

2003

NINA Rapport

# Økologisk og skogbruksmessig betydning av utenlandske bartreslag i Norge

Oppdatert kunnskap etter 2018

Per Holm Nygaard og Siri Lie Olsen



## **NINAs publikasjoner**

### **NINA Rapport**

Dette er NINAs ordinære 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 engelsk, som NINA Report.

### **NINA Temahefte**

Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. Heftene har vanligvis en populærvitenskapelig form med vekt på illustrasjoner. NINA Temahefte kan også utgis på engelsk, som NINA Special Report.

### **NINA Fakta**

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. 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 forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler og i populærfaglige bøker og tidsskrifter.

# Økologisk og skogbruksmessig betydning av utenlandske bartreslag i Norge

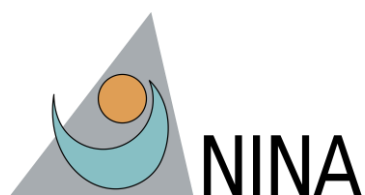
Oppdatert kunnskap etter 2018

Per Holm Nygaard  
Siri Lie Olsen



**NIBIO**

NORSK INSTITUTT FOR  
BIOØKONOMI



**Norsk institutt for naturforskning**

Nygaard, P.H. & Olsen, S.L. 2021. Økologisk og skogbruksmessig betydning av utenlandske bartreslag i Norge. Oppdatert kunnskap etter 2018. NINA Rapport 2003. Norsk institutt for naturforskning.

Ås, mai 2021

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-4781-8

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Erik Framstad

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningsjef Kristin Thorsrud Teien (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet

OPPDRAGSGIVERS REFERANSE

M-2040|2021

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Odd Kristian Selboe, Jon Andreas Ask og Torleif Terum

FORSIDEBILDE

Plantefelt med sitka-/lutzgran i Alstahaug kommune © Siri Lie Olsen

NØKKEWORD

Naturmangfold, forvaltning, kostnadsberegning, lerk, lutzgran, sitkagran, spredning, skogbruk, utenlandske treslag, vrifuru, økologiske effekter

KEY WORDS

Biodiversity, management, cost estimation, *Larix* sp., *Picea x lutzii*, *Picea sitchensis*, dispersal, forestry, alien tree species, *Pinus contorta*, ecological effects

KONTAKTOPPLYSNINGER

**NINA hovedkontor**  
Postboks 5685 Torgarden  
7485 Trondheim  
Tlf: 73 80 14 00

**NINA Oslo**  
Sognsveien 68  
0855 Oslo  
Tlf: 73 80 14 00

**NINA Tromsø**  
Postboks 6606 Langnes  
9296 Tromsø  
Tlf: 77 75 04 00

**NINA Lillehammer**  
Vormstuguvegen 40  
2624 Lillehammer  
Tlf: 73 80 14 00

**NINA Bergen**  
Thormøhlens gate 55  
5006 Bergen  
Tlf: 73 80 14 00

[www.nina.no](http://www.nina.no)

## Sammendrag

Nygaard, P.H. & Olsen, S.L. 2021. Økologisk og skogbruksmessig betydning av utenlandske bartreslag i Norge. Oppdatert kunnskap etter 2018. NINA Rapport 2003. Norsk institutt for naturforskning.

Fremmede organismer en av de største truslene mot naturmangfoldet på global skala, og Norge jobber for å hindre spredning av fremmede organismer. Samtidig er flere utenlandske treslag plantet ut de siste 300 år med tanke på skogproduksjon. Både planting av utenlandske treslag og kontroll av spredning har siden 2012 vært regulert i «forskrift om utsetting av utenlandske treslag til skogbruksformål», og Norge er blant de landene i Europa med strengest regulering av bruk av utenlandske treslag. Klima- og miljødepartementet har gitt Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet i oppdrag å utarbeide et utkast til høringsnotat om regulering av bruk av utenlandske treslag. Denne rapporten besvarer faglige spørsmål fra direktoratene og bidrar med oppdatert kunnskap om bruk av utvalgte utenlandske bartreslag i Norge.

Spredning av utenlandske treslag er registrert i en lang rekke naturtyper. Etableringen av småplanter avtar med økende avstand til kanten av eksisterende plantefelt, og tilplantet areal er derfor avgjørende for omfanget av spredning. Spredningen kan også stedvis være betydelig fra andre plantinger med utenlandske treslag, for eksempel alléer. Det er behov for mer forskning på økologiske effekter av utenlandske treslag, men eksisterende norske studier viser at slike treslag har en hovedsakelig negativ effekt på artsrikdom og mengde av karplanter og kryptogamer. Studier fra andre land viser derimot at effektene kan variere fra negative til positive avhengig av artsgruppe og skala for undersøkelsene i tid og rom.

Det finnes flere forskjellige estimater på areal med utenlandske treslag i Norge basert på ulikt datagrunnlag og ulik metodikk. Det mest nøyaktige estimatet per i dag er trolig Landsskogstakseringens nyeste arealanslag på 1718 km<sup>2</sup>. Dette tallet representerer summen av produksjonsareal og spredningsareal for utenlandske treslag, men manglende registrering av småplanter underestimerer trolig spredningsarealet noe. For produksjonsarealet vil avvikling bestemme arealutviklingen for utenlandske treslag, mens arealet med spredning trolig vil øke over tid med mindre tiltak settes i verk. Ved iverksetting av koordinerte tiltak mot spredning av utenlandske treslag anbefaler vi at følgende områder prioriteres: arealer i og i nærheten av verneområder, utvalgte naturtyper og trua naturtyper, og deretter spredning på andre arealer. Videre anbefaler vi at planting av utenlandske treslag unngås i områder der slike treslag ikke er plantet tidligere og på steder med særlig stor spredningsfare, for eksempel i landskap dominert av naturtyper som er særlig utsatt for etablering. Treslagsskifte til innenlandske treslag bør vurderes.

Skogøkonomisk sett er behovet for fortsatt bruk av utenlandske treslag størst på dagens produksjonsareal, med sitka-/lutzgran i ytre og midtre kyststrøk og vrifuru på problemarealer i Innlandet. Utenlandske treslag bidrar med store samfunnsverdier på samme måte som stede egne treslag, og vi har gjort overordnede kostnadsanslag for verdien av bruk av utenlandske treslag knyttet til skogbrukssektoren i tre ulike scenarier: «business as usual», «utfasing» og «fortsatt bruk med økt aktivitet». Estimert verdi av de ulike alternativene er henholdsvis 176 millioner kr/år, -462 millioner kr/år og 905 millioner kr/år. Dette inkluderer imidlertid ikke verdien av andre økosystemtjenester som karbonbinding og naturmangfold.

Et totalforbud mot bruk av utenlandske treslag vil ha store konsekvenser for skogbruket, spesielt i kyststrøkene. Samtidig skal Norge sørge for å, så langt som mulig, stanse spredningen av fremmede organismer, og tiltak mot utenlandske treslag medfører store kostnader. Det betyr at uavhengig av spørsmålet om fortsatt bruk av utenlandske treslag til skogbruksformål, vil det framover være store kostnader knyttet til tiltak mot spredning av slike treslag.

Per Holm Nygaard ([per.holm.nygaard@nibio.no](mailto:per.holm.nygaard@nibio.no)), Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO), Postboks 115, 1431 Ås. Siri Lie Olsen ([siri.lie.olsen@nina.no](mailto:siri.lie.olsen@nina.no)), Norsk institutt for naturforskning (NINA), Sognsveien 68, 0855 Oslo.

# Innhold

<b>Sammendrag</b> .....	<b>3</b>
<b>Innhold</b> .....	<b>4</b>
<b>Forord</b> .....	<b>5</b>
<b>1 Innledning</b> .....	<b>6</b>
1.1 Bakgrunn.....	6
1.2 Oppdraget.....	7
<b>2 Aktuell kunnskap fra foryngelsesforskningen</b> .....	<b>8</b>
2.1 Frøsetting og frøkvalitet.....	8
2.2 Frøspredning.....	9
2.3 Etablering av foryngelse i vegetasjon.....	9
<b>3 Oppdatert kunnskap om utenlandske treslag</b> .....	<b>11</b>
3.1 Naturgitte forhold og risiko for spredning.....	11
3.2 Areal med utenlandske treslag.....	18
3.3 Områder egnet for fortsatt bruk.....	21
3.4 Kriterier for prioritering og aktuelle tiltak.....	22
3.5 Kostnader og utvalgte samfunnsverdier.....	25
<b>4 Oppsummering og konklusjon</b> .....	<b>34</b>
<b>5 Referanser</b> .....	<b>36</b>

## Forord

I Norge er flere utenlandske treslag plantet ut gjennom 300 år, med størst arealer tilplantet i perioden 1950-1980. En viktig motivasjon for plantingen var å øke skogproduksjonen, og særlig langs vestkysten og i deler av Innlandet er disse treslagene nå en integrert del av skogbruket. Samtidig har det vist seg at utenlandske treslag sprer seg utenfor produksjonsarealene og kan ha negative konsekvenser for naturmangfoldet. Norge skal å bidra til å stanse spredning av fremmede organismer, og utsetting av utenlandske treslag krever tillatelse (jfr. Naturmangfoldlovens §30, bokstav a) og er regulert av «forskrift om utsetting av utenlandske treslag til skogbruksformål». I Granavolden-plattformen fra 2019 står det at regjeringen vil «stanse planting av og bekjempe spredningen av fremmede arter med høy eller svært høy økologisk risiko, og fjerne slike arter fra norsk natur». Dette omfatter flere utenlandske treslag.

Klima- og miljødepartementet har gitt Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet i oppdrag å utarbeide et utkast til høringsnotat om videre forvaltning av utenlandske treslag og revisjon av forskriften om bruk av utenlandske treslag til skogbruksformål, inkludert vurdering av et totalforbud mot bruk av slike treslag. I den forbindelse ønsker direktoratene oppdatert kunnskap om bruken av utenlandske treslag. Hensikten med dette prosjektet, som er utført av Norsk institutt for naturforskning (NINA) og Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO) på oppdrag fra Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet, har vært å sammenstille nyere kunnskap som utfyller Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratets rapport «Utredning av forbud mot utsetting av utenlandske treslag til skogbruksformål» fra 2019 (M-1378/2019).

Takk til Julien Vollerling for oversikten over spredning av utenlandske treslag til ulike naturtyper, Hanno Sandvik for oppklaringer rundt arealanslag i Fremmedartslista, Aksel Granhus for oppdaterte tall fra Landsskogstakseringen og Bernt-Håvard Øyen for gode diskusjoner om praktiske forvaltningstiltak.

Takk også til kontaktpersoner hos Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet Odd Kristian Selboe, Jon Andreas Ask og Torleif Terum.

Ås, mai 2021

Per Holm Nygaard (NIBIO) og Siri Lie Olsen (NINA)

# 1 Innledning

## 1.1 Bakgrunn

Med bare to skogdannende bartreslag i Norge, og en skogsituasjon ved inngangen til 1900-tallet som var sterkt preget av rovdrift på skogressursene i store deler av landet (Nygaard & Øyen 2020a, Nygaard & Øyen 2020b, Øyen 2021), ble utenlandske treslag for alvor tatt i bruk i norsk skogbruk. Ideen var ikke ny, og alt så tidlig som i 1754 foreslo Carl von Linné i «Tankar om nyttiga växters planterande på de lappska fjällen» å bruke lerkearter i fjellstrøk i Sverige for å øke skogproduksjonen.

I Norge var det først og fremst arealer langs kysten og opp mot fjellet i Innlandet som ble valgt ut for skogreising med utenlandske treslag. Med etablering av og utvikling av en nasjonal skogforskning ble man tidlig klar over at bruk av utenlandske treslag i deler av landet kunne gi en langt større volumproduksjon enn gran, furu og bjørk. Der vår egen gran kommer til kort i et kystklima med salt og vindslit, viste resultater av langsiktig forskning at bruk av sitkagran ga 50 % høyere volumtilvekst enn gran og at stående biomasseproduksjon per hektar ligger i størrelsesorden 500-600 tonn, tilsvarende en tredobling i overjordisk biomasse (Øyen & Nygaard 2017). I fjellnære strøk viste ulike lerkearter seg tidlig som lovende, og senere ble vrifuru det mest brukte utenlandske treslaget på Østlandet, særlig som massevirke til papirproduksjon. Utenlandske treslag bidrar i dag med et stående volum på ca. 18 millioner m<sup>3</sup> eller omtrent 1,8 % av virkesvolumet på produktiv skogbruksmark (Tomter & Dalen 2018, under oppdatering). Utenlandske treslag er også benyttet som prydrær i hager og parker, til juletreproduksjon og pyntegrønt, til produksjon av kvalitetsvirke, til leplantinger, for å forhindre erosjon og for karbonbinding i arbeidet med å motvirke klimaendringer (Øyen et al. 2009, Pötzelberger et al. 2020a).

Den tidlige skogreisningen i etterkrigstiden var preget av at man skulle bygge landet og sikre virkestilgangen, og store offentlige virkemidler ble brukt for å stimulere skogreisningen. Skogreisningen ble utført i en tid lenge før særskilte miljøhensyn ble vektlagt, og i etterpåklokskapens lys er det ikke vanskelig å se at deler av denne ville blitt gjennomført på en annen måte, eller ikke gjennomført i det hele tatt, med dagens miljøkrav. Med en økende vektlegging av miljøverdier ble skogreisningen utover på 1980-tallet kritisert for ikke å ta hensyn til landskapsutforming, naturtyper, arter og kulturminner (Nygaard & Øyen 2020b). Som følge av kritikken og kravet om å ta mer hensyn til naturverdier, ble det etter hvert innført retningslinjer og reguleringer. Siden 2012 har bruken av utenlandske treslag i skogbruket vært regulert gjennom «forskrift om utsetting av utenlandske treslag til skogbruksformål». Forskriften er hjemlet i naturmangfoldloven, med den hensikt å hindre at utsetting av utenlandske treslag medfører negative effekter på naturmangfoldet, og nyplanting er underlagt en særskilt søknadsprosedyre.

Norge har i dag blant de strengeste reguleringene av bruk av utenlandske treslag i Europa (Pötzelberger et al. 2020a). I Europa og globalt diskuteres nasjonale forbud i liten grad, og isteden har bærekraftig utnyttelse av utenlandske treslag for å unngå negative effekter på naturmangfold, redusere presset på naturskog, sikre virkestilgang og i klimasammenheng kunne bruke treslag som tåler ekstremvær og har stort potensiale for karbonlagring, fått stor oppmerksomhet (Brundu et al. 2020, Brus et al. 2019).

Globalt utgjør imidlertid fremmede organismer en av de største truslene mot naturmangfoldet (IPBES 2019). For bartrær er det fra den sørlige halvkule registrert omfattende spredningsproblemer med utenlandske treslag, men så langt er omfanget av slik spredning mindre på den nordlige halvkule og mer begrenset i Europa (Carrillo-Gavilán & Vila 2010). Norge har gjennom FNs konvensjon om biologisk mangfold forpliktet seg til å bevare naturmangfoldet, blant annet ved å bekjempe fremmede skadelige organismer (Aichi-mål 9). Som oppfølging av biomangfoldkonvensjonen slår naturmangfoldmeldingen (Meld. St. 14 (2015-16) Natur for livet) fast at Norge skal jobbe for å hindre spredning av fremmede organismer. Dette inkluderer spredning av



utenlandske treslag. Som oppfølging av Granavolden-plattformen skal Klima- og miljødepartementet nå vurdere et totalforbud mot bruk av slike treslag i norsk skogbruk. Et totalforbud mot bruk av utenlandske treslag vil kunne få store konsekvenser for deler av skognæringen, og det er derfor behov for oppdatert kunnskap om spredning og effekter av utenlandske treslag, samt samfunnsøkonomiske og næringsmessige konsekvenser av et eventuelt forbud.

