: 731-739.
- Skarpaas, O. og Shea K. 2007. Dispersal patterns, dispersal mechanisms and invasion wave speeds for invasive thistles. - The American Naturalist 170: 421-430.
- Stabbetorp, O. og Aarrestad, P.A. 2012. Faktaark for sitkagran/lutzgran. Artsdatabankens faktaark ISSN1504-9140 nr. 216. - Artsdatabanken, Trondheim.
- Stabbetorp, O. og Nygaard P.H. 2005. Økologiske effekter av fremmede treslag i kystområdene. I Jonsson, B. og Yoccoz, N.G. (eds.) Økosystemdynamikk: menneskelig påvirkning på biologisk mangfold. NINA temahefte 33: 23-31. - Norsk institutt for naturforvaltning, Trondheim.
- Vellend, M., Brown, C.D., Kharouba, H.M., McCune, J.L. og 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.
- Vié, J.-C., Hilton-Taylor, C. og Stuart, S.N. (red.) 2009. Wildlife in a changing world. An analysis of the 2008 IUCN Red List of Threatened Species. - IUCN, Gland.
- Vilà, M., Basnou, C., Pyšek, P., Josefsson, M., Genovesi, P., Gollasch, S., Nentwig, W., Olenin, S., Roques, A., Roy, D., Hulme, P.E. og DAISIE-partnere 2010. How well do we understand the impacts of alien species on ecosystem services? A pan-European, cross-taxa assessment. - Frontiers in Ecology and the Environment 8: 135-144.
- Whitehead, K. og Hugenholtz, C.H. 2014. Remote sensing of the environment with small unmanned aircraft systems (UASs), part 1: a review of progress and challenges. - Journal of Unmanned Vehicle Systems 2: 69-85.

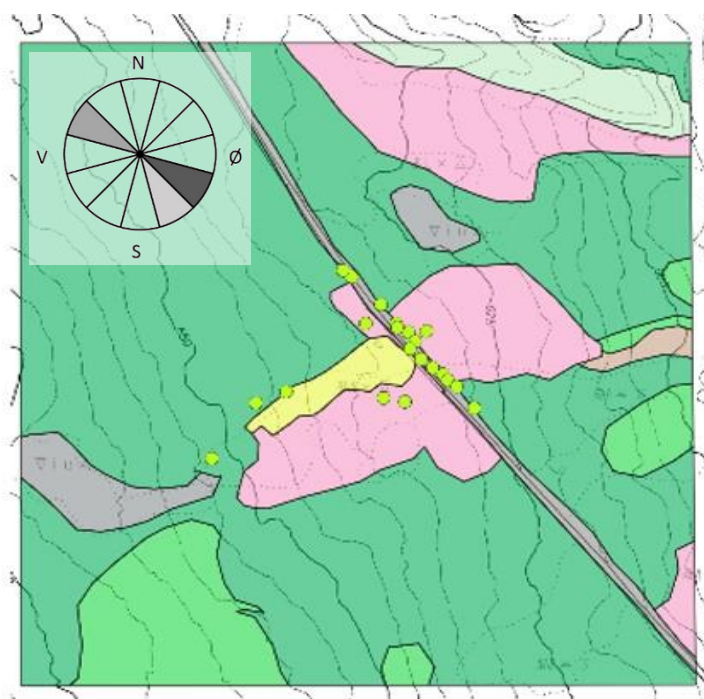
- Whitehead, K., Hugenholtz, C.H., Myshak, S., Brown, O., LeClair, A., Tamminga, A., Barchyn, T.E., Moorman, B. og Eaton, B. 2014. Remote sensing of the environment with small unmanned aircraft systems (UASs), part 2: scientific and commercial applications. - Journal of Unmanned Vehicle Systems 2: 86-102.
- Widenfalk, O. 2015. Contortatall i Sverige. En kunskapssammanställning och riskbedömning. - Rapport Svenska FSC, Uppsala.
- Ørka, H. O. og Hauglin, M. Use of remote sensing for mapping of non-native conifer species. - Norwegian University of Life Sciences, Ås. I trykk.
- Øyen, B.-H., Andersen, H.L., Myking, T., Nygaard, P.H. og Stabbetorp, O.E. 2009. Økologiske egenskaper for noen utvalgte introduserte bartreslag i Norge. Viten fra Skog og Landskap 01/09. - Norsk institutt for skog og landskap, Ås.

Vedlegg

Vedlegg 1: Naturtypekart for de undersøkte lokalitetene

Tegnforklaring og naturtypekart for hver enkelt lokalitet basert på NiN 2.0 (Halvorsen m.fl. 2015). Kartleggingen er gjort i målestokk 1:5000. Forekomst av selvsådde individer eller grupper av vrifuru og lutzgran er markert med gule prikker. Størrelsen på hver lokalitet er 500 x 500 m. Vindrosen i hjørnet viser de tre mest dominerende vindretningene registrert på nærmeste værstasjon: jo mørkere farge, desto hyppigere forekomst av vind fra denne retningen. Vindrosene er forenklete versjoner av vindroser som er tilgjengelig fra Norsk meteorologisk institutt, klima.no. Se Tabell 5 for informasjon om hvilke værstasjoner dataene er hentet fra.

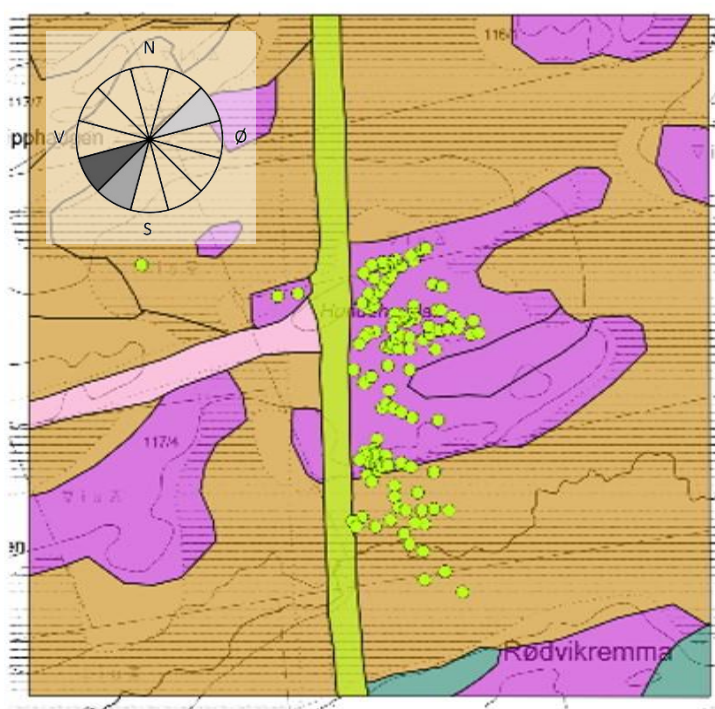




Tomasmyra

- morbestand
- T4-5 bærlyngskog
- T4-9 lyngskog
- T4-13 lavskog
- T27-1 kalkfattig/intermediær blokkmark
- T35-2 sterkt endra mark med sand eller grus
- T40-1 sterkt endret fastmarksom ligner eng
- V2-1 kalkfattig my- og sumpskog

50 0 50 100 150 m



Gulemyrane - Hundhaugan

- morbestand
- T34- 2 kalkfattige kystlyngheier
- T38- 1 plantasjeskog
- T40- 1 sterkt endret fastmark
- V 1- 1 svært og temmelig kalkfattig myrflate