## 1.2 Oppdraget

Klima- og miljødepartementet har gitt Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet i oppdrag å utarbeide et utkast til høringsnotat om regulering av bruk av utenlandske treslag, basert på Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratets rapport «Utredning av forbud mot utsetting av utenlandske treslag til skogbruksformål» fra 2019 (M-1378/2019) og supplerende informasjon til denne, som gir en helhetlig framstilling av følgende alternative løsninger:

1. Revidert forskrift om bruk av utenlandske treslag til skogbruksformål med bestemmelse om et forbud om bruk av utenlandske treslag
2. Revidert forskrift om bruk av utenlandske treslag til skogbruksformål med forslag til fortsatt bruk av utenlandske treslag

I den forbindelse ønsker direktoratene faglig bistand til å vurdere forutsetningene i rapporten til Miljødirektoratet & Landbruksdirektoratet (2019) og bidra med oppdatert kunnskap om utenlandske treslag. I denne rapporten vil vi derfor besvare faglige spørsmål fra direktoratene og presentere kunnskap om utenlandske treslag som ikke er omfattet av Miljødirektoratet & Landbruksdirektoratet (2019), det vil si hovedsakelig nyere kunnskap som er publisert etter 2018. Eldre litteratur er noen steder omtalt der det er relevant. De spesifikke spørsmålene som besvares i oppdraget, er:

1. Hvilke arealer, markforhold og treslag representerer størst risiko for spredning/etablering, og for konsekvenser for naturmangfold?
2. Det finnes mange ulike anslag på areal med utenlandske treslag i Norge. Kan Landskogtakserings materiale sammen med andre observasjoner belyse utsikkerheten i disse anslagene? Kan man si noe nærmere om hva som har skjedd og skjer av spredning av utenlandske treslag?
3. Hvor vil egnetheten for fortsatt produksjonsskogbruk med utenlandske treslag være størst?
4. Hvilke kriterier bør legges til grunn for å prioritere både hvilke tiltak som skal gjennomføres for å redusere negative effekter, og hvor slike tiltak bør gjennomføres for å ha størst mulig effekt?
5. Er det mulig å gi et anslag på kostnader knyttet til å bekjempe spredning av og fjerne høyrisiko utenlandske treslag fra norsk natur?

Etter avtale med oppdragsgiver er arbeidet avgrenset til treslag som er brukt i det ordinære skogbruket i dag (men som også kan inngå i leplantinger, hager, parker o.l.): sitkagran *Picea sitchensis*, lutzgran *Picea xlutzi*, vrifuru *Pinus contorta*, europalerk *Larix decidua*, japanlerk *Larix kaempferi*, hybridlerk *Larix xmarschlinsii* og sibirlerk *Larix sibirica*. En nærmere beskrivelse av de ulike treslagene finnes i Miljødirektoratet & Landbruksdirektoratet (2019). I Fremmedartslista (Artsdatabanken 2018) er sitka- og lutzgran og vrifuru vurdert til å utgjøre en svært høy økologisk risiko for stedegent naturmangfold, japanlerk og hybridlerk er vurdert til høy risiko, sibirlerk er vurdert til lav risiko, mens europalerk ikke regnes som en fremmed art i henhold til kriteriene for risikovurdering i Sandvik et al. (2017). I denne rapporten benytter vi derfor begrepet «utenlandske treslag» om artene som omfattes av oppdraget.

## 2 Aktuell kunnskap fra foryngelsesforskningen

Når det gjelder frøsetting, frøkvalitet, frøspredning og generelle prinsipper for foryngelse, mangler det gode studier av utenlandske treslag i Norge (Øyen & Nygaard 2020). Kunnskapsgrunnlaget om frøspiring og etablering er langt bedre for gran og furu, men mye av dette er i stor grad dekkende også for utenlandske treslag. Dette har tidligere i liten grad vært inkludert i litteratur knyttet til utenlandske treslag, og vi velger derfor å presentere denne eldre litteraturen her. Derfor er det gitt en oppsummering av forhold knyttet til frøsetting og frøkvalitet, frøspredning og etablering hos gran og furu, med henvisninger til utenlandske treslag der slik kunnskap finnes.

### 2.1 Frøsetting og frøkvalitet

Frøsetting hos gran og utenlandske granarter kan deles inn i anleggsår, blomstringsår og modningsår. For grana faller blomstringsår og modningsår sammen. Det betyr at granarter krever to påfølgende gode somre for å utvikle modent frø, og frøsettingen er sterkt periodisk (Schmidt-Vogt 1987). Erfaringer fra frøplantasjer og frøsanking har vist at gode frøår inntreffer langt sjeldnere enn det en skulle forvente basert på forekomsten av gode blomstringsår (Miljødirektoratet & Landbruksdirektoratet 2019). Grana har en lang juvenil fase hvor det utelukkende produseres vegetative knopper, og konglesettingen i bestand er liten før 40-års alder. Etter et godt frøår trenger grana flere år for å hente seg inn igjen. Høy temperatur (juni-juli) i anleggsåret har en positiv effekt på blomstringsintensiteten. Grankongler trenger en sommertemperatur (tetraterm) på minst 9,5°C for å kunne modnes tilstrekkelig slik at frøet blir spiredyktig (Eide 1930, Heikenneimo 1932, Mork 1933, Aas 1962). Den mest iøynefallende forskjellen mellom sitkagran og gran er at sitkagran har lettere frø, tidligere fertilitetsalder og hyppigere frøår.

Det er godt dokumentert at frøproduksjonen hos gran avtar fra sør mot nord (Sarvas 1957, Hagner 1958). Med en omløpsti på 60-80 år vil det være en periode på 30-40 år med muligheter for frøproduksjon. På Østlandet kommer frøårene for gran uregelmessig med 4-10 års mellomrom (Fyrsto 1993), mens på Vestlandet og i Nord-Norge er frøårene langt sjeldnere. Basert på Statens Frøverk sine observasjoner av frøår fra blant annet frøplantasjer og gode sankeår, vil en kunne forvente 3-5 frøår per omløpsti på Vestlandet og 1-2 frøår per omløpsti i Nord-Norge, men med betydelige variasjoner mellom lokaliteter som følge av lokalklima. For Nord-Norge vil flaskehalsen trolig utgjøres av mangel på modent frø fordi det er sjelden at man får to gode påfølgende somre. Som en parallell til Nord-Norge kan nevnes at i fjellskogen i Hirkjølen forsøksområde på Østlandet, var det i perioden 1934 til 1964 ikke et eneste godt frøår for gran (Mork 1968). Selv om det var tre gode blomstringsår, ble granfrøet ikke modent, eller frøene ble så sterkt angrepet av sopp og insekter at de fikk liten betydning for gjenveksten. Også for sitkagran er det funnet langt lavere etablering i kyststrøkene i nord enn i sør (Nygaard & Øyen 2017). For en oversikt over gode frøår på sitkagran henvises det til Miljødirektoratet & Landbruksdirektoratet (2019).

Frøenes evne til å tåle en overvintring har stor betydning for etablering av gjenvekst og spredning. I Norge frigjøres betydelige frømengder hos gran og sitkagran om høsten og gjennom etervinteren slik at frøet blir liggende en periode før spiring inntreffer (Skoklefeldt 1966). Fluktasjoner i temperatur og nedbør i denne perioden kan påvirke frøenes spireevne i sterk grad. Mork (1933) fant at spireevnen hos granfrø som hadde overvintret, ble redusert til 46 %, mens spireevnen var 80 % for frø samlet inn om høsten. En undersøkelse av hvordan overvintring av frø på fuktig jord under ustabile vinterforhold påvirket spireevnen, viste svært høy mortalitet, og Mork (1951) frarådet på grunnlag av sine undersøkelser høstsåing av gran i områder som ikke hadde stabilt vinterklima. Aas (1962) undersøkte spireevnen hos granfrø etter overvintring i Ås i Viken og fant at spireevnen avtok med antall dager frøene hadde ligget ute, og at frostpåvirkning var den viktigste årsaken til at 80 % av frøene gikk tapt. Ved gjentatt opptining og frysing av vannmettet frø skades eller drepes frøet (Øyen 1997), og det er indikasjoner på at frøet blir mer sårbart for angrep av mikroorganismer. Nilsen (1987) registrerte også en sterk reduksjon av

spireevnen hos granfrø etter høstsåing av stedegent frø i Ås. Müller-Olsen et al. (1956) har vist at særlig umodent frø gjennomgår en oppløsningsprosess under spirefasen, slik at tomfrøprosenten øker. Frøenes overlevelsessevne er trolig avhengig av respirasjonsintensiteten, og det er vist at frø med 20 % vanninnhold har en betydelig respirasjon alt ved 0°C. Respirasjonen øker sterkt med økende temperatur og gir økende tomfrøandel (Schönborn 1964).

## 2.2 Frøspredning

Skogforskningen i Norden har kartlagt frøspredning og etablering av gran siden begynnelsen av forrige århundre med hensyn til naturlig foryngelse (Eide 1930, Hesselmann 1934, 1938, Mork 1933, 1951, Nilsen 1986, 1987, Skoklefeldt 1965, 1966, 1997, Aas 1962). Formålet med frøspredningsundersøkelsene var gjerne å finne ut hvor store hogstflatene kunne være uten at det reduserte gjenvækstmulighetene ved naturlig foryngelse fra kant.

Erfaringene med frøspredning og etablering i avstand fra hogstkant på grunnlag av en lang rekke forsøk med frøfeller kan så langt oppsummeres med Hesselmanns ord: «Som hovedresultat framgick at besåningensintensiteten avtar mycket snabbt och märkligt regelbundet från beståndskanten» (Hesselmann 1934). Hesselmanns omfattende undersøkelser viser hvor raskt frøspredningen avtar fra kant: 30 meter er en kritisk grense for tilfredsstillende foryngelse, og ved 100 meter er frøfallet ubetydelig.

Norske og finske undersøkelser har bekreftet Hesselmanns undersøkelser en rekke ganger, og med tanke på tilfredsstillende naturlig foryngelse er 30 meter en kritisk avstand. Utover denne grensen avtar den kvantitative spredningen målt som antall frø per m<sup>2</sup> sterkt, samtidig som frøvekten avtar. Vindspredningen sorterer frøene både kvantitativt og kvalitativt. De frøene som spres lengst er de letteste frøene, de som har dårligst kvalitet og spireevne (Hesselmann 1938).

## 2.3 Etablering av foryngelse i vegetasjon

Forekomst og mengde av småplanter vil reguleres av abiotiske og biotiske faktorer slik som temperatur, fuktighet, næringsforhold, brann, predasjon, beiting, humustykkelse, vegetasjonsdekke og patogener. I mange tilfeller vil ekstrembetingelser kunne slå ut store deler av foryngelsen som ved tørke, snøtrykk, oppfrysing, skogbrann eller av skadegjørere som gransnutebille og rotmorkel. Nilsen (1986) viste at predasjon også kan redusere frøantallet betydelig: fugl, snegler og insekter kan gjøre betydelige innhogg i frømengden.

På Vestlandet vil begrenset frøproduksjon sammen med opptining og frysing i et ustabil vinterklima, konkurranse fra annen vegetasjon og tykke råhumusmatter trolig være den viktigste flaskehalsen for etablering (Øyen & Nygaard 2020). Økende villtbestander av hjort og rådyr kan lokalt begrense etablert foryngelse ved beiting og feiing av gevir.

Forsøksrader fra skogforskningen og erfaringer fra det praktiske skogbruket har vist at naturtypen kan være helt avgjørende for hvorvidt man får foryngelse av gran og andre treslag eller ikke. På marktyper med sterk vegetasjonskonkurranse som høgstaudekog, storbregneskog, røsslyngmark, gressmark og i deler av blåbærskog kan etableringen bli liten selv ved sterkt frøfall (Skoklefeldt 1997). Konkurranse, humusegenskaper og allelopati er antatt å være viktige begrensende faktorene her. Det er derfor skogbruket praktiserer planting på de nevnte vegetasjonstypene. På den annen side er foryngelse lett i vegetasjonstypene lavskog, småbregneskog og lågurtskog som følge av mindre konkurranse og bedre jordbunnsforhold (Skoklefeldt 1997).

I en særstilling står røsslyngmark, som det finnes mye av på Vestlandet. Det er den naturtypen hvor gran og sitkagran har størst problem med å etablere seg og hvor veksten kan hemmes i en periode på inntil 30 år etter spiring, såkalt veksthemmingsmark (Brantseg 1954, Børtnes 1969).

Det er ulike teorier på hvorfor røsslyngmarka vanskelig lar seg forynge av gran og sitkagran. Müller (1897) var kanskje blant de første som beskrev veksthemming på røsslyngmark, og han påpekte at manglende mykorrhizadannelse var en medvirkende årsak. En grundig oversikt over veksthemmingsproblemet peker på at røsslyngrøttene og mikroorganismer begrenser etablering av ektomykorrhiza på røtter hos gran og sitkagran (Handley 1963). Etablering av skog i lyngheier er fortsatt beskrevet som et problemområde innen skogskjøtsel (Kimmens 2004, Savill et al. 1997).

Foryngelse i urørt vegetasjon er en langsom og krevende prosess, og en rekke såforsøk har vist svært lave etableringsprosent. Meshechok (1956) utførte spireleieforsøk i Trysil og fant at avflekking av mosedekket ga stor økning i plantetilslaget. Mens planteprosenten på avflekkearealer var 4,7, var tilsvarende planteprosent i urørt vegetasjon 0,06. Skoklefald (1965) sammenlignet effekten av ulike spireleiebehandlinger for å undersøke vegetasjonen og humusens virkning på etablering av gran. Han fant at den totale planteavgangen i urørt vegetasjon var på 85 %. Han skriver videre at: «På en rekke felter ble det ikke funnet planter i urørt vegetasjon» og at «såing i urørt vegetasjon har nærmest vært helt mislykket. Etter 3 år står det svært få planter igjen i dette spireleiet.» Direkte såing i urørt vegetasjon med gran, sitkagran og europalerk i ruter på 0,25 m<sup>2</sup> hvor det ble sådd 100 frø per år i 3 år viste en etableringsprosent på mindre enn 1 % for alle treslagene (Nygaard & Stabbetorp 2006).

Som vist kan vegetasjonstypene rangeres etter hvor lett de lar seg forynge ved naturlig frøfall og såing i følgende rekkefølge: lavskog, småbregneskog, lågurtskog > bærlyngskog >> blåbærskog > blokkebærskog > storbregneskog, høgstaudeskog (Skoklefald 1997). Rangeringen viser både hvor en kan forvente å få tilfredsstillende foryngelse ved naturlig foryngelse og hvor de begrensede faktorene vegetasjonskonkurranse og humusegenskaper vil kunne forsinke eller hindre etablering. På vegetasjonstyper som er vanskelige å forynge, praktiseres derfor markberedning på deler av produksjonsarealet.

## 3 Oppdatert kunnskap om utenlandske treslag

### 3.1 Naturgitte forhold og risiko for spredning

*Spørsmål som skal besvares: Hvilke arealer, markforhold og treslag representerer størst risiko for spredning/etablering, og for konsekvenser for naturmangfold?*

#### 3.1.1 Spredning til ulike naturtyper

Siden 2016 har det i regi av Miljødirektoratet blitt utført systematisk kartlegging av kortdistansespredning av utenlandske treslag rundt totalt 63 utvalgte plantefelt med utenlandske treslag, hvorav 42 med sitka-/lutzgran, 15 med lerk og 6 med vrifuru (Olsen et al. 2016, Appelgren & Torvik 2017, Kyrkjeeide et al. 2017, Appelgren 2018, Olsen et al. 2019, Sandven et al. 2019). Til sammen dokumenterer disse rapportene at fremmede treslag er spredt til en lang rekke naturtyper (**Tabell 1**). Dette er oppsummert i Vollering et al. (2021), som viser at tettheten av spredte individer varierte mellom treslag: 0-211/ha for sitka-/lutzgran, 0-1045/ha for lerk og 0-219 for vrifuru, i gjennomsnitt henholdsvis 28, 13 og 34 individer/ha. De aller fleste av disse var småplanter og ikke fertile. Spredningen så ut til å være større for sitka-/lutzgran enn for vanlig gran plantet i de samme områdene (Appelgren & Torvik 2017, Olsen et al. 2019, Sandven et al. 2019).

De seks rapportene (Olsen et al. 2016, Appelgren & Torvik 2017, Kyrkjeeide et al. 2017, Appelgren 2018, Olsen et al. 2019, Sandven et al. 2019) viser også at det er stor variasjon i spredning til ulike naturtyper. For eksempel fant Sandven et al. (2019) mest spredning i skog, kystlynghei, sterkt endret fastmark og myr, og tilsvarende mindre spredning i for eksempel semi-naturlig eng. Å utvikle gode modeller for sannsynligheten for etablering av utenlandske treslag i ulike naturtyper, krever imidlertid at man må ta høyde for blant annet 1) frøspredning og 2) andre kilder til variasjon enn naturtype (Vollering et al. 2021). Punkt 1) innebærer at naturtypens avstand til plantefeltet påvirker etableringen. Dersom en bestemt naturtype ofte finnes i nærheten av plantefeltet, hvor de fleste frøene lander, vil den framstå som mer mottakelig for etablering enn den egentlig er. Punkt 2) innebærer at en naturtype tilsynelatende kan ha høy sannsynlighet for etablering dersom den systematisk forekommer sammen med andre forhold som fremmer etablering, for eksempel gunstige klimaforhold. Disse to punktene er ikke tatt høyde for i rapportene som presenterer resultatene av den systematiske spredningskartleggingen.

For å gi et korrigert bilde av sannsynlighet for etablering av småplanter i ulike naturtyper, har Vollering et al. (2021) brukt dataene fra Olsen et al. (2016), Appelgren & Torvik (2017), Kyrkjeeide et al. (2017), Appelgren (2018), Olsen et al. (2019) og Sandven et al. (2019) til å modellere etableringssannsynlighet i ulike naturtyper i henhold til NiN 2.0 (Halvorsen et al. 2015). Analysene viser at modellert relativ sannsynlighet for etablering i ulike naturtyper var ganske forskjellig fra faktisk tetthet av spredte individer for både sitka-/lutzgran og vrifuru, men mønstrene i etableringssannsynlighet i ulike naturtyper var ganske like for de ulike treslagene: T44 Åker hadde svært lav etableringssannsynlighet, mens relativt sjeldne naturtyper som T17 Aktiv skredmark hadde høy etableringssannsynlighet, sammen med for eksempel T31 Boreal hei og T34 Kystlynghei. Ulike sterkt endrede naturtyper (T35, T37, T39 og T43) hadde bare middels etableringssannsynlighet, på tross av mange registrerte individer i for eksempel Olsen et al. (2019). Det var ikke store forskjeller i modellert sannsynlighet for etablering mellom fastmarks- og våtmarksnaturtyper (Vollering et al. 2021).

Resultatene som er oppsummert i Vollering et al. (2021), omfatter kun kortdistansespredning og gir et øyeblikksbilde av spredning uten å gå nærmere inn på hvordan situasjonen vil utvikle seg over tid, for eksempel med tanke på dødelighet av småplanter. Så lenge plantene er små, vil de i stor grad være beskyttet mot frost, tørke og beite nede i vegetasjonen, mens dødeligheten øker etter hvert som de vokser ut av feltsjiktet.

Langdistansespredning finnes det generelt lite kunnskap om, med unntak av noen få eksempelstudier (Nygaard & Brean 2001, Thorvaldsen 2016). Dette vil vanligvis skje ved at frø fra

konglebærende spredningstrær bidrar til videre spredning i landskapet. Ettersom de fleste spredningstrærne foreløpig er svært små, utgjør langdistansespredning neppe noe omfattende problem nasjonalt.

**Tabell 1.** Naturtyper i henhold til NiN 2.0 (Halvorsen et al. 2015) hvor det er funnet spredning av utenlandske treslag under kartlegging i regi av Miljødirektoratet. For hver naturtype (hovedtypegruppe) er det angitt NiN-kode, rødliststatus (RL) i henhold til Norsk rødliste for naturtyper (NT=nær truet, VU=sårbar, EN=sterkt truet, DD=datamangel) (Artsdatabanken 2018), hvilke treslag som er funnet spredt dit og referanser til originallitteraturen. Tallene i parentes bak hvert treslag angir tettheten av selvsprede trær per daa for den aktuelle naturtypen. Dataene er noe bearbejdet av Vollerling et al. (2021) og definert ut ifra et 10x10 m rutenett. Det innebærer f.eks. at hvis det er funnet spredning i en celle som omfattes av to naturtyper, vil det telle som spredning til begge naturtypene, og antall spredte individer vil fordeles mellom de to naturtypene. Naturtyper hvor spredning ikke er registrert, er ikke inkludert i tabellen.

Naturtype	Kode	RL	Treslag	Referanse
Nakent berg	T1		Lerk (0,2), sitka/lutz (2,6), vrifuru (0,4)	Olsen et al. 2016, Appelgren & Torvik 2017, Appelgren 2018, Olsen et al. 2019, Sandven et al. 2019
Åpen grunnlendt mark	T2		Sitka/lutz (6,1)	Appelgren 2018, Olsen et al. 2019
Fastmarksskogsmark	T4		Lerk (5,4), sitka/lutz (3,9), vrifuru (0,7)	Olsen et al. 2016, Appelgren & Torvik 2017, Kyrkjeide et al. 2017, Appelgren 2018, Olsen et al. 2019, Sandven et al. 2019
Strandberg	T6		Sitka/lutz (2,7)	Olsen et al. 2019
Strandeng	T12	VU	Sitka/lutz (0,4)	Olsen et al. 2019
Rasmark	T13		Sitka/lutz (0,2)	Kyrkjeide et al. 2017
Rasmarkhei og -eng	T16		Sitka/lutz (1,7)	Olsen et al. 2016, Kyrkjeide et al. 2017
Aktiv skredmark	T17	DD	Lerk (104,5), sitka/lutz (21,1)	Appelgren & Torvik 2017
Sanddynemark	T21	VU	Sitka/lutz (1,1)	Appelgren 2018
Driftvoll	T24		Sitka/lutz (0,5)	Olsen et al. 2019
Blokkmark	T27		Sitka/lutz (1,1)	Kyrkjeide et al. 2017, Appelgren 2018, Olsen et al. 2019
Grus- og steindominert strand og strandlinje	T29		Sitka/lutz (1,1)	Olsen et al. 2019
Flomskogsmark	T30	VU	Vrifuru (0,6)	Olsen et al. 2016
Boreal hei	T31	VU	Sitka/lutz (1,1)	Olsen et al. 2016, Kyrkjeide et al. 2017, Olsen et al. 2019
Semi-naturlig eng	T32	VU	Lerk (0,8), sitka/lutz (1,6)	Olsen et al. 2016, Appelgren & Torvik 2017, Kyrkjeide et al. 2017, Appelgren 2018, Olsen et al. 2019, Sandven et al. 2019
Kystlynghei	T34	EN	Sitka/lutz (5,1), lerk (0,6), vrifuru (2,0)	Olsen et al. 2016, Appelgren & Torvik 2017, Appelgren 2018, Sandven et al. 2019

Naturtype	Kode	RL	Treslag	Referanse
Ny fastmark på tidligere våtmark og ferskvannsbunn	T36		Sitka/lutz (3,9)	Olsen et al. 2019
Sterkt endret fastmark med preg av semi-naturlig eng	T40		Sitka/lutz (1,5), vrifuru (21,8)	Olsen et al. 2016, Sandven et al. 2019
Oppdyrket mark med preg av semi-naturlig eng	T41		Lerk (0,2), sitka/lutz (1,1)	Sandven et al. 2019
Åker	T44		Sitka/lutz (0,1), lerk (0,01)	Olsen et al. 2016, Appelgren & Torvik 2017
Oppdyrket varig eng	T45		Sitka/lutz (0,6), lerk (0,1)	Olsen et al. 2016, Appelgren & Torvik 2017, Kyrkjeide et al. 2017, Appelgren 2018, Olsen et al. 2019, Sandven et al. 2019
Åpen jordvannsmyr	V1		Sitka/lutz (3,6), lerk (0,1), frifuru (0,2)	Olsen et al. 2016, Appelgren & Torvik 2017, Kyrkjeide et al. 2017, Appelgren 2018, Olsen et al. 2019, Sandven et al. 2019
Myr- og sumpskogsmark	V2		Sitka/lutz (1,6), lerk (0,1)	Kyrkjeide et al. 2017, Olsen et al. 2019, Sandven et al. 2019
Nedbørsmyr	V3	NT	Sitka/lutz (1,4), vrifuru (0,04)	Olsen et al. 2016, Kyrkjeide et al. 2017, Olsen et al. 2019
Strandsumpskogsmark	V8		Sitka/lutz (0,4), vrifuru (0,5)	Olsen et al. 2016, Appelgren 2018
Semi-naturlig myr	V9	EN	Sitka/lutz (6,4), lerk (0,1)	Appelgren 2018
Semi-naturlig våteng	V10	DD	Sitka/lutz (0,2)	Kyrkjeide et al. 2017
Grøftet åpen torvmark	V12		Sitka/lutz (1,6)	Olsen et al. 2016
Ny våtmark	V13		Sitka/lutz (2,8)	Appelgren 2018

### 3.1.2 Betydningen av forstyrrelse

Resultatene til Vollering et al. (2021) og **Tabell 1** gir en indikasjon på ulike naturtypers mottagelighet for etablering av utenlandske treslag. Likevel er det kanskje viktigere å spørre om *når* en naturtype er mottagelig for etablering. En viktig faktor som gir økt etablering i alle naturtyper, er forstyrrelser som medfører blottlegging av mineraljord (se også **kap. 2**). Dette kan være både naturlige forstyrrelser som skogbrann, vindfellinger og ras, og menneskeskapt forstyrrelser i form av for eksempel kjørespor og beitetråkk. Dersom slike forstyrrelser faller sammen med gode frøår kan dette gi opphav til rikelig foryngelse. Det betyr at forekomst av forstyrrelser kan overstyre betydningen av naturtype for spredning av utenlandske treslag. I tillegg til naturtyper med høy grad av forstyrrelser vil også naturtyper med lavt artsantall og mye plantetilgjengelig næring være utsatt for spredning (Davis et al. 2000).

Det kommer fram i mange av spredningsundersøkelsene (Nygaard et al. 1999, Nygaard et al. 2015, Olsen et al. 2016, Nygaard & Øyen 2017, Appelgren 2018, Sandven et al. 2019, Olsen et al. 2019) at det er på forstyrret mark som veikanter, kjørespor, kraftgater, vinsjestriper og hogstflater, at spredningen av utenlandske treslag er størst. Sandven et al. (2019) og Appelgren (2018) viser mange illustrative eksempler på betydningen av forstyrrelser, som veikantspredning (**Figur 1**) og linjetrase (**Figur 2**). Også Vesterbukt (2017) viser at oppslaget på hogstflater kan være betydelig. **Tabell 1** viser i tillegg at mange av naturtypene med etablering er typer med høy naturlig forstyrrelsesgrad, for eksempel aktiv skredmark. I tråd med dette viser resultatene til Vollering et al. (2021) en tendens til økt etableringssannsynlighet i naturtyper karakterisert av destabiliserende forstyrrelse. Ved kartlegging av naturtyper etter NiN-systemet vil det imidlertid ikke alltid komme tydelig fram i hvilke tilfeller etablering av utenlandske treslag skyldes småskala



menneskeskapt forstyrrelser. For eksempel vil hogstflater kartlegges som skog. Det betyr at resultatene som presenteres i **Tabell 1** og Vollering et al. (2021), ikke nødvendigvis får fram hele betydningen av forstyrrelse for etablering.



*Figur 1. Eksempel på veikantspredning av sitkagran i Hordaland (Sandven et al. 2019).*



*Figur 2. Rikelig foryngelse av sitkagran i linjetrasé som deler et plantefelt (Appelgren 2018).*



### 3.1.3 Spredningsavstand

Spredningsavstander for sitkagran og andre utenlandske treslag er rapportert i ulike undersøkelser fra skogreisingsstrøkene (Nygaard et al. 1999, Skre 2000, Nygaard et al. 2015, Olsen et al. 2016, Thorvaldsen 2016, Appelgren & Torvik 2017, Kyrkjeeide et al. 2017, Nygaard & Øyen 2017, Appelgren 2018, Olsen et al. 2019, Sandven et al. 2019) (**Tabell 2**). Observert spredningsavstand i undersøkelsene bekrefter i stor grad det som tidligere er kjent fra frøspredningsundersøkelser på gran og furu: Etableringen avtar med økende avstand til kant, og det er lite etablering utover 100 meters avstand (se også **kap. 2**). Kartleggingen til Sandven et al. (2019) kan indikere noe lengre spredningsavstander, men spredningsmønsteret her tyder på betydelig usikkerhet knyttet til spredningskildene, noe som også diskuteres i rapporten. Antall planter per arealenhet, som gir et mål på invasjonstrykket, ligger i størrelsesorden 1-5 planter/daa, og antallet spredningstrær med konglesetting er generelt sett svært lavt. Undersøkelsene viser også at det er langt mer spredning langs kysten i sør enn i Nord-Norge.

**Tabell 2.** Gjennomsnittlig spredningsavstand og gjennomsnittlig maksimal spredningsavstand for ulike utenlandske treslag basert på tallene i Olsen et al. (2016), Appelgren & Torvik (2017), Kyrkjeeide et al. (2017), Appelgren (2018), Olsen et al. (2019) og Sandven et al. (2019). Maksimal spredningsavstand for vrifuru er ikke oppgitt.

Treslag	Gjennomsnittlig avstand (m)	Gjennomsnittlig maks. avstand (m)
Lerk	65,6	163,2
Sitka-/lutzgran	58,9	172,9
Vrifuru	42,8	-

Alle treslagene som omfattes av denne rapporten, er vindspredte, og frøspredningsavstandene er trolig ganske sammenlignbare. Tilplantet areal vil derfor være bestemmende for omfanget av spredningen. Sitkagran og lerkarter er vist å kunne ha stor spredning (Nygaard et al. 1999, Nygaard & Brean 2001, Olsen et al. 2016, Appelgren & Torvik 2017, Kyrkjeeide et al. 2017, Appelgren 2018, Olsen et al. 2019, Sandven et al. 2019). For vrifuru er spredningsavstandene og -omfanget mer begrenset (Nygaard et al. 1999, Nygaard et al. 2015, Olsen et al. 2016). Noe av forklaringen kan være knyttet til at vrifuru har en branntilpasning til kongleåpning slik at bare en andel av konglene åpner seg uten brann (Nygaard et al. 2015). For europalerk og sibirlerk kan sekundærspredning på skare bidra til økt spredningsavstand. For lutzgran bør det bemerkes at å bruke spredningsavstander for sitkagran fra kyststrøk i sør, fordi det er vanskelig å skille artene, kan medføre at treslaget føres opp med større spredningsevne enn det faktisk har. En rangering av spredning etter undersøkelse av etablering for treslagene som denne rapporten omfatter kan være:

*sitkagran, lerk > lutzgran > vrifuru*

Sitka-/lutzgran ser ut til å ha lengre spredningsavstand enn vanlig gran plantet i de samme områdene (Olsen et al. 2019, Sandven et al. 2019), men her er datamaterialet lite.

Spredningsundersøkelsene gjenspeiler situasjonen på det utvalget av arealer som har spredning. En del plantefelter viser imidlertid ingen eller svært liten spredning, for eksempel fant Nygaard et al. (2015) spredning rundt 25 av 68 undersøkte vrifurufelt. Nygaard & Øyen (2017) undersøkte spredning rundt 29 sitkagranfelter, og 16 felter ble utelatt på grunn av ingen eller svært lite spredning (<20 individer). Hvorvidt spredning forekommer, avhenger trolig av faktorer som alder på plantefeltet, omkringliggende naturtyper og omfanget av forstyrrelser.

### 3.1.4 Spredning fra andre plantinger av utenlandske treslag

Mesteparten av kunnskapen vi har om spredning av utenlandske treslag i Norge stammer fra undersøkelser av plantefelt i produksjonsskogbruket. Disse treslagene benyttes imidlertid også i leplantinger, hager, parker og lignende. Selv om arealet av slike plantinger er lite, kan

spredningen være omfattende. En undersøkelse av spredning av europalerk fra Sandviksalléen på Nordmøre viste omfattende langdistansespredning over en periode på 200 år, men også at spredningen av dette lyselskende treslaget var begrenset til åpne arealer (Nygaard & Brean 2001). En annen undersøkelse av europalerk, ved Solum prestegård i Skien, hvor det i utgangspunktet ble plantet tre trær, viste omfattende foryngelse med etablering av bestand (Schotte 1917). Til sammen viser disse studiene at spredning fra alléer, grenseplantinger, holt og enkelttrær ikke må undervurderes.