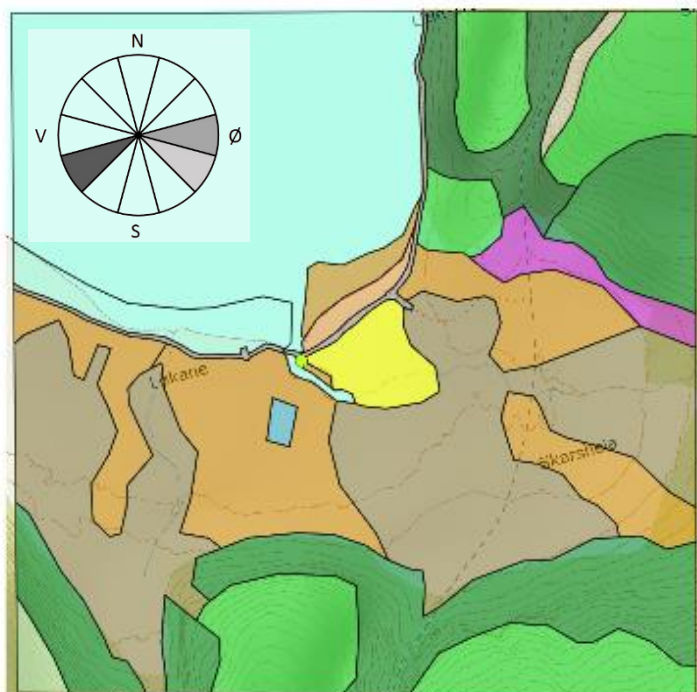
50 0 50 100 150 m



Selvik

- morbestand
- T1-1 lite eksponerte kalkfattige nakne berg
- T4-1 blåbærskog
- T4-9 lyngskog
- T32-1 kalkfattig eng med lite hevd
- T34-2 kalkfattige kystlyngheier
- T38-1 plantasjeskog
- T39-2 blottlagt fast fjell
- T39-4 sterkt modifiserte substrater
- T40-1 sterkt endret fastmarksom ligner eng
- T43-1 sterkt endret fastmark med intensiv hevd
- T45-2 oppdyrket eng med slåttepreg

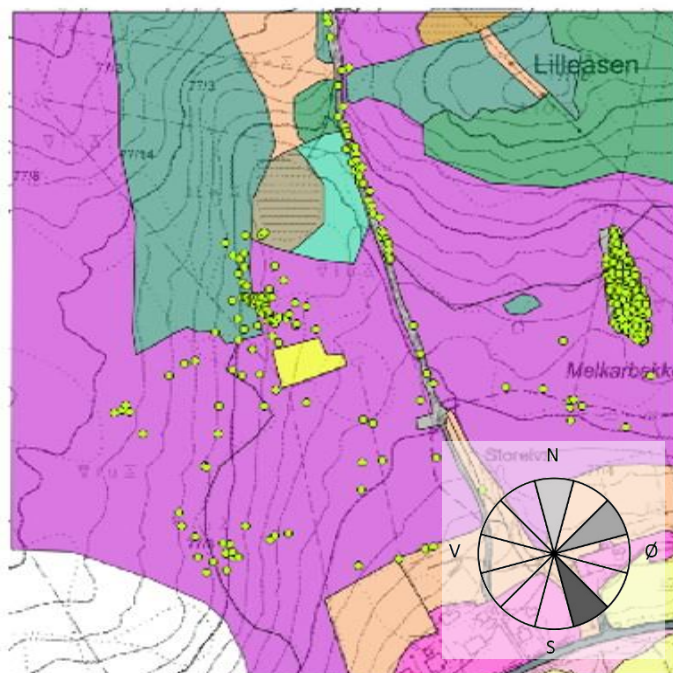
50 0 50 100 150 m



Skarsheia

- morbestand
- ferskvann
- T 1- 1 lite eksponerte kalkfattige nakne berg
- T 4- 1 blåbærskog
- T 4- 2 svak lågurtskog
- T 4- 9 lyngskog
- T 4-13 lavskog
- T34- 2 kalkfattige kystlyngheier
- T35- 2 sterkt endrede mark med sand eller grus
- V 1- 1 svært og temmelig kalkfattig myrflate
- V 3- 2 nedbørsmyrkant
- V 8- 1 litt kalkfattig strandsumpskogsmark
- V11- 1 svært kalkfattig torvtak

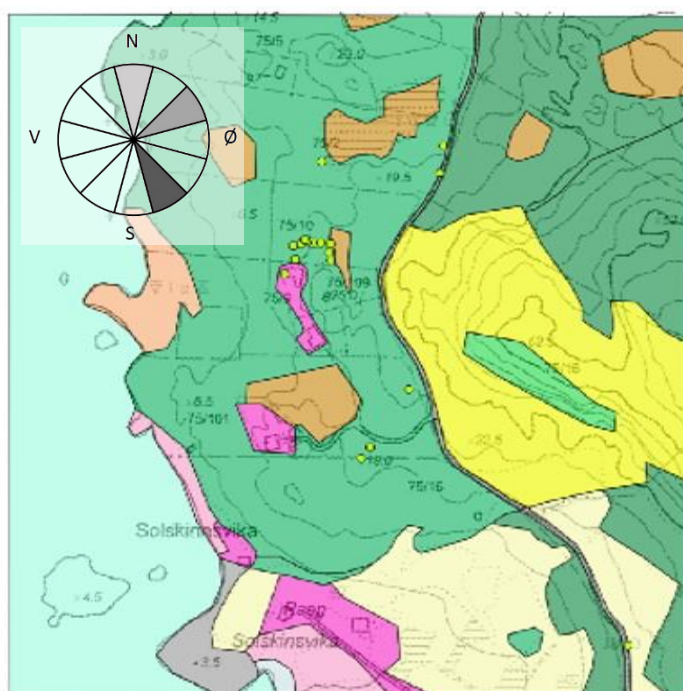
50 0 50 100 150 m



Hov

- morbestand
- T 4- 1 blåbærskog
- T32- 1 kalkfattig eng med lite hevd
- T34- 2 kalkfattige kystlyngheier
- T35- 2 sterkt endrede mark med sand eller grus
- T38- 1 plantasjeskog
- T39- 4 sterkt modifiserte substrater
- T40- 1 sterkt endret fastmark
- T43- 1 sterkt endret fastmark med intensiv hevd
- T44- 1 åker
- V 1- 1 svært og temmelig kalkfattig myrflate
- V 3- 2 nedbørsmyrkanter
- V12- 1 grøftet svært kalkfattig jordvannsmyr