I tilknytning til arboretet i Nordskoggen ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet i Ås ble det utført en undersøkelse av spredning av utenlandske trær og busker (Tonjer 2011). Undersøkelsen oppsummerte at av bartrærne ble det funnet mye etablering av edelgran og kjempeedelgran, men derimot få registrerte individer av silkefuru, europalerk, serbergran og douglasgran. En nyere undersøkelse av invasjonspotensial («weighted regeneration density») av bartrær fra 23 arboreter i Belgia etablert i perioden 1890-1914 (Fanal et al. 2021) rangerte de viktigste undersøkte treslagene i følgende orden etter avtagende invasjonspotensial:

*vestamerikansk hemlokk > kjempeedelgran > nordmannsedelgran > kjempetuja > weymouthfuru > lawsonsyress > douglasgran > solsyress > japanlerk > kilikia-edelgran > nålesyress > sitkagran*

Sitkagran viste i arbeidet til Fanal et al. (2021) en spredningsavstand som samsvarer med de norske undersøkelsene, men rangeres likevel lavt med hensyn til spredningspotensial sammenlignet med de andre treslagene. Flere av de undersøkte treslagene er lite brukte treslag i norsk skogbruk, selv om noen av dem benyttes i parker og hager. Undersøkelsene illustrerer likevel at spredning kan forekomme også ved annen bruk av utenlandske treslag enn i skogsbrukssammenheng. Plantinger av enkeltrær (gårdstun), grupper, leplantinger og alléer kan dessuten gi økt spredning per tre sammenlignet med produksjonsarealer. Dette skyldes at produksjonsarealene avvirkes regelmessig, noe som gir lange perioder med opphør av frøproduksjon, mens trær utenfor produksjonsarealer ofte blir stående lenge og rekker å produsere store mengder frø. Slike trær står dessuten ofte fritt og vindeksponert, noe som bidrar til økt frøproduksjon og økt frøspredning.

I byer brukes ofte mange utenlandske treslag av estetiske grunner eller fordi de har høy tålegrense for forurensning. Det har derfor utviklet seg en egen disiplin, «urban forestry», hvor også spredningskontroll er et viktig tema (Gaertner et al. 2017).

### 3.1.5 Effekter av utenlandske treslag på naturmangfold

Som beskrevet over viser en rekke undersøkelser at utenlandske treslag kan spres til og etablere seg i norsk natur. Spredning er imidlertid ikke nødvendigvis ensbetydende med negativ økologisk effekt (Sandvik et al. 2017). Det finnes lite kvantitative data på økologiske effekter av utenlandske treslag fra studier i Norge. En nylig oppsummering av Øyen & Nygaard (2020) fant 7 norske arbeider knyttet til økologiske effekter av sitkagran (**Tabell 3**). Den mest iøynefallende effekten som ble funnet, var en reduksjon av karplanter og kryptogamer på produksjonsarealet. Hilmo et al. (2014) viste i tillegg at den negative effekten på kryptogamer var større i plantefelt med sitkagran enn vanlig gran. Undersøkelser av spretthaler viste liten endring i artsantall mellom sitkagran, gran og bjørk, men stor utskifting av arter. For fugler viste undersøkelser på liten skala redusert artsantall, mens undersøkelser på landskapsnivå har vist at artsantallet kan øke ved at det skapes mer mosaikk og at arter knyttet til bartrær kommer inn.

Undersøkelser fra Europa tyder på positive effekter av utenlandske treslag på artsgrupper som for eksempel jordbunnsfauna og sopp, mens effekter på andre artsgrupper varierte fra negative til positive (Øyen & Nygaard 2020). Wohlgemuth et al. (2019) tar for seg økosystemeffekter av 15 av de mest brukte utenlandske treslagene i Europa knyttet til egenskaper ved treslagene («traits»). Denne studien, som bygget på 550 publiserte arbeider, viste generelt negative effekter på artsrikdom, samt at lauvtreslag påvirket naturlige økosystemer mer enn bartreslag. I Norge er det så langt bare utført engangsundersøkelser av økologisk effekt på liten skala, og Øyen &

Nygaard (2020) konkluderer med at det er behov for mer forskning på økologiske effekter av utenlandske treslag over hele omløpet. Slike undersøkelser bør inkludere både positive, nøytrale og negative effekter.

**Tabell 3.** Norske studier av økologiske effekter av sitkagran basert på Øyen & Nygaard (2020). Tabellen viser hvilken artsgruppe som er studert, studienes skala, effekt på artsrikdom og abundans av den aktuelle artsgruppen og referanse til originallitteraturen.

Artsgruppe	Skala	Effekt	Referanse
Fugler	1 plantefelt	Negativ (artsrikdom)	Nygaard & Stabbetorp (2006)
Spretthaler	1 plantefelt	Nøytral (artsrikdom og abundans)	Fjellberg et al. (2007)
Kryptogamer	18 plantefelt	Litt negativ (artsrikdom og abundans)	Hilmo et al. (2014)
Epifyttiske lav	1 plantefelt	Litt negativ (artsrikdom)	Øyen & Skye (1999)
Epifyttiske lav	5 plantefelt	Negativ (artsrikdom)	Wannebo-Nilsen et al. (2010)
Markvegetasjon	1 plantefelt	Negativ (artsrikdom)	Nygaard & Stabbetorp (2006)
Markvegetasjon	38 trær	Litt negativ (artsrikdom og abundans)	Saure et al. (2013, 2014)

Noen av de utførte spredningsundersøkelsene i regi av Miljødirektoratet kommenterer negative effekter på rødlistede arter. Verken Appelgren & Torvik (2017) eller Appelgren (2018) fant tilfeller der utenlandske treslag var en konkret trussel mot kjente forekomster av rødlistede arter. Olsen et al. (2019) oppsummerer med at få funn av rødlistearter knyttet til lokalitetene på Helgelandskysten tyder på at spredning av fremmede treslag ikke utgjør noen umiddelbar trussel mot truede arter. Dette skyldes mer at plasseringen av plantefeltene i intensivt drevne landskap i liten grad overlapper med forekomst av rødlistearter enn egenskaper ved trærne (Olsen et al. 2019). På den annen side er det vist at utenlandske treslag kan være viktig som reirtre for den rødlistede hønsehauken (Sortland kommune 2015), samt å huse flere rødlistede sopparter (Solem 2009).

Selv om utenlandske treslag foreløpig i liten grad utgjør en trussel mot rødlistede arter, er det registrert spredning av utenlandske treslag til en rekke rødlistede naturtyper: nedbørsmyr (NT), strandeng (VU), sanddynemark (VU), flomskogsmark (VU), boreal hei (VU), semi-naturlig eng (VU), kystlynghei (EN), semi-naturlig myr (EN), aktiv skredmark (DD) og semi-naturlig våteng (DD) (**Tabell 1**). I tillegg omfatter flere av hovedtypegruppene i **Tabell 1** rødlistede naturtyper på et mer detaljert nivå – for eksempel er slåttemark (CR) en egen vurderingsenhet under semi-naturlig eng –, men kartleggingen i regi av Miljødirektoratet gir ikke svar på om det er funnet spredning av utenlandske treslag i disse underkategoriene av naturtypene. Oversikten på hovedtypegruppenivå viser uansett at utenlandske treslag kan spre seg til, og dermed potensielt utgjøre en trussel mot, truede naturtyper. Dette vil imidlertid avhenge av omfanget av spredning, som igjen avhenger av nærhet til spredningskilden og naturtypens dynamikk og tilstand. For eksempel vil semi-naturlige naturtyper i god hevd, hvor trær ikke får mulighet til å vokse seg store, være mindre utsatt enn semi-naturlige naturtyper i dårlig hevd hvor gjengroing er et problem. Undersøkelsene til Appelgren (2018) og Sandven et al. (2019) viser da også at på semi-naturlig mark som holdes i hevd ved beiting, er det lite etablering.

Kystlynghei er en utvalg naturtype og rødlistet som sterkt truet (EN). Opphør av tradisjonell skjøtsel med påfølgende gjengroing er den viktigste trusselen mot naturtypen (Hovstad et al. 2018), og fremmede organismer i form av utenlandske treslag bidrar til økt gjengroing av kystlyngheiene (Saure et al. 2013, 2014). Både Olsen et al. (2016), Appelgren & Torvik (2017), Nygaard & Øyen (2017), Appelgren (2018) og Sandven et al. (2019) fant spredning av utenlandske treslag til kystlynghei, men omfanget av spredningen kan variere avhengig av forstyrrelser og skjøtsel. Funn av spredning er heller ikke ensbetydende med at det er enkelt for for eksempel sitkagran å etablere seg i kystlynghei. Som nevnt i **kap. 2** har kystlynghei med dominans av røsslyng på grunn av konkurranse, allelopati og næringsbegrensninger vært en flaskehals gjennom alle tider for de som ønsker et sitkaskogbruk på slike arealer. Vollering et al. (2021) anser likevel at kystlynghei

har relativt høy sannsynlighet for etablering av utenlandske treslag. Dette er imidlertid hovedsakelig basert på funn av småplanter. Forstyrrelser spiller trolig også en viktig rolle her (se også **kap. 3.1.2** og **kap. 2**).

## 3.2 Areal med utenlandske treslag

*Spørsmål som skal besvares: Det finnes mange ulike anslag på areal med utenlandske treslag i Norge. Kan Landsskogtakserings materiale sammen med andre observasjoner belyse usikkerheten i disse anslagene? Kan man si noe nærmere om hva som har skjedd og skjer av spredning av utenlandske treslag?*

### 3.2.1 Areal basert på plantestatistikk

Det finnes en rekke ulike estimater på areal med utenlandske treslag i Norge. For eksempel kan produksjonsareal av utenlandske treslag beregnes på grunnlag av plantestatistikk: Ifølge Øyen et al. (2009) er det plantet ca. 800 km<sup>2</sup> med utenlandske treslag i Norge i perioden 1872-2005, fordelt på 500 km<sup>2</sup> med sitkagran, 50 km<sup>2</sup> med lutzgran, 80 km<sup>2</sup> med vrifuru og 35 km<sup>2</sup> med lerk. Disse tallene er basert på «Skogdirektørens statistikk over skogplanter av introduserte bartrær levert fra norske skogplanteskoler (1872-2005) til planting, skjønnsmessig justert i forhold til planteforband» (Øyen et al. 2009). Dette er med andre ord et estimat på arealet som er tilplantet med utenlandske treslag, men inkluderer ikke områder med spredning.

### 3.2.2 Landsskogtakseringens areal

Landsskogtakseringen genererer også estimater på areal av utenlandske treslag. Disse arealberegningene, som baseres på systematiske registreringer i Landsskogtakseringens landsdekkende nettverk av flater, kan gi gode estimater på utviklingen over tid med tanke på areal, stående volum og tilvekst når trærne når brysthøydiameter på 5 cm og danner skog. Disse registreringene ligger til grunn for Landsskogtakseringens forekomstareal og dominansareal for utenlandske treslag som er vist i **Tabell 4** for perioden 2000-2018. Landsskogtakseringens forekomstareal inkluderer produktiv og uproduktiv skog med minst ett tre med brysthøydiameter > 5 cm. Areal med bare småplanteforyngelse er ikke inkludert. Foruten bartrær inngår platanlønn. Dominansarealet er areal med mer enn 50 % kronedekning av utenlandske treslag, og dette samsvarer godt med beregningene av produksjonsareal basert på plantestatistikk.

Landsskogtakseringens forekomstareal og dominansareal av utenlandske treslag viser en liten økning over tid fra 2000 til 2015, men med en liten nedgang i 2018 som kan skyldes avvirking. I arbeidet med denne rapporten har vi forsøkt å korrigere Landsskogtakseringens forekomstareal for 2018 ved å inkludere annet tresatt areal (utenfor skog) med minst ett tre med brysthøydiameter > 5 cm, samt å inkludere flater hvor det bare finnes småplanter av utenlandske treslag med høyde > 0,3 m (Granhus in prep.). Platanlønn er utelatt i denne beregningen. Det nye forekomstarealet for 2018 blir da **1718 km<sup>2</sup>**. Av produktiv skog nasjonalt utgjør dette en andel på omtrent 2 %, og av skogdekket areal (produktiv + uproduktiv) utgjør dette en andel på 1,4 %. Dette tallet representerer produksjonsarealet for utenlandske treslag, samt hovedtyngden av spredningen på utsiden av plantefeltene. Manglende registrering av småplanter < 0,3 m gjør at arealet av spredning trolig er noe underestimert.

**Tabell 4.** Landsskogstakseringens forekomstareal og dominansareal (km<sup>2</sup>) for periode 2000-2018 (Tomter & Dalen 2018, supplert med nye data for 2018).

År	Forekomstareal (km <sup>2</sup> )	Dominansareal (km <sup>2</sup> )
2000	1110	630
2005	1280	690
2010	1410	750
2015	1500	760
2018	1480	830

### 3.2.3 Artsdatabankens areal

Arealanslag for utenlandske treslag kan også baseres på observasjon av forekomster knyttet til Statistisk sentralbyrås landsdekkende rutenett (SSNB2KM, Strand & Bloch 2009), slik det er gjort i Fremmedartslista (Artsdatabanken 2018). Der er forekomstareal og utbredelsesområde definert som følger, i henhold til retningslinjene i Sandvik et al. (2017):

*forekomstareal = antall forekomster × 4 km<sup>2</sup>*

*utbredelsesområde = arealet til den minste konvekse polygonen som kan konstrueres rundt alle artens forekomster*

...der en forekomst er definert som:

*en rute celle på 2 km × 2 km som individer av arten lever i og som er vesentlig for disse individenes overlevelse eller reproduksjon*

Artsdatabankens beregningsmetode gir et forekomstareal og utbredelsesområde for utenlandske treslag som er i en helt annen størrelsesorden (**Tabell 5**) enn estimatene fra Landskogstakseringen og Øyen et al. (2009). For sitkagran tilsvarende Artsdatabankens forekomstareal henimot det totale granarealet i Norge. Grunnen til at forekomstarealet blir så stort, er at etter hvert som det observeres forekomster i nye ruter, øker arealet med 4 km<sup>2</sup> for hver ny rute forekomst. Utbredelsesområdet blir enda større fordi det omfatter et sammenhengende areal som skal inkludere alle forekomstene. Det faktiske arealet av utenlandske treslag er trolig mye mindre enn både forekomstareal og utbredelsesområde, men metoden benyttes for å få en enhetlig arealberegning for alle arter som risikovurderes.

Forekomstene som danner grunnlaget for Artsdatabankens beregninger, er i stor grad tuftet på rapporterte observasjoner av småplanter, for eksempel fra Artsdatabankens database Artskart, og derfor beheftet med usikkerhet knyttet til blant annet presisjon i stedfesting. Samtidig er antall rapporterte forekomster trolig en underestimert av antall faktiske forekomster.

**Tabell 5.** Beste anslag på forekomstareal og utbredelsesområde for utenlandske treslag som omfattes av denne rapporten, fra Fremmedartslista (Artsdatabanken 2018).