50 0 50 100 150 m

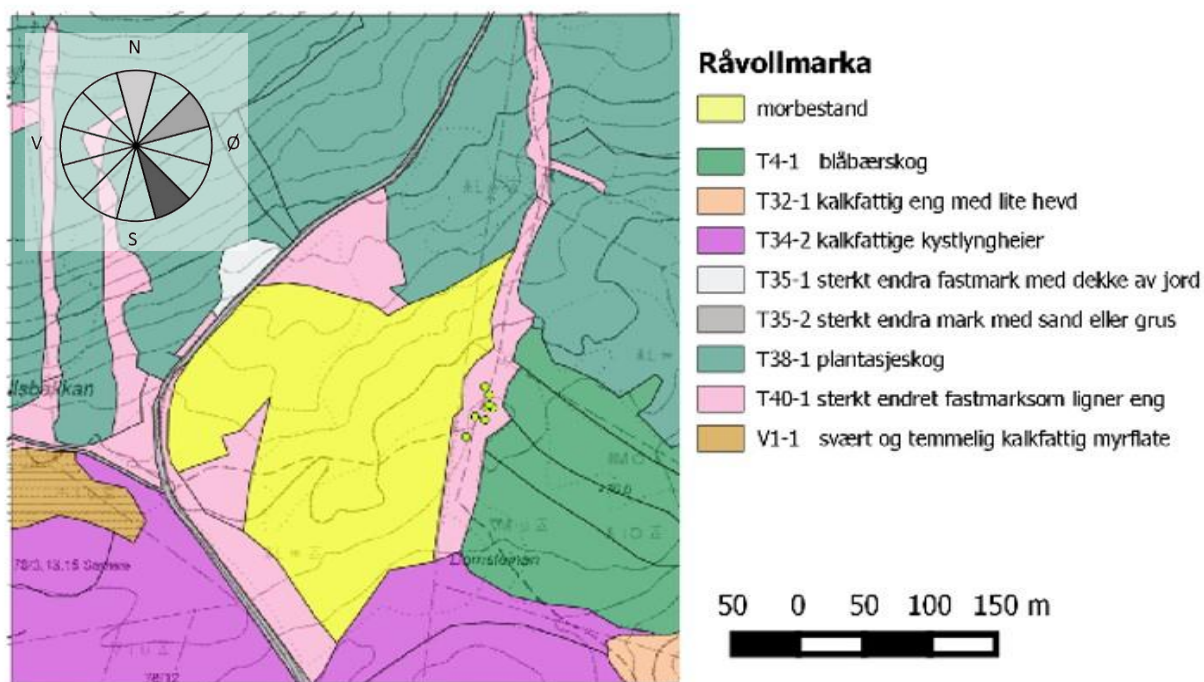
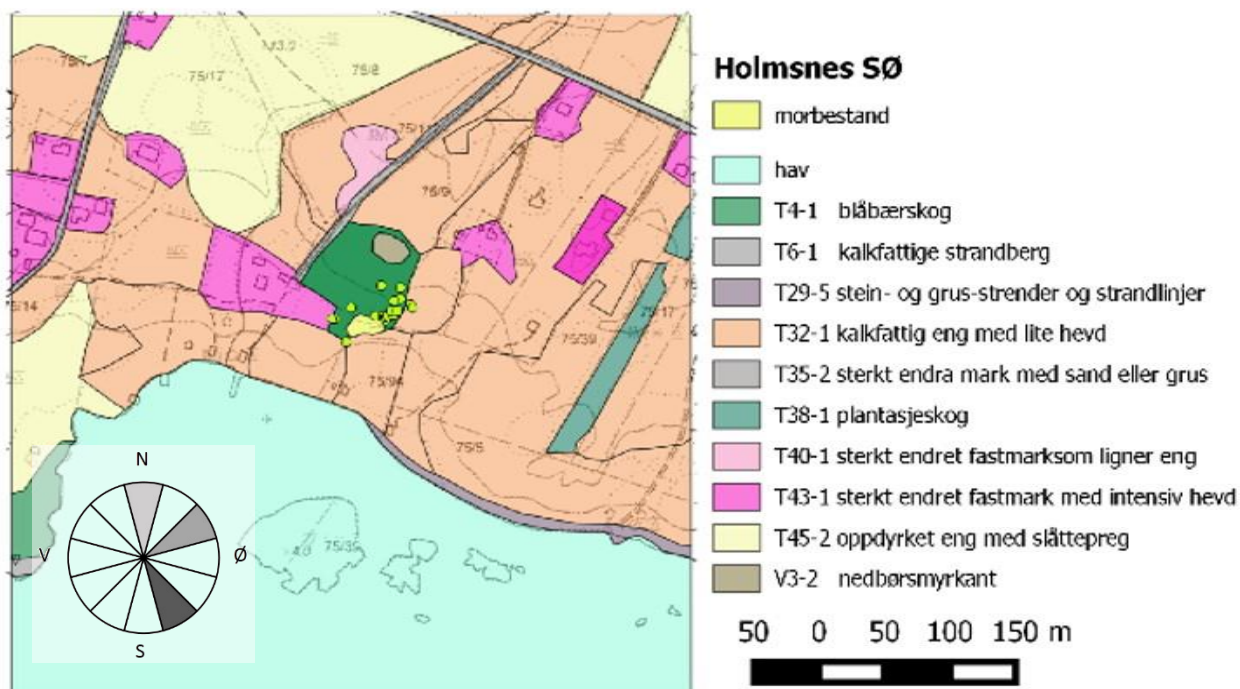


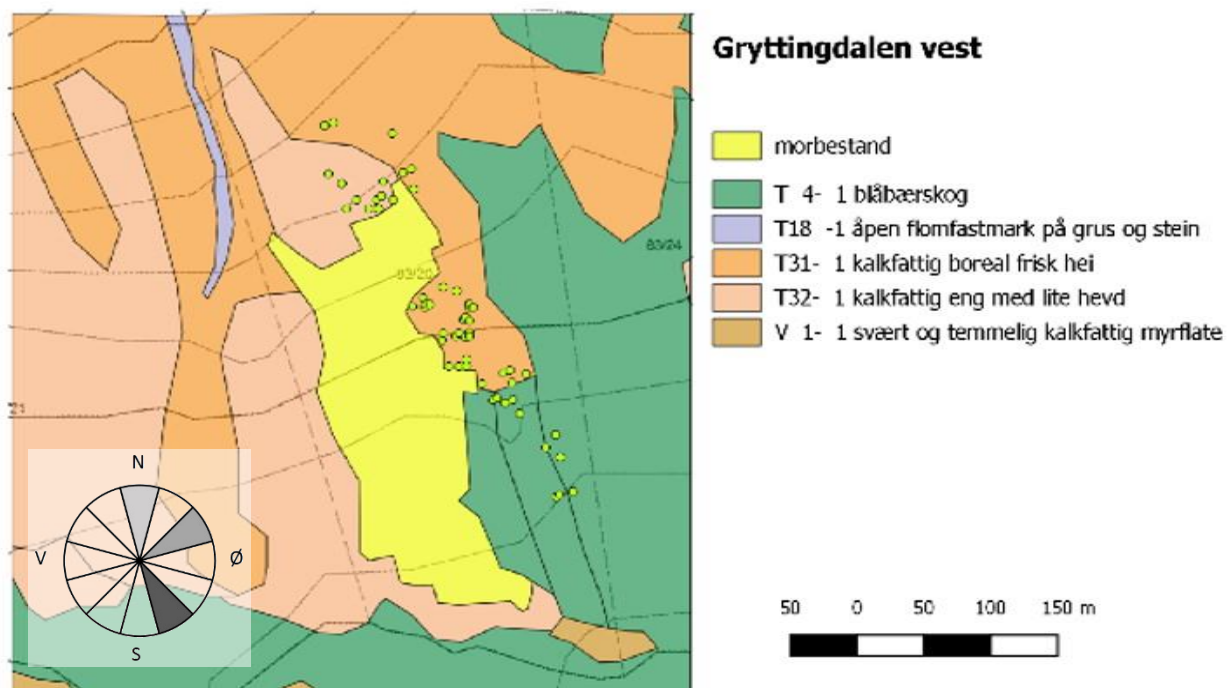
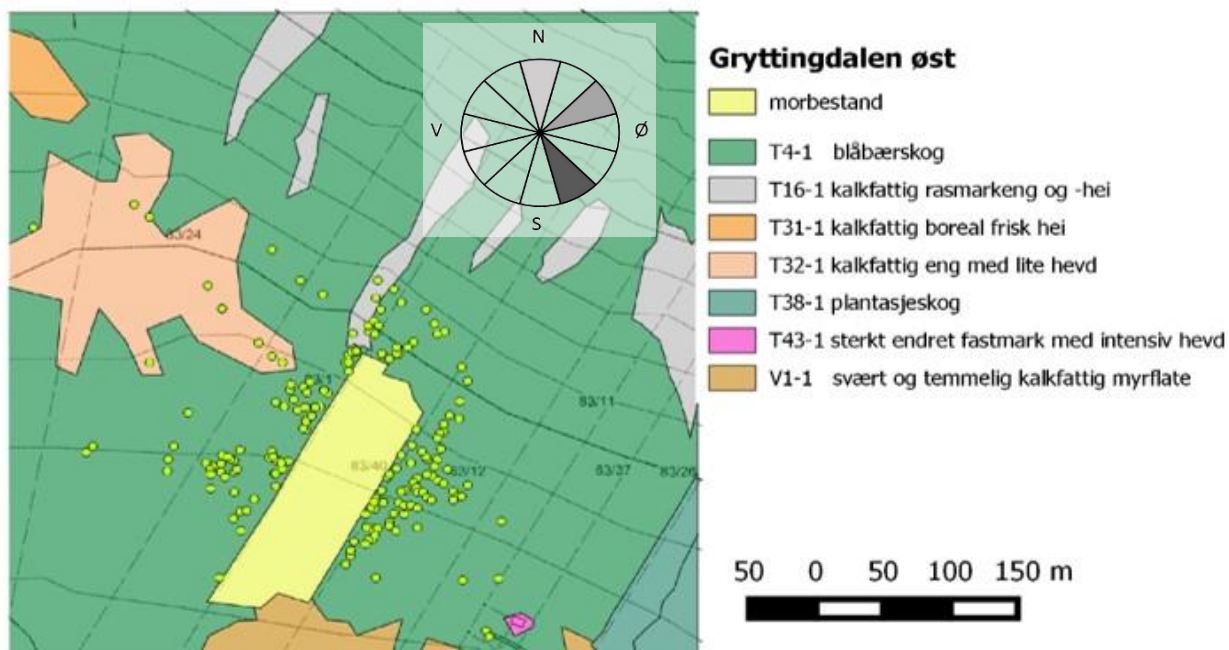
Holmsnes NV

- morbestand
- hav
- T 4- 1 blåbærskog
- T 4- 5 bærlyngskog
- T 4- 9 lyngskog
- T 6- 1 kalkfattige strandberg
- T21- 1 forstrand
- T32- 1 kalkfattig eng med lite hevd
- T35- 2 sterkt endrede mark med sand eller grus
- T40- 1 sterkt endret fastmark
- T43- 1 sterkt endret fastmark med intensiv hevd
- T44- 2 oppdyrket eng med slåttepreg
- V 1- 1 svært og temmelig kalkfattig myrflate

50 0 50 100 150 m







Vedlegg 2: Inndeling av NiN-naturtyper i hovedtyper

NiN-navn og -kode (ifølge Halvorsen mfl. 2015) og hovednaturtype (eng, forstyrret mark, hei, annen kunstmark, myr, rasmark, skog, strand, ur, vann og vei) for de ulike naturtypene som ble kartlagt.

NiN-navn	NiN-kode	Hovednaturtype										
		eng	forstyrret	hei	kunstmark	myr	rasmark	skog	strand	ur	vann	vei
lite uttørkings-eksponerte svært og temmelig kalkfattige nakne berg	T1-C-1									x		
blåbærskog	T4-C-1							x				
svak lågurtskog	T4-C-2							x				
bærlyngskog	T4-C-5							x				
lyngskog	T4-C-9							x				
lavskog	T4-C-13							x				
kalkfattige strandberg	T6-C-1								x			
kalkfattig rasmarkeng og -hei	T16-C-1						x					
beskyttet-eksponert åpen flomfastmark på grus og stein	T18-C-1			x								
forstrand	T21-C-1								x			
kalkfattig og inter-mediær blokkmark uten snødekkebe-tinget vekstsesong-reduksjon	T27-C-1									x		
stein- og grus-strender og strand-linjer i pionerfase i supra-littoral	T29-C-5								x			
flomskogsmarker på finmateriale	T30-C-2							x				
kalkfattig boreal frisk hei	T31-C_1			x								
kalkfattig eng med svært ekstensivt hevdpreg	T32-C-1	x						x				
kalkfattig eng med klart hevdpreg	T32-C-2	x										
kalkfattige kystlyng-heier	T34-C-2			x								
sterkt endrede fast-marker med dekke av sand eller grus	T35-C-1		x									x

sterkt endrede fast- marker med dekke av jord og andre usorterte masser	T35-C-2	x		
sterkt endret fast- mark med grusdekke	T38-C-1			x
plantasjeskog	T38-C-1		x	
blottlagt fast fjell	T39-C-2	x		
sterkt modifiserte eller syntetiske substrater	T39-C-4			x
sterkt endret fast- mark med preg av semi-naturlig eng	T40-C-1	x		
sterkt endret, varig fastmark med inten- sivt hevdpreg	T43-C-1		x	
åker	T44-C-1		x	
oppdyrket varig eng med intensivt hevd- preg og slåttepreget	T45-C-2		x	
svært og temmelig kalkfattige myrflate- myrer	V1-C-1		x	
kalkfattige og svakt intermediære myr- og sumpskogs- marker	V2-C-1		x	
nedbørsmyrflate	V3-C-1		x	
nedbørsmyrkant	V3-C-2		x	
litt kalkfattig og inter- mediær strandsump- skogsmark	V8-C-1			x
litt kalkfattig til sterkt intermediær semi-na- turlig våteng	V10-C-1	x		
svært kalkfattig til svakt intermediært torvtak	V11-C-1		x	
grøftet svært kalk- fattig til svakt inter- mediært jordvanns- myr	V12-C-1		x	

Vedlegg 3: Beregning av frøspredning med vind

På hver lokalitet ønsker vi oss et estimat av den totale frøskyggen fra hele morbestandet. Vi begynner med å beskrive spredningen fra et kildepunkt i morbestandet:

$$S(Q, r, \theta) = Qk(r)g(\theta), \quad (1)$$

I dette uttrykket er S antall frø i avstand r og retning θ fra kildepunktet. Q er antall frø som spres fra kildepunktet, $k(r)$ er en sannsynlighetsfordeling av frø med avstand r , og $g(\theta)$ er en sannsynlighetsfordeling med retning θ . Vi antar her at k og g er uavhengige. Sannsynlighetsfordelingen k ble beregnet med utgangspunkt i den mekanistiske WALD-modellen for frøspredning med vind (Katul mfl. 2005). WALD-modellen tar utgangspunkt i prosessmodeller for bevegelser av luftmasser og predikerer en fordeling av spredningsavstander som en funksjon av egenskaper ved arten (frøslippshøyde og frøenes fallhastighet) og miljøet (vind, vegetasjon). Modellen er beskrevet i detalj i flere andre publikasjoner (Katul mfl. 2005, Skarpaas og Shea 2007 med Appendix A). Vi gjengir hovedtrekkene i modellen og hvordan den ble brukt her.

WALD-fordelingen er gitt ved

$$p(r) = \left(\frac{\lambda'}{2\pi r^3} \right)^{\frac{1}{2}} \exp \left(-\frac{\lambda'(r - \mu')^2}{2\mu'^2 r} \right), \quad (2)$$

hvor μ' er gjennomsnittet til fordelingen og λ' er en parameter som styrer formen. Disse parametrene er direkte knyttet til egenskaper ved arten og miljøet:

$$\mu' = \frac{HU}{F} \quad (3)$$

$$\lambda' = \left(\frac{H}{\sigma} \right)^2 \quad (4)$$

hvor H er utslippshøyden for frø, F er fallhastigheten til frøene, U er gjennomsnittlig vindhastighet mellom H og bakken og σ er en parameter som beskriver turbulens som følge av variasjon i vegetasjonsstruktur og vær (Katul mfl. 2005). For å ta høyde for variasjon i vind gjennom sesongen, integrerte vi WALD-modellen over fordelingen av vindhastigheter over sesongen, slik at avstandsfordelingen av frø er gitt ved

$$k(r) = \int p(U)p(r)dU \quad (5)$$

hvor $p(U)$ er fordelingen av vind over sesongen, og $p(r)$ er WALD-modellen (likning 2).