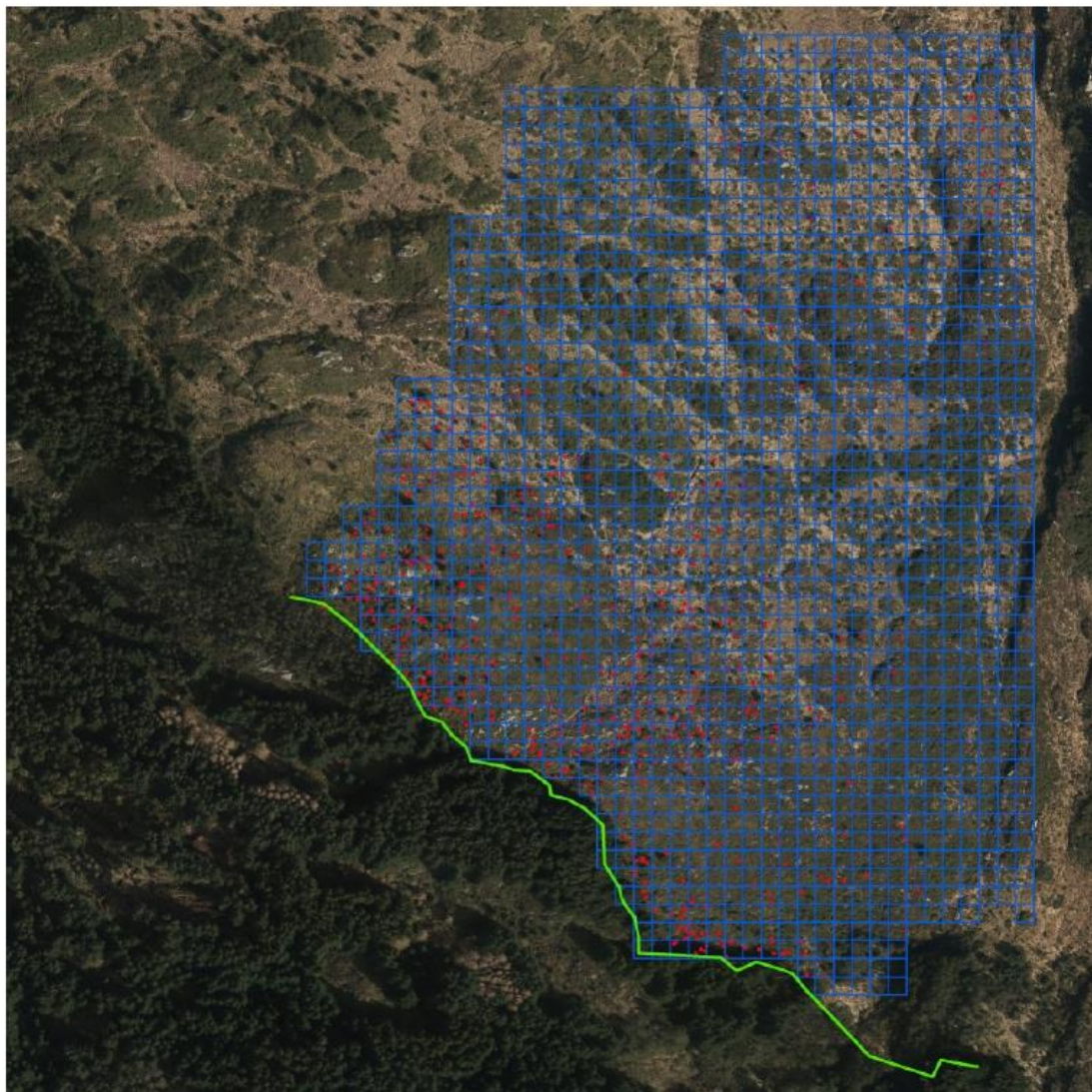
Art	Forekomstareal (km <sup>2</sup> )	Utbredelsesområde (km <sup>2</sup> )
Sitkagran*	24000	356000
Lutzgran*	24000	50000
Vrifuru	2400	250000
Hybridlerk**	1120	128000
Japanlerk**	1120	128000
Europalerk	21440	305000
Sibirlerk	1440	175000

Samlet risikovurdering av \*sitka/lutz og \*\*hybrid-/japanlerk

### 3.2.4 Hvilke tall skal man benytte?

Uavhengig av om man er interessert i tilplantet areal eller areal med spredning, finnes det ingen helt nøyaktig oversikt over arealet med utenlandske treslag i Norge (Olsen et al. 2016). Resultatet av de ulike beregningene er ikke sammenlignbare fordi de er basert på svært ulikt grunnlag og ulik metodikk, til dels også med ulikt formål. Landsskogstakseringens tall er trolig det mest realistiske estimatet på tilplantet og skogdekkende areal, mens det er knyttet usikkerhet til det faktiske arealet med spredning.

For produksjonsarealet vil avvirking og valg av treslag som plantes etter hogst, være bestemmende for arealutviklingen for utenlandske treslag framover. Arealet med spredning vil derimot trolig øke over tid dersom ikke tiltak settes i verk. Gjennomsnittlig tetthet av småplanter på spredningsarealet er foreløpig lav (**Tabell 1**): Småplantene er ofte klumpvis fordelt, og med størst forekomst nær bestandskant (**Figur 3**). Innenfor spredningspolygonet vil det likevel være et mindre antall ruter som er okkupert selv om spredningen er høy. I tilfellet i **Figur 3** var 80 % av rutene uten spredning. Med tanke på fjerning er det spredte forekomster lengst fra kant som vil være ressurskrevende.



**Figur 3.** Spredning av sitkagran (i rødt) fra plantefelt på Strandafjellet i Hordaland med mye spredning nær kanten av plantefeltet, maksimum spredningsavstand på 508 meter fra kant og hvor 80 % av rutene ikke var okkupert (Nygaard & Øyen 2017). Det blå rutenettet har 10x10 m rutestørrelse.



### 3.3 Områder egnet for fortsatt bruk

*Spørsmål som skal besvares: Hvor vil egnetheten for fortsatt produksjonsskogbruk med utenlandske treslag være størst?*

#### 3.3.1 Hvor er utenlandske treslag viktig for produksjonsskogbruket?

I et regionalt og skogøkonomisk perspektiv er behovet for fortsatt bruk av utenlandske treslag størst på dagens produksjonsareal, med et sterkt tyngdepunkt på sitka- og lutzgranarealet i kystskogbruket. Videre er det viktig å kunne benytte vrifuru mer lokalt på problemarealer i Innlandet hvor snøskyttesopp (*Phacidium infestans*) vanskeliggjør foryngelse med vanlig furu. Fortrinnet er knyttet til arealer hvor sitka-/lutzgran og vrifuru gir en stor bonitetsheving sammenlignet med stede egne treslag. Som vist i **Tabell 6** er det Nord-Norge og Vestlandet som er viktigst for produksjonsskogbruk med utenlandske treslag. I kyststrøkene er det eksisterende produksjonsarealer i ytre og midtre fjordstrøk som vil være mest aktuelle for fortsatt sitkagranskogbruk.

**Tabell 6.** Areal (i tusen daa) av utenlandske treslag beregnet som forekomstareal (FA) og domiansareal (DA) i de ulike regionene, og med tilhørende andel (%) av totalt tresatt areal, totalt skogareal og produktivt skogareal (*Granhus in prep.*, basert på data fra Landskogstakseringen).

Landsdel	Utenl. treslag		Tot. tresatt areal			Tot. skogareal			Prod. skogareal		
	FA	DA	Totalt	% FA	% DA	Totalt	% FA	% DA	Totalt	% FA	% DA
Nord-Norge	271	179	37 090	0,73	0,48	29 340	0,92	0,61	15 510	1,75	1,15
Trøndelag	128	74	19 510	0,66	0,38	16 260	0,79	0,46	11 260	1,14	0,66
Vestlandet	898	499	18 820	4,77	2,65	15 830	5,67	3,15	10 720	8,38	4,65
Sør- og Østl.	180	78	63 950	0,28	0,12	58 648	0,31	0,13	48 190	0,37	0,16
Sum	1 477	830	139 370	1,06	0,60	120 078	1,23	0,69	85 680	1,72	0,97

Med tanke på et endret klima med mer ekstremvær hvor blant annet gran kan få problemer som følge av stormfelling, tørke og barkbiller, vil det kunne bli aktuelt med økt bruk av andre, mer tørketålende utenlandske bartreslag i framtiden. Edellauvtrær vil trolig være bedre tilpasset framtidens klima enn for eksempel gran (Nordén et al. 2019, 2021), men er i dag lite lønnsomt for skogbruket (Olsen et al. 2021). I Europa gjennomføres nå treslagsskifte på store arealer hvor douglasgran med høy tørkeresistens og stor volumproduksjon erstatter vanlig gran (Pötzelsberger et al. 2020b, Spiecker et al. 2019). Også på arealer med store råteproblemer for gran kan utenlandske treslag som edelgran, være en del av løsningen.

Et totalforbud mot bruk av utenlandske treslag vil føre til at skogbruket har få eller ingen økonomisk realistiske alternativer på de nevnte arealtype, ikke minst med tanke på et framtidig klimatilpasset skogbruk hvor økt biomasseproduksjon og økt karbonbinding er viktige elementer. Samtidig vil den usikkerheten som de senere år er skapt rundt fortsatt bruk av utenlandske treslag gi liten forutsigbarhet for planteskoler som produserer planter av slike treslag. Det kan øke behovet for naturlig foryngelse etter hogst, noe som er lite gunstig med tanke på spredning til omkringliggende arealer.

#### 3.3.2 Hvor bør utenlandske treslag ikke plantes av hensyn til naturmangfoldet?

Selv om det er registrert spredning av utenlandske treslag til en rekke naturtyper, varierer omfanget av spredning mellom treslag og mellom naturtyper (se **kap. 3.1**). Dersom dagens regulering av planting av utenlandske treslag til skogbruksformål skal videreføres, med mål om å redusere spredningen av slike treslag, vil det være viktig å både bedrive aktiv spredningskontroll og å planlegge bruken så faren for spredning blir minst mulig. Sistnevnte er relevant selv om omfanget av nyplanting av utenlandske treslag i dag er lite, og kan gjøres i forbindelse med søknadsprosedyrene for tillatelse til utsetting av utenlandske treslag i henhold til forskrift om utsetting av utenlandske treslag til skogbruksformål (se også **kap. 3.4.2**).

Funnene til blant annet Vollering et al. (2021), som oppsummerer resultatene av Miljødirektoratets kartlegging av kortdistansespredning av fremmede bartrær (se **kap. 3.1**), tyder på at planting av utenlandske treslag bør unngås i og nær landskap dominert av naturtyper som er preget av naturlig forstyrrelse, som skredmark, samt ikke tresatte naturtyper som boreal hei og kystlynghei. Derimot vil planting i tilknytning til jordbrukslandskap preget av intensiv drift gi mindre risiko for spredning av utenlandske treslag. Samtidig er det viktig å ikke plante utenlandske treslag i nye områder hvor disse artene ikke tidligere er plantet. Dette vil være et viktig tiltak for ikke å øke det geografiske området med spredning ytterligere.

Planting av utenlandske treslag bør også unngås i nærheten av verneområder. Nygaard & Øyen (2017) anbefaler for eksempel at det ikke plantes sitkagran nærmere verneområder enn 200 meter. Denne anbefalingen tar hensyn til kortdistansespredning, men ikke langdistansespredning (se Sandvik 2012), som vil være vanskelig å forutse og ta høyde for. Ved planting nær verneområder vil det være spesielt viktig å unngå steder som er særlig gunstige for frøspredning, for eksempel knyttet til lokale vindforhold. Tilsvarende bør planting av utenlandske treslag unngås i og i nærheten av utvalgte eller truede naturtyper der disse artene kan utgjøre en trussel, for eksempel i kystlynghei (Hovstad et al. 2018).

Vi vet lite om hvordan klimaendringene vil påvirke framtidig spredning av utenlandske treslag i Norge. Gunstigere klima vil kunne føre til raskere gjengroing av åpne naturtyper generelt (Aarrestad et al. 2015, Forsgren et al. 2015), noe som også kan omfatte gjengroing med utenlandske treslag som følge av spredning. Fuktigere klima med mer nedbør langs kysten kan også gi bedre forhold for sitkagran på større arealer. Til sammen tyder dette på at klimaendringene kan føre til økt spredning av utenlandske treslag, og dermed økte kostnader til spredningskontroll, på lang sikt. Selv om kunnskapen om klima-effekter på spredning er mangelfull, bør dette ligge til grunn ved vurderingen av hvor utenlandske treslag bør plantes ut (se også **Tabell 7**).

### 3.4 Kriterier for prioritering og aktuelle tiltak

*Spørsmål som skal besvares: Hvilke kriterier bør legges til grunn for å prioritere både hvilke tiltak som skal gjennomføres for å redusere negative effekter, og hvor slike tiltak bør gjennomføres for å ha størst mulig effekt?*

#### 3.4.1 Dagens lovverk

Det er naturmangfoldloven som legger de viktigste rammene for forvaltning av naturmangfold i Norge. Forvaltningsmålene for arter og naturtyper, samt regler om prinsipper for bærekraftig bruk, gjelder alle beslutninger som har konsekvenser for natur, enten de fattes med hjemmel i naturmangfoldloven eller etter andre lovverk der det skal tas miljøhensyn. Naturmangfoldlovens kap. V inneholder regler om fremmede organismer, og dagens forskrift om utsetting av utenlandske treslag til skogbruksformål er hjemlet i naturmangfoldlovens § 30 første ledd bokstav a. Bruk av utenlandske treslag i skogbruket reguleres også i forskrift om bærekraftig skogbruk hjemlet i skogbruksloven. Kriterier for bruk av utenlandske treslag omtales også i kravpunkt 18 i norsk PEFC skogstandard.

For å redusere negative økologiske effekter av utenlandske treslag trengs to parallelle strategier: kontroll av spredning fra eksisterende plantefelt og andre plantinger, og planting av utenlandske treslag kun på egnede arealer. Når det gjelder tiltak for å unngå negative konsekvenser for naturmangfold knyttet til planting av utenlandske treslag, kan de vurderes ved behandlingen av søknader om planting i henhold til forskriften, hvor det er presisert at «Ved vurderingen av om det skal gis tillatelse til utsetting, skal eventuelle uheldige følger av utsettingen for naturmangfoldet vektlegges». For nye tillatelser er den som er ansvarlig for planting, omfattet av aktsomhetsplikten i § 8 annet ledd, som sier at «Den som er ansvarlig for skogbehandlingen, vanligvis skogeieren, skal i rimelig utstrekning treffe tiltak for å hindre spredning av utenlandske treslag».



Forskriften trådte i kraft i 2012 og omfatter dermed ikke spredning fra eldre plantinger med utenlandske treslag. Det er med andre ord et behov for spredningskontroll rundt eldre plantefelt. Tilsvarende trengs anbefalinger for vurdering av søknader om utsetting av utenlandske treslag. Brundu et al. (2020) presenterer åtte globale anbefalinger for bærekraftig bruk av utenlandske treslag (**Tabell 7**). Disse er også relevante for Norge, og flere av dem er allerede ivaretatt gjennom forskriften om utsetting av utenlandske treslag til skogbruksformål. Når det gjelder anbefalingene knyttet til utarbeidelse og bruk av retningslinjer for plassering av plantefelt og skogskjøtsel, «tidlig varsling» og spredningskontroll og restaurering, mangler vi slike omforente retningslinjer. Det hadde trolig lettet arbeidet med tiltak for å hindre spredning av utenlandske treslag.

I **kap. 3.4.3** og **3.4.4** følger et forslag til prioritering av tiltak når det gjelder spredningskontroll og anbefalinger for eventuell utplanting av utenlandske treslag (se også Sandvik 2012).

**Tabell 7.** Anbefalinger fra Brundu et al. (2020) for bruk av utenlandske treslag, med kommentarer til norske forhold. Henvisninger til «forskriften» gjelder forskrift om utsetting av utenlandske treslag til skogbruksformål.

Anbefalinger	Kommentar til norske forhold
Bruk av stedegne treslag, eller ikke-invaderende utenlandske treslag, framfor invaderende utenlandske treslag	Er ivaretatt gjennom forskriften (§5 og §7), siden «utsetting av utenlandske treslag krever tillatelse» og «ved vurderingen av om det skal gis tillatelse til utsetting, skal eventuelle uheldige følger av utsettingen for naturmangfoldet vektlegges»
Følg internasjonale, nasjonale og regionale regulering for bruk av utenlandske treslag	Bør være ivaretatt
Vær oppmerksom på faren for spredning og ta høyde for globale miljøendringer	For nyere plantinger er krav til aktsomhet og ansvar for tiltak mot spredning ivaretatt gjennom forskriften (§8) – men vi vet lite om effekten av f.eks. klimaendringer på spredning av utenlandske treslag
Utarbeid tilpassede retningslinjer for plassering av plantefelt og skogskjøtsel	Mangler omforente retningslinjer
Ta i bruk «tidlig varsling»-programmer	Varslingsplikt ved «skade eller fare for alvorlig skade på biologisk mangfold» er ivaretatt gjennom forskriften (§8), men det mangler omforente retningslinjer for «tidlig varsling»-programmer
Utarbeid tilpassede retningslinjer for spredningskontroll, habitatrestaurering og håndtering av sterkt endrede økosystemer	Selv om ansvar for tiltak er ivaretatt gjennom forskriften (§8), mangler omforente retningslinjer
Dialog med berørte parter når det gjelder risikoen ved bruk av utenlandske treslag	Mangler omforent informasjonsmaterieill
Støtt globale nettverk, forskning og informasjonsdeling om utenlandske og stedegne treslag	Det finnes relativt god dokumentasjon av spredning, men det er behov for mer forskningsbasert kunnskap om bl.a. økologiske effekter

### 3.4.3 Prioritering av tiltak

Dersom koordinerte tiltak skal iverksettes for å kontrollere spredning fra eksisterende plantefelt, bør tiltak i tilknytning til særlig truet natur og arealer som er viktige for naturmangfoldet, prioriteres. Dette omfatter fjerning av spredning og tilhørende plantefelt i og i nærheten av a) verneområder, b) utvalgte naturtyper og c) trua naturtyper der utenlandske treslag er antatt å ha negative effekter på naturmangfoldet. Som nevnt i **kap. 3.3** anbefales en buffersone mellom plantefelt med utenlandske treslag og verneområder (Nygaard & Øyen 2017). Spredningsovervåking i form av «tidlig varsling»-programmer, som anbefalt av Brundu et al. (2020), kan være et godt supplement for å oppdage eventuell spredning og sette i verk tiltak tidlig.

Videre tiltak for spredningskontroll (utover det som alt ligger i forskriftens aktsomhetsplikt jf. § 8) bør omfatte fjerning av spredningstrær i en buffersone rundt eksisterende plantefelt på alle arealer. Se **kap. 3.2 og 3.3** for flere detaljer om hvilke naturtyper og geografiske områder som er mest ut satt for spredning. Dagens kunnskap om spredning av utenlandske treslag tyder på at det fra et skogbrukersynspunkt er praktisk overkommelig å sikre spredningskontroll rundt eksisterende plantefelt ved motormanuell fjerning (se **Figur 3**). Både foryngelsesforskning (**kap. 2**) og spredningsundersøkelser (**kap. 3.1**) viser at sannsynligheten for etablering minker med økende avstand til kanten av plantefeltet og at mesteparten av spredningen forekommer innenfor en buffer på 100 m. For å fortløpende hindre videre spredning er det særlig viktig å prioritere fjerning av større spredningstrær med muligheter for konglesetting, i praksis vil dette ofte si trær høyere enn 2 m.

Parallelt med spredningskontroll, skal også eventuell nyplanting av utenlandske treslag skje på en måte som tar mest mulig hensyn til naturmangfoldet. For det første bør planting av utenlandske treslag unngås i områder der slike treslag ikke er plantet tidligere. Dette vil redusere spredning i nye områder. For det andre bør planting av utenlandske treslag unngås på steder med særlig stor spredningsfare, for eksempel i tilknytning til regioner og naturtyper med stor sannsynlighet for etablering (se **kap. 3.2 og 3.3**) eller på særlig vindutsatte steder. For det tredje bør treslagsskifte fra utenlandske til innenlandske treslag etter hogst vurderes i hvert enkelt tilfelle. Ved treslagsskifte må også tiltak mot eventuelt oppslag av utenlandske treslag på hogstflater iverksettes.

#### 3.4.4 Kunnskapsdeling og koordinering

I verneområder gjennomføres tiltak mot utenlandske treslag av Statens naturoppsyn (SNO) i relativt stort omfang, se **kap. 3.5**. Nær alt areal med utenlandske treslag befinner seg imidlertid utenfor verneområder, på privat grunn. Dagens eiendomsstruktur med mange små eiendommer viser at grunneier spiller en nøkkelrolle for å sikre god spredningskontroll. Innarbeidelse av skjøtsel av utenlandske treslag i skogbruksplanlegging og foryngelseskontroll, samt økt kunnskap om risiko for spredning til nærliggende arealer og skogeiers ansvar, vil kunne forebygge ukontrollert spredning. Slik kunnskapsformidling og praktisk veiledning om bruk av utenlandske treslag er i dag på trappene i regi av Skogkurs og planlegges gjennomført i 2022. Det er imidlertid flere praktiske utfordringer knyttet til skogeiers ansvar for å forhindre spredning, inkludert ansvarsfordeling når opphavet til spredningen er uklar (f.eks. i landskap med mange plantefelt eller ved langdistansespredning).

Dersom tiltak mot spredning av utenlandske treslag skal ha ønsket effekt, er det nødvendig med systematisk arbeid hvor større arealer sees under ett. Det monner for eksempel lite å fjerne utenlandske treslag i et verneområde eller på en enkelt eiendom dersom de umiddelbart sprer seg inn igjen fra omkringliggende områder. Her må landbruks- og miljøforvaltningen samarbeide og koordinere tiltak mot spredning. Et slikt samarbeid bør også inkludere utarbeidelse av omforrente retningslinjer og informasjonsmateriell (se **Tabell 7**).

De siste årene har tiltak mot utenlandske treslag blitt gjennomført en rekke steder i landet. For eksempel har det vært gjennomført prosjekter med fjerning av utenlandske treslag på Frøya og Fitjarøyene, samt i verneområder som Lomsdal-Visten. Frivillige naturvernorganisasjoner arrangerer årlige dugnader hvor frivillige fjerner utenlandske treslag i avgrensede områder. Det har også vært arrangert dugnader i kommunal regi, for eksempel på Utsira. Formidling av erfaringer fra slike prosjekter kan være nyttig for å øke kunnskapen om utfordringer, kostnader og metoder.

## 3.5 Kostnader og utvalgte samfunnsverdier

*Spørsmål som skal besvares: Er det mulig å gi et anslag på kostnader knyttet til å bekjempe spredning av og fjerne høgrisiko utenlandske treslag fra norsk natur?*

### 3.5.1 Dagens bruk av midler

Det brukes årlig flere millioner kroner på tiltak mot utenlandske treslag i Norge. Dagens kostnader knyttet til slike tiltak kan deles i tre kategorier:

- 1) Administrative oppgaver i forbindelse med søknadsvurderinger
- 2) Tiltak mot spredning i verneområder (i regi av det offentlige)
- 3) Tiltak mot spredning i private skoger gjennom skogskjøtseltiltak

En oversikt over kostnader knyttet til administrative oppgaver i forbindelse med søknadsvurderinger finnes i Miljødirektoratet & Landbruksdirektoratet (2019). Når det gjelder tiltak mot spredning, er det ifølge Miljødirektoratet i perioden 2018-2021 tildelt ca. 2 millioner kroner årlig til Statsforvaltere til tiltak rettet mot utenlandske treslag (**Tabell 8**). I samme periode er det også delt ut i gjennomsnitt ca. 2,5 millioner årlig til frivillige organisasjoner, institusjoner og private virksomheter gjennom tilskuddsordningen for tiltak mot fremmede organismer (**Tabell 8**). I tillegg til disse midlene er det ifølge Miljødirektoratet i perioden 2019-2021 benyttet ca. 15 millioner kroner årlig for å fjerne utenlandske treslag og norsk gran fra verneområder. Dette er en stor økning fra tidligere år: Ifølge Miljødirektoratet & Landbruksdirektoratet (2019) er det i perioden 2015-2019 benyttet totalt ca. 17 millioner kroner på fjerning av utenlandske treslag fra verneområder. Dette dreier seg hovedsakelig om hogst og uttransportering av tømmer. I tillegg til de 17 millionene er det ifølge den samme rapporten «en betydelig ressursbruk» knyttet til overvåking og fjerning av spredning. Fra og med 2019 har også Landbruksdirektoratet øremerkede midler til miljøtiltak (2 millioner kroner per år) som omfatter «fjerning av utenlandske treslag utenfor produksjonsbestand av slike». Hittil har det ifølge Landbruksdirektoratet ikke kommet inn søknader om midler til slik fjerning.

**Tabell 8.** Midler (i millioner kr, avrundet til nærmeste tusen) tildelt Statsforvaltere og frivillige organisasjoner, institusjoner og private virksomheter gjennom tilskuddsordningen til tiltak rettet mot utenlandske treslag i Norge.

År	Statsforvaltere	Tilskuddsordningen
2018	1,515	0,982
2019	2,525	0
2020	2,095	7,061*
2021	1,900	1,651
Totalt	8,035	9,694

\*Dette inkluderer 5,847 mill. kr i ekstra koronamidler

Benyttede midler til tiltak mot utenlandske treslag de siste årene dekker ikke det faktiske behovet (Miljødirektoratet & Landbruksdirektoratet 2019). Når det gjelder tiltak mot utenlandske treslag i verneområder, er dette trolig vesentlig dyrere enn ellers, siden det må tas spesielle hensyn til omkringliggende naturområder, særlig ved uttransportering av tømmer. Kostnadene knyttet til tiltak utenfor verneområder vil variere betydelig avhengig av blant annet tilgjengelighet, terreng og hvilke tiltak som skal gjennomføres. Ved hogst av hogstmodne plantefelt kan kostnadene helt eller delvis dekkes av tømmeret. Dette vil ikke være tilfelle ved tiltak mot spredning, oppslag på hogstflater eller ved tiltak i unge plantefelt. Det er derfor trolig betydelige kostnader forbundet med tiltak mot utenlandske treslag også utenfor verneområder.

### 3.5.2 Kostnadsanslag for tiltak mot utenlandske treslag

Skogbruk, inklusive det som knytter seg til utenlandske treslag, handler om utnyttning av skogressursene. Utnyttingen kan foregå på mange måter og til mange formål. Skogarealene brukes til blant annet virkesproduksjon, beitemark, friluftsliv, karbonbinding, sopplukking og naturmangfold. Bruksmåten og innretningen gir ofte et grunnlag for næringsmessig, inntektsskapende virksomhet. Innen de disposisjonene som gjøres i primærskogbruket, drøfter man normalt de valgmulighetene skogskjøtselen gir, mens man i skogindustri lenger ut i næringskjeden (sekundærskogbruket) drøfter forhold ved uttransport og videreforedling av virket til etterspurte produkter.

Skogbruket har noen sentrale produksjonsmessige særtrekk

- a) Det er arealkrevende
- b) Det er tidkrevende
- c) Det er ikke noe skarpt skille mellom produksjonsmiddel og ferdig produkt

At den primære skogproduksjonen er tidkrevende innebærer at det går mange år fra det investeres før en lønnsom, høstbar trekapital er bygd opp. Denne kapitalen kan enten realiseres ved avvirkning, eller den kan stå og vokse videre (Svendsrud 2000). En skogressurs kan dermed både oppfattes som langsiktig kapitalplassering (bank) og som et produksjonsmiddel (pengebok).

Samfunnsmessig har man i kystskogbruket, der hovedtyngden av de nasjonale ressursene med utenlandske treslag finnes, i etterkrigstida håndtert flere målsettinger parallelt. I lys av virkesmangelen man opplevde i mellom- og etterkrigsårene har det vært et entydig samfunnspolitisk mål å bygge opp større tømmerressurser. Produksjonsmålet har man ivaretatt gjennom å investere i produktive kulturskoger parallelt med at man har spart naturskoger (Andersen 1952). Aktiviteten med skogreising særlig langs kysten har gitt og gir sysselsetting og stimulerer lokaløkonomien direkte og indirekte, og en større ressursbase har gradvis i de senere år åpnet opp for flere muligheter innen sekundærskogbruket, blant annet spesialiserte sagbruk. På 1980- og 90-tallet kom det etter hvert inn politiske og lovmessige føringer der andre bruksmåter og hensynet til blant annet naturmiljø, friluftsliv, vannforsyning og vilt skulle telle med og etter hvert sidestilles med produksjonsmålene. Skogene dekker dermed en lang rekke økosystemtjenester hvor noen kan pris-settes, mens andre goder er mer vanskelig å synliggjøre ved økonomisk verdsetting.

Å estimere skogarealenes samlede samfunnsverdier, for eksempel gjennom en nytte-kostnadsanalyse, er langt fra enkelt. Skogarealene omfatter foruten skogeierne mange brukergrupper med ulike interesser. Når det gjelder kulturinvesteringer (planting, ungsogspleie, rydding m.m.) som gjøres, må disse virke over et langt tidsrom før de kan realiseres. I en nytte-kostnadsanalyse verdsettes virkninger i kroner ut fra et hovedprinsipp om at en virkning er verdt det befolkningen samlet er villig til å betale for å oppnå angitte virkning. Dersom betalingsvilligheten for nyttevirkningene av tiltaket er høyere enn summen av kostnadene, defineres tiltaket som samfunnsøkonomisk lønnsomt. Kostnadene til et prosjekt skal prinsipielt gjenspeile verdien av det man må gi opp av andre forhold for å gjennomføre et tiltak, den eller de verdiene som ressursene kan skape i beste alternative anvendelse. For noen miljøtiltak kan det være vanskelig å måle virkningene i et kronebeløp. I slike tilfeller kan det gjennomføres en nytte-kostnadsanalyse basert på et utvalg av de virkningene man finner det faglig forsvarlig å verdsette. Det er et viktig prinsipp at manglende verdsetting ikke medfører at virkningene skjules når analysen presenteres (Magnussen et al. 2020). Ikke-prissatte virkninger bør fortrinnsvis kvantifiseres, eventuelt vurderes kvalitativt og tas med i en samlet vurdering av tiltakets samfunnsøkonomiske lønnsomhet.

Å skulle sette opp en fullstendig analyse av samfunnsverdier og -kostnader knyttet til utenlandske treslag er svært krevende, og slik vi har oppfattet det utenfor tids- og kostnadsrammene dette oppdraget omfatter. Vi har istedenfor forsøkt å kvantifisere noen tallstørrelser, anslag og estimater som kan tjene til å belyse utvalgte verdier og -kostnader av utenlandske treslag knyttet til skogbrukssektoren.

Vi har i vår analyse gjort følgende forutsetninger og antagelser:

- 1) Vi har tatt utgangspunkt i Landsskogstakseringens dominansareal for utenlandske treslag, som vi oppfatter tilsvarer produksjonsarealet, på 0,83 millioner dekar. Landsskogstakseringens forekomstareal i skog omfatter også arealer med spredning utenfor produksjonsarealet, så samlet areal med utenlandske treslag i skog er på til sammen 1,48 millioner daa (minst ett tre). Om vi tar med alle forekomster i naturtyper også utenfor skog (jordbruksarealer, parkarealer, våtmark mv.) utgjør det ca. 1,7 millioner daa. For å forenkle regnestykkene har vi derfor valgt å benytte et produksjonsareal for utenlandske treslag på 1 million daa og et «spredningsareal» på 0,7 millioner daa.
- 2) Vi velger å se bort fra verdiene av skogeierne og samfunnets tidligere investeringer på de om lag 1 million dekar med utenlandske treslag. Dette gjelder alle tidligere investeringer i primærproduksjon (planting, ungskogpleie) så vel som sekundærproduksjon (veier, kaianlegg etc.) på de skogreste arealene. Vi har heller ikke trukket inn hvorvidt det kan foreligge planlagte veier, kaier, sagbruk, transport etc. som baserer seg på bruk av utenlandske treslag.
- 3) Vi har valgt å se bort fra verdiskapningen i juletre- og pyntegrøntsektoren og forutsetter at eventuelle tiltak som iverksettes ikke vil påvirke rammevilkårene til sektoren. Det bør nevnes at viktige deler av frø- og planteforsyningen for juletresektoren er avhengig av tilgang på egne høstingsbestand (produksjonsbestand utenlandske treslag) eller forutsetter import av egne frø og plantemateriale fra utlandet.
- 4) Vi har helt teoretisk sett for oss at eventuelle tiltak kan iverksettes relativt raskt slik at alle kronebeløp for inntekter og kostnader kan henføres til 2021-kroner.
- 5) Vi har valgt å grovestimere og eksemplifisere og forenkle inntekts- og kostnadsbildet, ved å forsøke å kvantifisere inntekter og kostnader for ett år. I dette bildet gjelder det at tyngdepunktet av arealene med utenlandske treslag i dag er middelaldrende og først vil nå hogstmodenhet om 30-40 år.
- 6) Skogbruket står i nær vekselvirkning med andre sektorer (f.eks. transport). Vi har beregnet at nedstrømseffekter fra hogst i verdikjedene bidrar til en multiplikatoreffekt<sup>1</sup> på 5. Dette er en lavere faktor enn oppgitt av bl.a. Sand (2014), men vi har redusert virkningen skjønnsmessig fordi mye sagtømmer i dag går til eksport.
- 7) Vi legger til grunn at produktiviteten på angitte produksjonsareal med utenlandske treslag i dag gir en tilvekstmasse på ca. 1 mill. m<sup>3</sup> (Tomter & Dalen 2018, under oppdatering). Et treslagsskifte fra utenlandske til norske treslag forventes å medføre en reduksjon av tilveksten, betinget av hva slags treslagsskifte som gjennomføres og takten i tiltaket. Estimaten i Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet (2019) er supplert med oppdaterte talloppgaver. Dersom et tiltak medfører at tilvekstmassen fra arealene må erstattes fra annet hold, vil det kunne medføre at utnyttelse av andre arealer må økes eller virket må framskaffes via import.
- 8) Arealbruken finner sted hos skogeiere som opptrer økonomisk rasjonelt og som ønsker størst mulig langsiktig avkastning av investert kapital og sin arealforvaltning.

<sup>1</sup> Multiplikatoreffekten kan beregnes på flere måter. Sektorverdien for primærskogbruket i Norge er ca. 50 milliarder. Tømmerverdien av 10 mill. m<sup>3</sup> avvirket er 2,5 milliard kr. Multiplikatorverdi blir da ca. 20. Normalt estimeres verdier mellom 3 og 12. Forskjellene bunner i hvor langt ut i verdikjeden man trekker analysen. Her er en forsiktig verdi på 5 valgt.

- 9) Vi har benyttet veide gjennomsnittspriser over en tiårsperiode, henholdsvis 350 kr/m<sup>3</sup> for skurtømmer og 280 kr/m<sup>3</sup> for masse-/energivirke, noe som er lavere enn dagens gjennomsnittspris på 406 kr/m<sup>3</sup> (Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet 2019). Tømmerprisen viser et stort spenn avhengig av om det er leveranser av spesialtømmer, sagtømmer eller energivirke. Her er lagt til grunn at avvirkning av eldre, hogstmoden skog gir høy sagtømmerandel og høy tømmerpris. Som motstykke er det lagt til grunn at avvirkning av ung og middelaldrende skog gir lav tømmerpris, høye driftskostnader og stort sett leveranser til energivirke. Prisbildet for sagtømmer av utenlandske treslag varierer i forhold til leveranse-forholdene, men er vurdert å ligge noe under prisen for sagtømmer av gran.
- 10) Driftskostnadene avhenger av avstand fra avvirket bestand til velteplass og bilveg, helning, dimensjonsfordeling, sortimenter mv. På veinære arealer med lite terrengtransport og med lave opparbeidingskostnader kan driftsprisen komme ned mot 100 kr/m<sup>3</sup>. For bratte og uveisomme arealer, mye terrengtransport og småfallent tømmer vil driftskostnadene kunne komme opp i 500 kr/m<sup>3</sup> eller høyere. Et hovedinntrykk er at tyngden av arealer med utenlandske treslag i Norge er lokalisert i lavereliggende områder og forholdsvis veinært, men under dagens forutsetninger er ca. 20 % å regne som ikke drivverdig (Granhus, in prep.).
- 11) Vi legger til grunn at risiko for større vind- og snøskader, forstyrrelser og kalamiteter (brann, ras) er den samme for utenlandske treslag som for norske treslag.
- 12) Vi har benyttet prestasjonstall for kystskogbruket (Nyeggen & Øyen 2007) som basis for å beregne kostnader per dekar for ulike kulturtiltak knytta til planting, ungsogpleie/rydding og i forhold til administrasjon av tiltakene og skogbruksplanlegging (**Tabell 9**). Vi har også innhentet en del tallopgaver og statistikk fra SNO og Statsforvaltere knyttet til fjerning av plantefelt og spredningskontroll (se **kap. 3.5.1**). Det har imidlertid ikke vært mulig å framskaffe gode estimater på kostnader for rydding av spredning per areal basert på disse tilskuddsmidlene. I et prosjekt i Vestland fylke er det estimert en kostnad tilsvarende ca. 600 kr per daa for fjerning av 5-20 individer/daa av utenlandske treslag med størrelse 1,5-4 m i et furubestand, hkl. IV (O. Overvoll, pers. medd. 2021). Når det gjelder tiltak knyttet til fjerning av utenlandske treslag i verneområder, er dette trolig vesentlig dyrere drifter enn på vanlige produksjonsarealer (se **kap. 3.5.1**).

**Tabell 9.** Noen kostnadsestimater for ulike skogbruksretta investeringer og tiltak. Kilde: Nyeggen & Øyen (2007), justert for konsumprisindeksen i perioden.

Tiltak	Kostnad
Planting, skogkultur UT	1350 kr per daa
Planting, skogkultur gran	1350 kr per daa
Ungskogpleie/rydding, få stammer og lette forhold	600 kr per daa
Ungskogpleie/rydding, mange stammer og tunge forhold	1200 kr per daa
Administrasjonskostnader planting	0,6 timer per daa
Administrasjonskostnader ungsogpleie	0,6 timer per daa
Administrasjonskostnader hogst og transport	0,06 timer per m <sup>3</sup>
Skogbruksplan	30 kr per daa

For å få illustrere hva ulike alternativer for fortsatt bruk av utenlandske treslag i Norge vil koste, har vi valgt å beregne verdien av utenlandske treslag for skogsbrukssektoren i tre ulike scenarier: A) «business as usual» (dagens situasjon), B) utfasing av utenlandske treslag over 10 år, og C) fortsatt bruk, men med økt hogst og økte tiltak mot spredning. Dette er grove, skjønnsmessige anslag da vi for mange kategorier av tiltak mangler både erfaringer med ulike tiltak og dokumenterte tid- og kostnadsstudier.

**Alternativ A) «Business as usual»**

Dette alternativet tar utgangspunkt i dagens situasjon.

Produksjonsarealer med utenlandske treslag (UT) holdes i begrenset grad i hevd fordi store arealer ikke replantes. Det foregår begrenset aktivitet i nyplanting og ungskogpleie. Tiltakene mot UT i verneområder er begrenset. Hogstmodent årskvantum er på ca. 200 000 m<sup>3</sup>, og planting og ungskogpleie utføres på henholdsvis ca. 500 daa per år og 1000 daa per år (Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet 2019). Konvertering til gran er skjønnsmessig anslått til 50 % av avvirket areal, ca. 2000 daa/år. Bestandene avvirket først når de er hogstmodne. Markedet for virkesleveranser er rimelig gode, også innenlands.

Produksjonsareal UT: 1 mill. daa

Gjennomsnittlig produksjonsevne UT-arealer: 1,0 m<sup>3</sup>/daa/år.

Langsiktig ytelse på UT-areale: 1 mill. m<sup>3</sup>/år.

Veid tømmerpris: 350 kr/m<sup>3</sup>

Driftskostnad: 150 kr/m<sup>3</sup>

Hogstmodent årskvantum: 200 000 m<sup>3</sup>

Rotnetto: 200 kr/m<sup>3</sup>.

Rotnettoverdien av UT-tømmeret pr. år: 40 mill. kr

Areal avvirket: 200 000 m<sup>3</sup> / 50 m<sup>3</sup> per daa = 4000 daa

Verdi UT = [rotnettoverdi av tømmer × multiplikatoreffekt] - dagens kostnader til bekjempelse og investeringer i ungskog:

Verdi tømmer: 40 mill. kr × 5 = 200 millioner kr per år.

- Direkte kostnader til bekjempelse av UT (verneområder mv.): 20,0 mill. kr per år
- Investering i skogkultur og ungskogpleie UT: 1500 daa per år
  - Planting = 500 daa/år × 1350 kr/daa = 0,68 mill. kr per år
  - Ungskogspleie = 1000 daa/år × 600 kr/daa = 0,60 mill.kr per år
  - Totalt ca. 1,3 mill. kr per år.
- Årlig til konvertering UT → gran: 2000 daa × 1350 kr/daa = 2,7 mill kr per år

Estimert sum UT-verdi:

200 mill. kr - 20 mill. kr - 1,3 mill. kr - 2,7 mill. kr = 176 millioner kr per år

*Kommentar: Alternativ A kommer ut med stor positiv samfunnsverdi knyttet til skogbrukssektoren<sup>2</sup>, men kostnadene til spredningskontroll er basert på dagens bevilgninger og reflekterer ikke det reelle behovet (se kap. 3.5.1).*

<sup>2</sup> Av dette utgjør multiplikatoreffekten 160 millioner kr/år. Tilsvarende sum uten multiplikatoreffekt, det vil si knyttet direkte til skogbruket og ikke inkludert nedstrømseffekter, vil være 16 millioner kr per år.

**Alternativ B) «Utfasing av utenlandske treslag over en kort periode»**

Det legges i alternativet opp til at produksjonsskog, ungskog og arealer på utsiden av kulturrene med UT systematisk fjernes og hogges ned over en periode på 10 år. Avvirkningen tilsvarende om lag to års samlet avvirkningskvantum i Norge, men det forutsettes ingen effekter på tømmermarked eller sektoren ellers, og det forutsettes at det finnes kapasitet til gjennomføring. Arealforvaltning etter LIG-metoden (ingen aktiv treslagsskifte, naturlig tilgroing). Eiernes tillatelse til slike disposisjoner selv om det er i strid med gjeldende lovverk. Vi forutsetter at dersom avvirkningen kommer ut med negativ rotnetto dekker det offentlige kostnader ved driftene. Tømmervolumet i dag som skal fjernes systematisk er på ca. 18 mill. m<sup>3</sup> (Tomter & Dalen 2018, under oppdatering). Fordelt over en periode på 10 år blir dette ca. 1,8 mill. som skal avvirket per år. Det legges til grunn en skjønnsmessig antatt nedstrømseffekt fra virkesleveransene (tømmersalg, transport) på 100 kr per m<sup>3</sup> eller 180 mill. kr per år. Det iverksettes omfattende rydde- og bekjempelsestiltak på produksjonsarealene så vel som på spredningsarealene. Det tas utgangspunkt i en kostnad på kr. 600 kr/daa for ryddetiltak. Alle økonomisk retta skogbruksmessige tiltak på arealene vil i praksis innstilles.

Salgsverdi virke: 280 kr/m<sup>3</sup>

Driftskostnader: 300 kr/m<sup>3</sup>

Rotnetto: -20 kr/m<sup>3</sup>

Kostnad avvirkning: 1,8 mill. m<sup>3</sup> × 300 kr/m<sup>3</sup> = - 540 mill. kr per år.

Skjønnsmessig verdisetting av nedstrømseffekter: 180 mill. kr per år

Alle bestand og buffersoner må ryddes minst en gang i løpet av kommende ti-år.

Rydding (10 % av forekomstareal): 170 000 daa/år × 600 kr/daa = 102 mill. kr per år

Verdi UT = [kostnad avvirkning + nedstrømseffekter] - kostnader til bekjempelse

Direkte kostnad knyttet til tømmerdrifter (suboptimale) + nedstrømseffekter:

-540 mill. kr per år + 180 mill. kr. per år = - 380 mill. kr per år

Direkte kostnader knyttet til bekjempelsestiltak:

-102 mill. kr per år

Estimert sum UT-verdi :

-540 mill. kr + 180 mill. kr - 102 mill. kr = - 462 millioner kr per år.

*Kommentar: Alternativ B er trolig urealistisk med hensyn til praktisk gjennomføring og har stor negativ samfunnsverdi<sup>3</sup> knyttet til skogbrukssektoren. Dersom tiltaket hadde vært gjennomførbart, ville det imidlertid medføre rask spredningskontroll. Noen drifter vil være betydelig dyrere enn antatt her på grunn av vanskelig tilgjengelighet (bratt terreng, øyer m.m.), men vi har valgt tall som representerer majoriteten av arealet. Ved utfasing av utenlandske treslag over flere enn 10 år, som forutsatt her, vil kostnadene bli lavere fordi mer av tømmeret kan selges som sagtømmer, men samtidig øker faren for spredning. I beregningene er det ikke tatt høyde for at deler av arealet kan plantes til med vanlig gran etter hogst.*

<sup>3</sup> Av dette utgjør multiplikatoreffekten ca. 180 millioner kr/år (men merk at dette også inkluderer også inntekter fra salg av virke) . Tilsvarende sum uten nedstrømseffekter, vil være -642 millioner kr per år.



**Alternativ C) «Fortsatt bruk, men økt hogst og økte tiltak»**

Produksjonsarealet UT pleies optimalt (1 mill. daa) av rasjonelle skogeiere. En forvaltningsstrategi der «uegna» leplantinger, tilfeldige holt og grenseplantninger, samt spredningsarealer på utsiden av buffersonen, gradvis ryddes bort og gjenvekst i spredningssonen reguleres/ryddes i ungskogpleien. Årlig ryddeareal settes til 1/10-del av spredningsarealet (Tomter & Dalen 2018, under oppdatering) tilsvarende 70 000 daa, herav 50 000 daa med forholdsvis lett rydding og 20 000 daa med vanskelig rydding. Hogstkvantum settes til balansekvantum for arealet, som utgjør 1 mill. m<sup>3</sup> (jfr. Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet 2019). Det gjøres mer omfattende bekjempelsestiltak i verneområdene. Skogbruksplaner på 1/10 av arealet per år. Foryngelse og ungskogpleie på 1/70-del av arealet per år fordi man regner omløpstid 70 år.

Tømmerverdi for produksjonsarealene: 1 mill. daa × 1 m<sup>3</sup>/daa/år = 1 mill. m<sup>3</sup> per år

Rotnetto tømmerdrift: 200 kr/m<sup>3</sup> = 200 mill. kr.

Veid tømmerpris: 350 kr/m<sup>3</sup>

Driftskostnad: 150 kr/m<sup>3</sup>

Hogstmodent årskvantum: 1 mill. m<sup>3</sup>

Rotnetto: 200 kr/m<sup>3</sup>

Rotnettoverdien av UT-tømmeret pr. år: 200 mill. kr

Verdi UT = [rotnettoverdi av tømmer × multiplikatoreffekt] - kostnader til bekjempelse og investeringer i ungskog:

Verdi tømmer: 200 mill. kr × multiplikatoreffekt på 5 = 1000 mill. kr per år

- Direkte kostnader til rydding av «buffersoner», verneområder mv.  
50 000 daa i året × 600 kr/daa = 30 mill. kroner  
20 000 daa i året × 1200 kr per daa = 24 mill. kroner  
Totalt 54 mill. kroner per år.
- Investering i ungskogpleie og planting: 14 200 daa per år  
Planting = 14 200 × 1350 kr/daa = 19,17 mill. kr per år  
Ungskogpleie = 14 200 × 600,- per daa = 8,52 mill. kr per år
- Administrasjon = 14 200 daa × 2 × 0,6 t/daa × 600 kr/t = 10,22 mill kr per år
- Skogbruksplan = 30 kr/daa × 100 000 daa = 3 mill kr per år

Estimert sum UT-verdi:

1000 mill. kr - 54 mill. kr - 19,2 mill kr - 8,5 mill kr - 10,2 mill kr - 3 mill kr = 905,1 millioner kr per år.