Fordelingen av vind U i 10m høyde for hver lokalitet ble hentet fra nærmeste værstasjon med vindmålinger (met.no) og σ ble estimert fra de samme vinddataene som beskrevet i Skarpaas og Shea (2007 Appendix A; se også Hsieh og Katul 1997, Katul mfl. 2005). Både frekvens og styrke av vind varierer en del med retning, og for å beregne frøskyggen i ulike retninger brukte vi derfor vindhastigheter innen 18 sektorer (hver på 20 grader) til å beregne fordeling av spredningsavstander innenfor sektoren, og beregnet den totale frøskyggen fra kildepunktet (likning 1) som et gjennomsnitt over sektorene veid med frekvensen av vind i hver sektor. Som mål på utslippshøyde brukte vi bestandshøyde registrert i felt, og anslag for fallhastighet F og frøproduksjon Q hentet vi

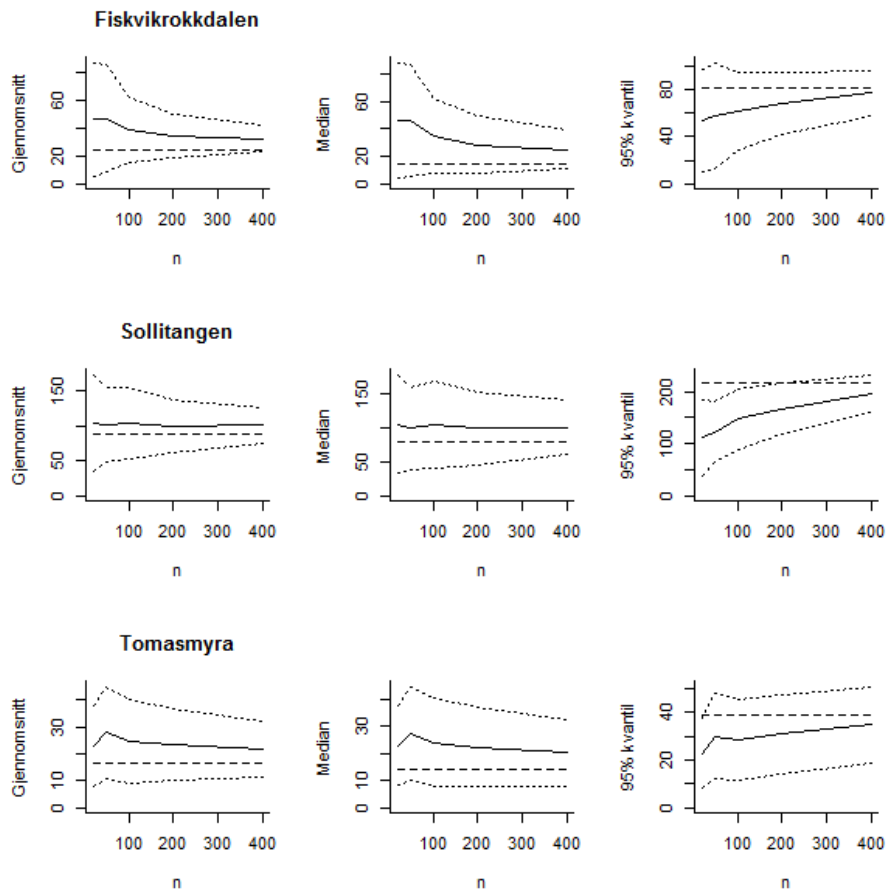
fra Sandvik (2012, s. 23). For lutz ble F beregnet som et gjennomsnitt av verdier for hvitgran og sitkagran (foreldreartene), og for Q brukte vi verdien for hvitgran (ikke oppgitt for sitkagran). For å beregne total frøskygge fra morbestandet summerte vi opp frøskyggene fra alle 10x10 m celler innenfor morbestandet. For både vrifuru og lutzgran antok vi en jevn tetthet i morbestandet med en gjennomsnittlig avstand på 2 m mellom trærne.

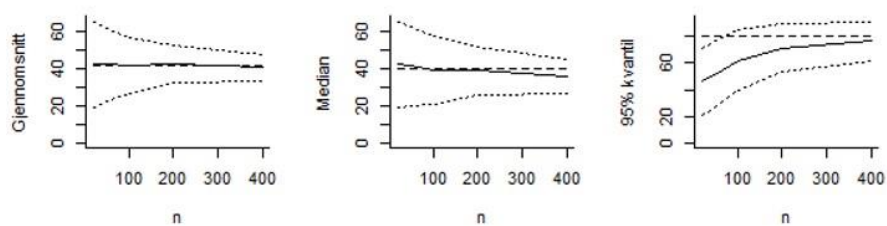
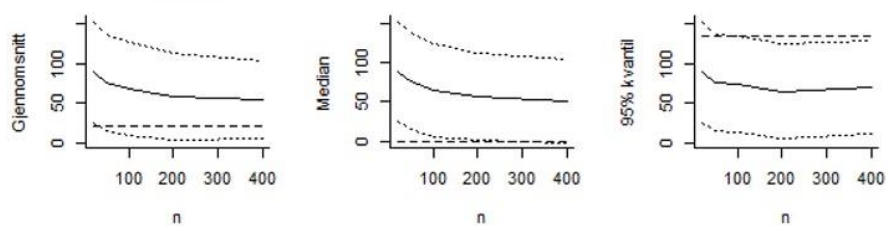
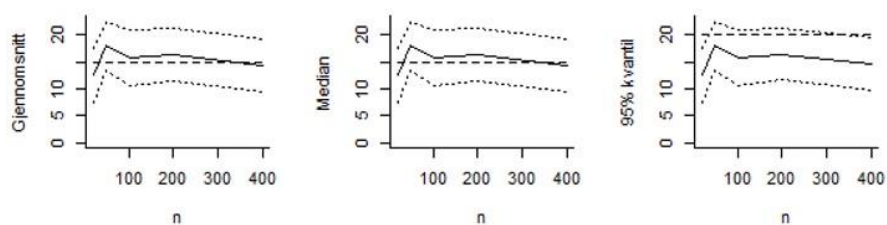
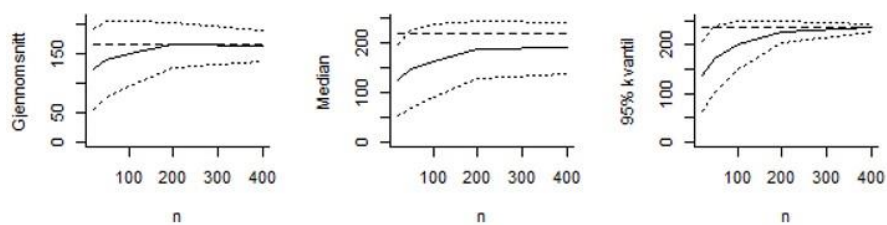
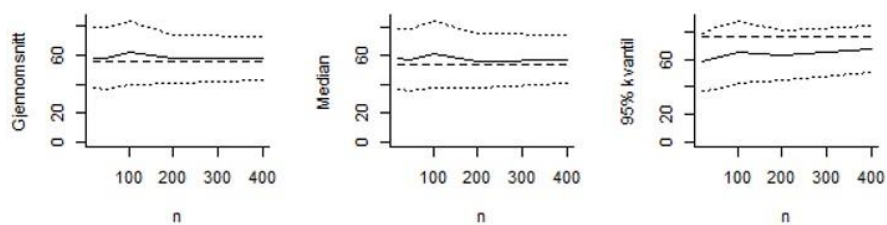
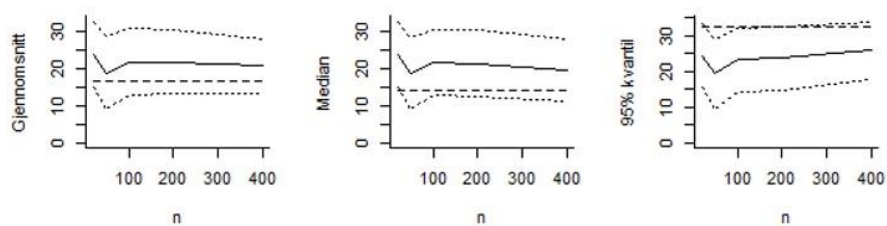
Referanser:

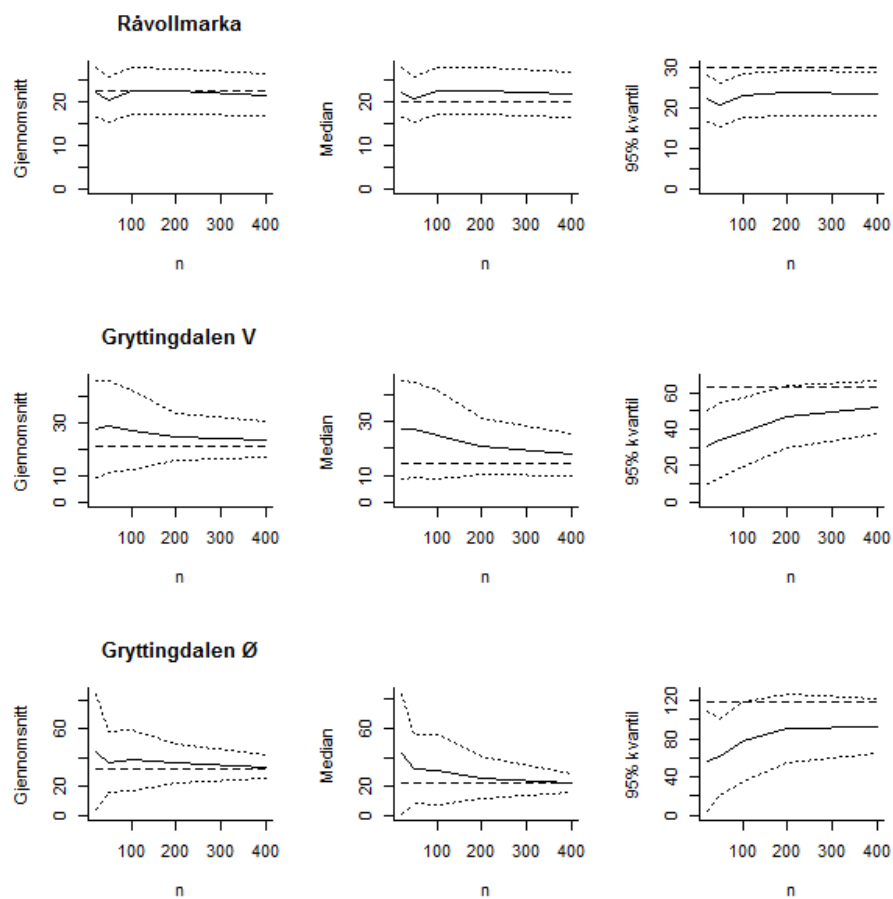
- Hsieh, C.-I. og Katul, G.G. 1997. Dissipation methods, Taylor's hypothesis, and stability correction functions in the atmospheric surface layer. *Journal of Geophysical Research - Atmospheres* 102: 16391-16405.
- Katul, G.G., Porporato, A., Nathan, R., Siqueira, M., Soons, M.B., Poggi, D., Horn, H.S. og Levin, S.A. 2005. Mechanistic analytical models for long-distance seed dispersal by wind. - *The American Naturalist* 166: 368-381.
- Sandvik, H. 2012. Kunnskapsstatus for spredning og effekter av fremmede bartrær på biologisk mangfold. DN-utredning 8-2012. - Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
- Skarpaas, O. og Shea, K. 2007. Dispersal patterns, dispersal mechanisms and invasion wave speeds for invasive thistles. - *The American Naturalist* 170: 421-430.

Vedlegg 4: Tester av tilfeldig utvalg

Figurer som viser gjennomsnitt, median og 95 % kvantil til fordelingen (forventningsverdi og 95 % bootstrap konfidensintervall) av spredningsavstander ved økende utvalg av n 10×10 m ruter (se Fig. 12B og 13B) ved hver lokalitet. Horizontal stiplet linje viser den sanne observerte verdien (fra Tabell 4).