*Kommentar: Alternativ C kommer ut med stor positiv samfunnsverdi knyttet til skogbrukssektoren<sup>4</sup>, høyere enn alternativ A og med bedre spredningskontroll. Alternativet forutsetter imidlertid økt hogstaktivitet. Her har vi også antatt at det gis tillatelse til å plante på nytt etter hogst, men det er ikke gitt at dette vil være tilfellet.*

<sup>4</sup> Av dette utgjør multiplikatoreffekten 800 millioner kr/år. Tilsvarende sum uten multiplikatoreffekt, det vil si knyttet direkte til skogbruket og ikke inkludert nedstrømseffekter, vil være 105,1 millioner kr per år.

### 3.5.3 Karbonlagring og andre økosystemtjenester

I vanlige kostnadsberegninger vil tiltak utelukkende medføre økt kostnad, mens verdien av unngåtte negative effekter ikke blir synliggjort (Hanley & Roberts 2019). Disse kan synliggjøres ved å inkludere for eksempel ulike økosystemtjenester. I tillegg til produksjon av tømmer, bidrar nemlig skog med en rekke andre økosystemtjenester, blant annet karbonlagring, naturmangfold, forebygging og demping av naturskader, forsyning av andre goder (bær, sopp, vilt m.m.) og muligheter for rekreasjon og turisme (Lindhjem & Magnussen 2012). Dette gjelder også i større eller mindre grad kulturskog med utenlandske treslag.

For verdien av de ulike økosystemtjenestene knyttet til utenlandske treslag har vi ulik grad av kunnskap. Verdien av tømmerproduksjon er lett å beregne basert på volummålinger og markedspriser (se **kap. 3.5.2**). Det samme gjelder karbonlagring i levende biomasse (se eksempel nedenfor). For andre tjenester er kunnskapsgrunnlaget dårligere. Vi vet at utenlandske treslag påvirker artsmangfoldet, og selv om kunnskapsgrunnlaget er begrenset, viser de fleste norske studiene en negativ effekt av utenlandske treslag på flere artsgrupper (**kap. 3.1**). Når det gjelder rekreasjon og estetiske verdier, tyder studiene som er omtalt i Frivold & Gundersen (2009), på at publikum har et blandet forhold til skog dominert av utenlandske treslag. Så vidt vi vet, er det ikke gjort noe forsøk på å sette en prislapp på effekten av utenlandske treslag på økosystemtjenester som naturmangfold, rekreasjon og turisme i Norge. Internasjonalt er det utviklet verktøy for slike analyser basert på forvaltning av nasjonalparker (Hanley & Roberts 2019).

Når det gjelder karbonlagring er det som nevnt relativt enkelt å gjøre beregninger for levende biomasse. For eksempel viser Skjelvik & Vennemo (2011) at å plante sitkagran på én million dekar (som omtrent tilsvarer arealet som er tilplantet med utenlandske treslag), vil binde anslagsvis 120 millioner tonn CO<sub>2</sub> over en 60-årsperiode. Ifølge Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet (2019) vil et plantefelt med sitkagran binde 131 tonn CO<sub>2</sub> per daa over 70 år, mens tilsvarende verdi for et plantefelt med gran vil være 93,5 tonn og 34 tonn for et areal med «naturlig gjengroing». Med en pris på CO<sub>2</sub> på 2000 kr/tonn fram mot 2030 (Miljødirektoratet 2020), vil dette tilsvare henholdsvis 262 000 kr per daa, 187 000 kr per daa og 68 000 kr per daa. Multiplisert med 1 million dekar (som er et omtrentlig anslag på arealet med utenlandske treslag; her antatt at det meste er sitkagran) og delt på 70 år, tilsvarer det henholdsvis ca. 3,7 milliarder, 2,7 milliarder og 1 milliard kroner per år. Verdianslagene inkluderer karbon som lagres i levende biomasse, men ikke karbon i jord, som kan utgjøre så mye som 3-4 ganger mer enn det som finnes i levende biomasse (Søgaard et al. 2019). Treslagsskifte fra bjørk til gran forventes å potensielt føre til lavere langtidslagring av karbon i skogsjord, mens effekten av planting av gran i åpne områder vil variere med naturtypen (Søgaard et al. 2019). Det er imidlertid uklart hvordan planting av utenlandske treslag påvirker karbonlagring i jord sammenlignet med gran.

Verdien av andre økosystemtjenester enn tømmerproduksjon er ikke med i kostnadsberegningene i **kap. 3.5.2** fordi mange av dem som nevnt er vanskelige å beregne. Det betyr likevel ikke at verdiene av slike økosystemtjenester er små. Ifølge Lindhjem & Magnussen (2012) er det snakk om flere milliarder kroner for norsk skog sett under ett. Dersom man kun ser på den kombinerte verdien av tømmerproduksjon og karbonopptak, er bruk av utenlandske treslag svært lønnsomt (jfr. Skjelvik & Vennemo 2011). Dersom alle økosystemtjenester hadde vært inkludert i regnestykkene, ville resultatene sett annerledes ut. I **Tabell 10** har vi gjort en grov kvantitativ vurdering av hvorvidt effektene av utenlandske treslag på ulike økosystemtjenester er positive eller negative og om det er mulig å verdisetze de ulike tjenestene i kroner. Vi trenger imidlertid mer kunnskap for å kunne foreta realistiske beregninger av verdien av økosystemtjenester ved bruk av utenlandske treslag.

**Tabell 10.** Et utvalg av økosystemtjenester som bruk av utenlandske treslag kan tenkes å innvirke på. Hvorvidt tjenestene vurderes å ha positiv eller negativ samfunnsverdi er her skjønnsmessig indikert med pluss, null og minus. For verdirangering lokalt er det tatt utgangspunkt i en typisk kystkommune vestafjells. Når det gjelder karbonbinding, vil verdien først og fremst være på globalt nivå, men prissetting kan skje i form av f.eks. nasjonale og lokale karbonregnskap.

Type økosystemtjeneste		Verdirangering nasjonalt	Verdirangering lokalt	Verdisetting i kr?
Forsyningstjenester	Tømmer	++	+++	Ja
	Energivirke	0	++	Ja
	Jaktbart vilt	0	0	Trolig
	Bær	0	-	Usikker
	Sopp	0	+	Usikker
	Beite for husdyr	-	--	Ja
	Juletrær, pyntegrønt	++	++	Ja
Reguleringstjenester	C-binding biomasse	++	+++	Ja
	C-binding jord	?	?	?
	Vernfunksjon, le	+	++	Usikker
	Vern mot naturskader	0	+	Usikker
	Vannregulering	0	0	Neppe
Kulturtjenester	Rekreasjon og reiseliv	-	-	Usikker
	Inspirasjon	-	-	Neppe
	Kulturelle verdier	-	-	Neppe
	Mental helse, velvære	0	-	Neppe
Økologiske prosesser	Næringssirkulasjon	0	-	Neppe
	Arealforstyrrelser	0	0	Neppe
	Arealtap	-	--	Neppe
	Artsdiversitet	0	-	Usikker
	Habitatdiversitet	-	+/-	Neppe

## 4 Oppsummering og konklusjon

I Norge har utenlandske treslag vært i bruk i mer enn 300 år, hvor planting av slike trær til skogbruksformål har lagt beslag på store arealer. Arealoversiktene fra Landsskogstakseringen viser at utenlandske treslag er innplantet og benyttet på et produksjonsareal på ca. 800 000 dekar. I tillegg kommer et spredningsareal i samme størrelsesorden, slik at samlet areal med utenlandske treslag utgjør minst 1,7 millioner dekar. I europeisk kontekst framstår Norge som et av landene som har innført de strengeste restriksjonene på bruk av utenlandske treslag (Pötzelsberger et al. 2020a). Både planting av utenlandske treslag og kontroll av spredning har siden 2012 vært regulert i forskrift om utsetting av utenlandske treslag til skogbruksformål. Det brukes likevel betydelige offentlige midler på tiltak mot utenlandske treslag hvert år.

Spredningsarealet med utenlandske treslag omfatter mange ulike naturtyper, med høy sannsynlighet for etablering i noen naturtyper preget av naturlige forstyrrelser, samt ikke tresatte naturtyper som boreal hei og kystlynghei. De ulike utenlandske treslagene har tilnærmet lik spredningsøkologi, med vindspredning som viktigste spredningsmåte. Basert på tilgjengelig kunnskap rangerer vi treslagene i følgende avtagende spredningsrekkefølge (målt som omfang av etablert foryngelse): *sitkagran*, *lerk* > *lutzgran* > *vrifuru*. I tillegg til treslag er trolig omfanget av bruk, forekomst og avstand til ulike naturtyper og forstyrrelse, samt klimatiske forhold, bestemmende for graden av spredning lokalt.

De fleste av dagens plantefelt med utenlandske treslag er i hogstklasse 3 eller 4, etablert mellom 1965 og 1990. Det betyr at spredningen av frø til omgivelsene forventes å fortsette i flere år fram til foryngelseshogst gjennomføres. Samtidig er de fleste selvspredte individene som er registrert, fremdeles små og ikke fertile. Dødeligheten blant småplanter er høy, og mange av dem vil trolig ikke nå fertil alder – men likevel må vi forvente økt spredning av utenlandske treslag i årene som kommer, dersom det ikke settes inn større tiltak. Dersom slike forvaltningstiltak skal ha noen effekt, er det imidlertid nødvendig med koordinerte tiltak på stor skala.

Et totalforbud mot bruk av utenlandske treslag vil føre til at skogbruket får reduserte muligheter når det gjelder valg av produksjonstrær på voksesteder hvor våre to bartreslag, gran og furu, ikke trives, ikke minst i lys av et framtidig endret klima. Utenlandske treslag bidrar med store tømmerverdier, men samtidig medfører tiltak mot utenlandske treslag lokalt store kostnader. I denne rapporten presenterer vi noen overordnede kostnadsanslag for direkte kostnader og samfunnsverdier knyttet til skogbruk ved ulike alternativer for bruk av utenlandske treslag. Ifølge våre beregninger har både «business as usual»-alternativet og «fortsatt bruk med økt tiltaksvirkosomhet»-alternativet positiv samfunnsverdi knyttet til skogbrukssektoren. Motsatt vil en utfasing av utenlandske treslag over kort tid vil medføre negative verdier. Disse beregningene inkluderer imidlertid ikke verdien av andre økosystemtjenester som karbonbinding, rekreasjon og naturmangfold, som kan være vanskelig å verdsette. Kostnadsanslagene som presenteres her, er derfor ufullstendige.

I Granavolden-plattformen fra 2019 står det at regjeringen vil «stans planting av og bekjempe spredningen av fremmede arter med høy eller svært høy økologisk risiko, og fjerne slik arter fra norsk natur». I denne rapporten skilles det ikke mellom utenlandske treslag som står på Artsdatabankens Fremmedartsliste, og treslag som ikke regnes som fremmede i henhold til Artsdatabankens risikovurdering. Det skilles heller ikke på treslag med ulik risikovurdering i Fremmedartslista. En mer nyansert framstilling basert på artenes risikovurdering hadde vært relevant, gitt at det er stor forskjell i for eksempel økologisk risiko mellom ulike treslag, men det var ikke en del av vårt oppdrag.

Vi mangler fremdeles mye kunnskap om bruk av utenlandske treslag i Norge. Selv om det er gjort mye kartlegging av spredning fra eksisterende plantefelt, er det utført forholdsvis få undersøkelser av økologiske effekter av slike treslag. Her er det et opplagt behov for videre forskning. I tilknytning til spredningskartleggingen hadde gjentatte undersøkelser gitt viktig kunnskap om utviklingen over tid, for eksempel knyttet til overlevelse av selvspredte individer på lang sikt og

andel som når fertil alder. Med tanke på de pågående klimaendringene trengs i tillegg forskning på effekten av klimaendringer på spredning av utenlandske treslag, samt effekten av slike treslag på langsiktig karbonlagring i jord. Kunnskapen er mangelfull også når det gjelder betydningen av utenlandske treslag for flere andre økosystemtjenester. Tilstandsovervåking, for eksempel i regi av Landsskogstakseringen, og tiltaksovervåking (jfr. Evju et al. 2021) hadde dessuten gitt verdifull kunnskap om effekten av ulike typer tiltak mot utenlandske treslag og mer nøyaktige kostnadsanslag for de mest effektive metodene.

Norge har gjennom FNs konvensjon om biologisk mangfold forpliktet seg til å bevare naturmangfoldet, og for å nå dette målet, slår naturmangfoldmeldingen (Meld. St. 14 (2015-16) Natur for livet) fast at Norge skal jobbe for å hindre spredning av fremmede arter. Det betyr at uavhengig av svaret på spørsmålet om bruk av utenlandske treslag til skogbruksformål, vil det framover være store kostnader knyttet til tiltak mot spredning av slike treslag. Det er følgelig viktig å utvikle robuste strategier for gjennomføring av slike tiltak.

## 5 Referanser

- Aarrestad, P.A., Bjerke, J.W., Follestad, A., Jepsen, J.U., Nybø, S., Rusch, G.M., & Schartau, A.K. 2015. Naturtyper i klimatilpassningsarbeid. Effekter av klimaendringer og klimatilpassningsarbeid på naturmangfold og økosystemtjenester. NINA Rapport 1157. Norsk institutt for naturforskning.
- Aas, T.G. 1962. Overvintringsforsøk med frø av gran (*Picea abies*) under naturlige forhold. Lisensiatoppgave ved NLH.
- Andersen, S. (red.) 1952. Skogreising vestafjells. Innstilling nr. 1 fra Skogkommisjonen av 1951, Oslo.
- Andreassen, K. 2019. En sammenligning av produksjonen hos vanlig gran og sitkagran i Norge. NIBIO Rapport 5(90). Norsk institutt for bioøkonomi.
- Appelgren, L. 2018. Kartlegging av kortdistansespredning av fremmede bartrær i Rogaland 2018. Ecofact rapport 644.
- Appelgren, L. & Torvik, S.E. 2017. Kartlegging av kortdistansespredning av fremmede bartrær i Rogaland og Hordaland. Ecofact rapport 607.
- Artsdatabanken 2018. Fremmedartslista 2018. <https://www.artsdatabanken.no/fremmedartslista2018>.
- Brantseg, A. 1954. Planting på lyngmark på Vestlandet. Skogbrukeren nr. 11.
- Brundu, G., Pauchard, A., Pyšek, P., Pergl, J., Bindewald, A.M., Brunori, A., Canavan, S., Campagnaro, T., Celesti-Grapow, L., De, M., Dechoum, S., Dufour-Dror, J.-M., Essl, F., Flory, S.L., Genovesi, P., Guarino, F., Guangzhe, L., Hulme, P.E., Jager, H., Kettle, C.J., Krumm, F., Langdon, B., Lapin, K., Lozano, V., Le Roux, J.J., Novoa, A., Nunez, M.A., Porte, A.J., Silva, J.S., Schaffner, U., Sitzia, T., Tanner, R., Tshidada, N., Vitkova, M., Westergren, M., Wilson, J.R.U. & Richardson, D.M. 2020. Global guidelines for the sustainable use of non-native trees to prevent tree invasions and mitigate their negative impacts. *NeoBiota* 61: 65-116.
- Brus, R., Pötzelsberger, E., Lapin, K., Brundu, G., Orazio, C. Straigyte L & Hasenauer, H. 2019. Extent, distribution and origin of non-native forest tree species in Europe. *Scandinavian Journal of Forest Research* 34: 533-544.
- Børtnes, G. 1969. Startgjødsling og andre kulturtiltak på veksthemmingsmark. *Meddelelser fra Vestlandets forstlige forsøksstasjon*: 1-109.
- Carrillo-Gavilán, M.A. & Vila, M. 2010. Little evidence of invasion by alien conifers in Europe. *Diversity and Distributions* 16: 203–213.
- Davis, M.A., Grime, J.P. & Thomson, K. 2000. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *Journal of Ecology* 88: 528-534.
- Eide, E. 1930. Sommervarmens betydning for granfrøets spireevne. *Meddelelser fra Det norske Skogforsøksvesen* 3: 473-508.
- Evju, M., Pedersen, B., Sydenham, M.A.K. & Framstad, E. 2021. Overvåking av effekter av tiltak for truet natur. Strategier, kostnader og prioriteringer. NINA Rapport 1975. Norsk institutt for naturforskning.
- Fanal, A., Mahy, G., Fayolle, A. & Monty, A. 2021. Arboreta reveal the invasive