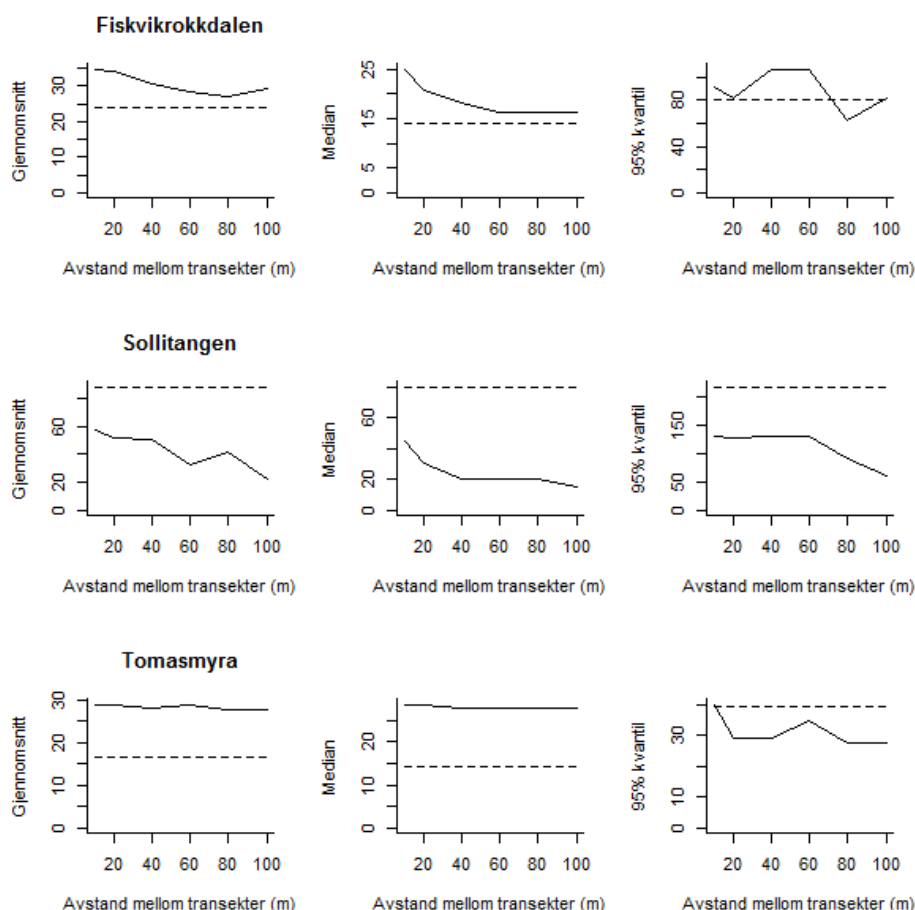


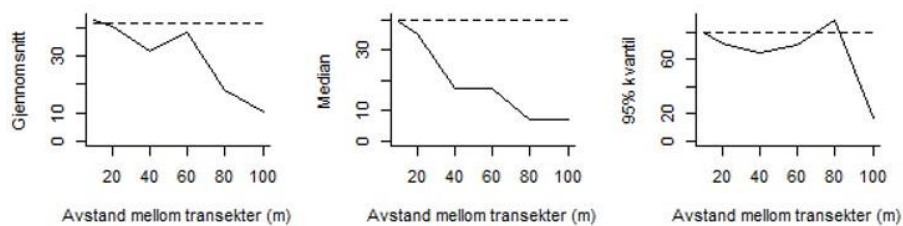
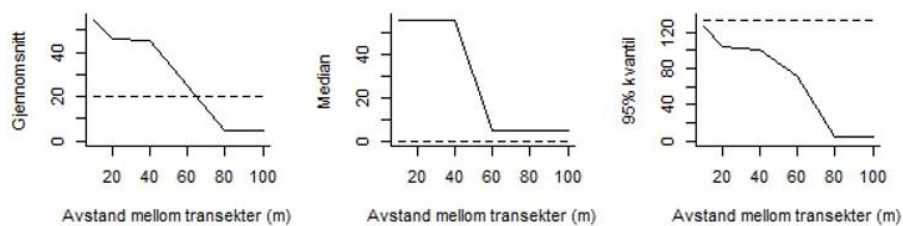
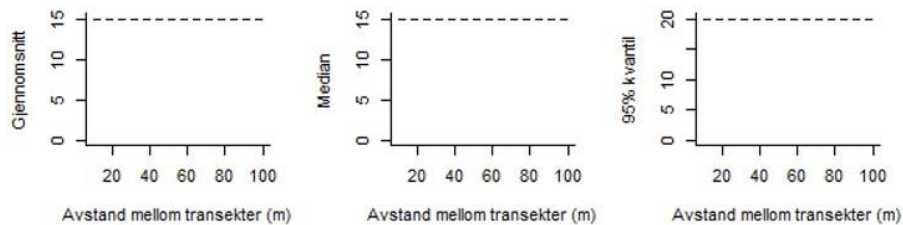
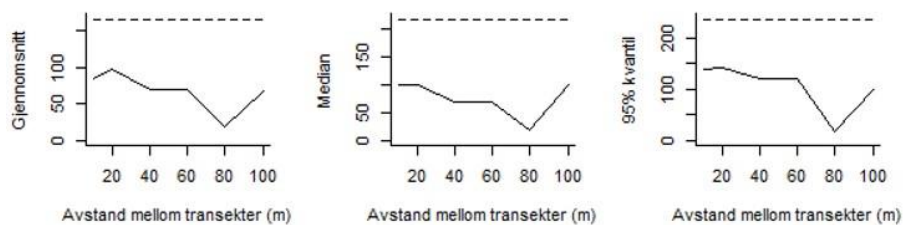
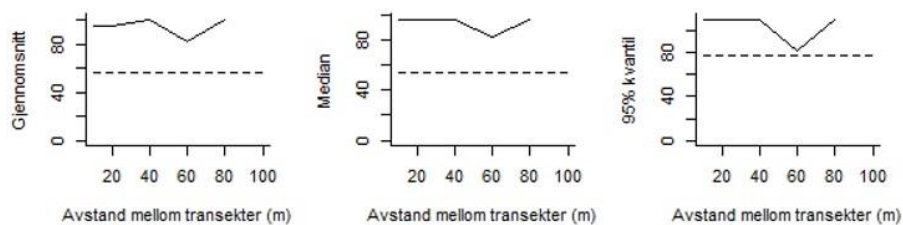
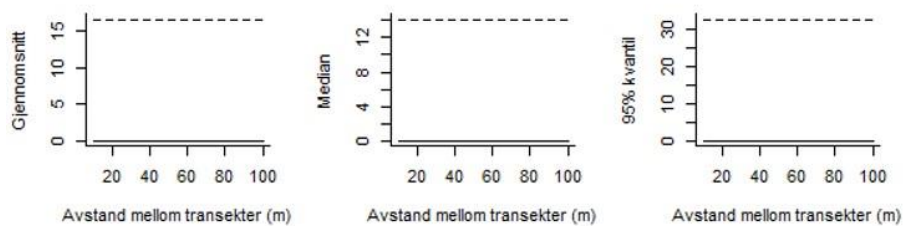
Gulemyrane - Hundhaugan**Selvik****Skarsheia****Hov****Holmsnes NV****Holmsnes SØ**

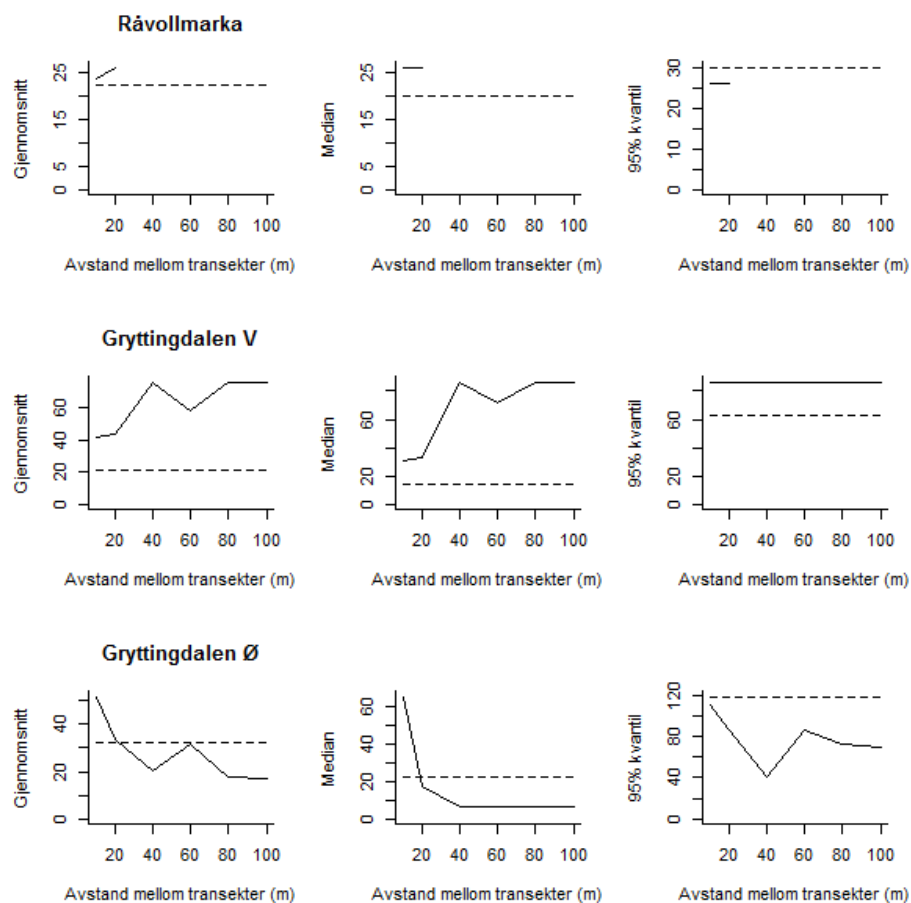


Vedlegg 5: Tester av transekter parallelt med kanten av plantefeltet

Figurer som viser gjennomsnitt, median og 95 % kvantil til fordelingen av spredningsavstander ved økende avstand mellom transekter med 10×10 m-ruter parallelt med kanten av morbestandet ved hver lokalitet (se Figur 12C og 13C). Horisontal stiplet linje viser den sanne observerte verdien (fra Tabell 4). Råvollmarka har en svært kort kurve, noe som skyldes at plantefeltet er stort og at transektene derfor ikke kan plasseres langt unna kanten på morbestandet uten å komme utenfor det opprinnelige studieområdet.

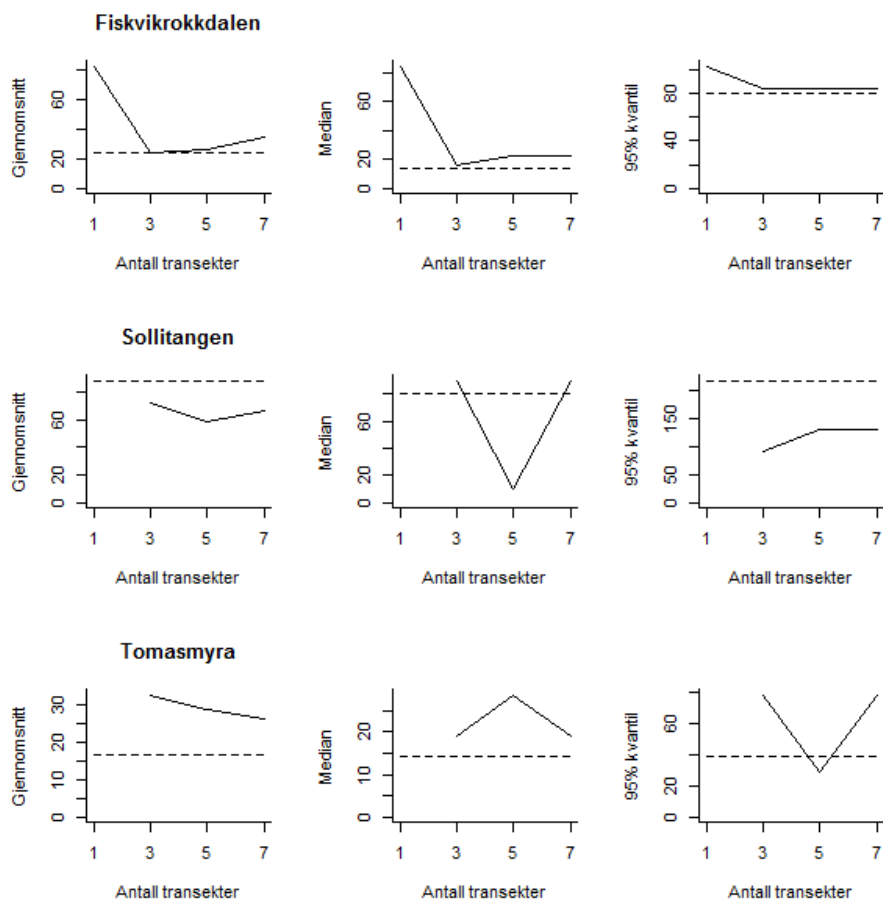


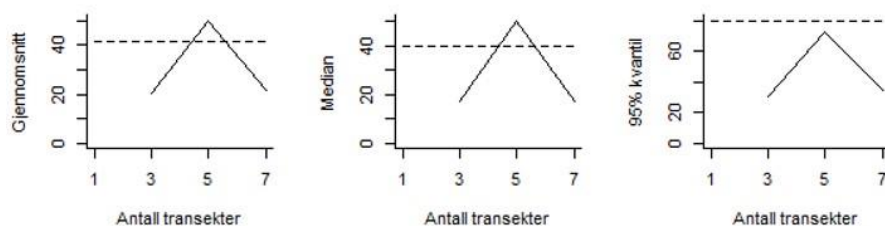
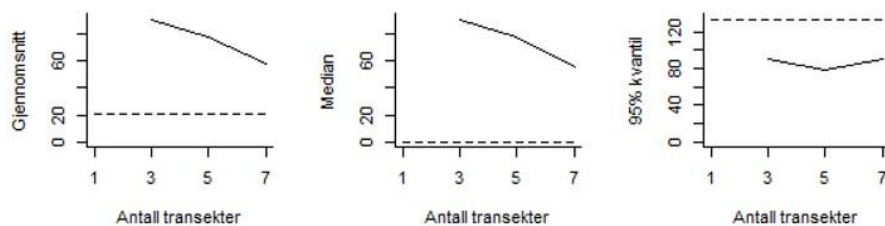
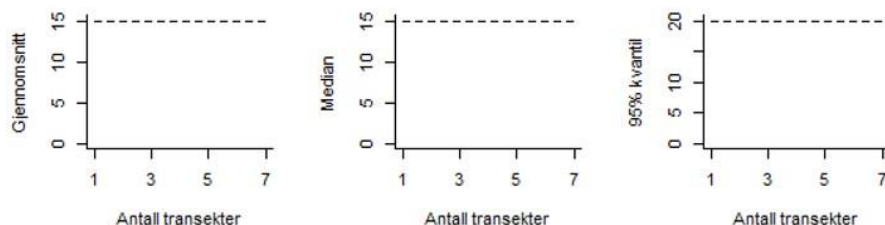
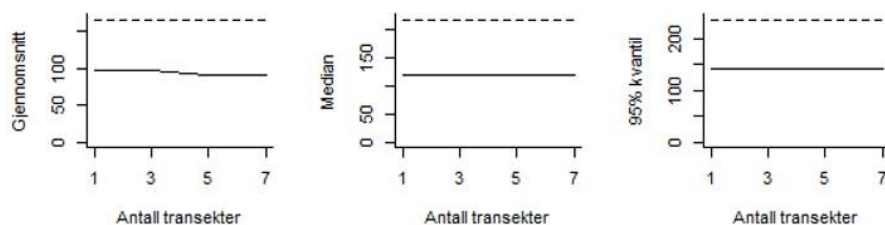
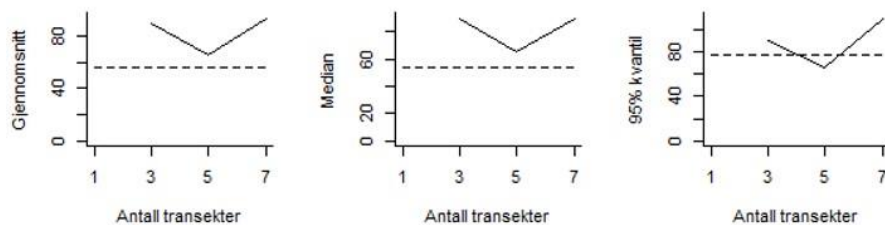
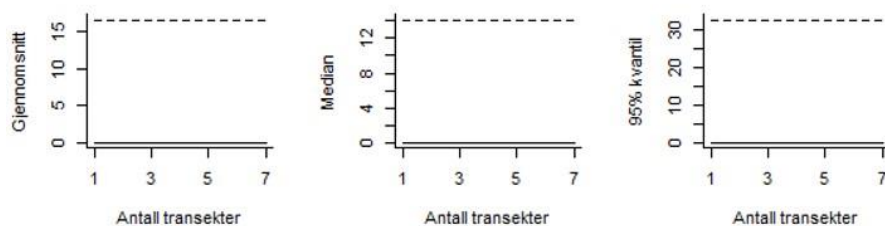
Gulemyrane - Hundhaugan**Selvik****Skarsheia****Hov****Holmsnes NV****Holmsnes SØ**

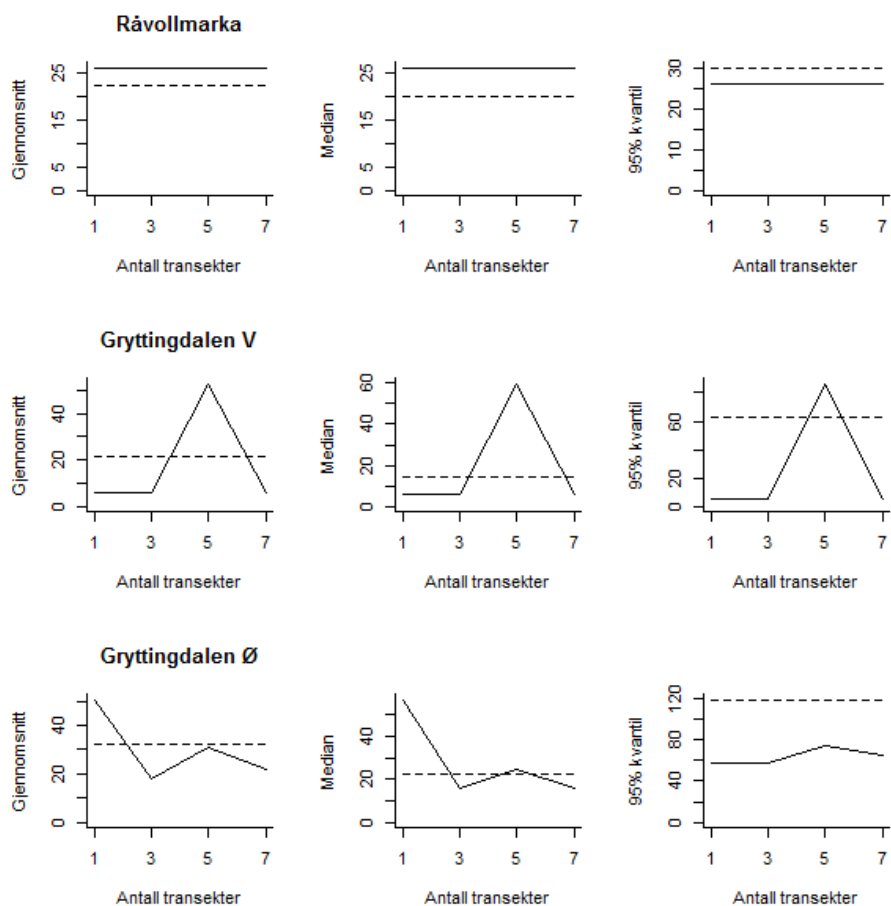


Vedlegg 6: Test av transekter vinkelrett på kanten av plantefeltet

Figurer som viser gjennomsnitt, median og 95 % kvantil til fordelingen av spredningsavstander ved økende avstand mellom transekter med 10 × 10 m-ruter vinkelrett på kanten av morbestandet på hver lokalitet (se Figur 12D og 13D for eksempler). Horisontal stiptet linje viser den sanne, observerte verdien (fra Tabell 4).



Gulemyrane - Hundhaugan**Selvik****Skarsheia****Hov****Holmsnes NV****Holmsnes SØ**





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

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

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

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-2870-1

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Hogskoleringen 9, 7034 Trondheim

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

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>

Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger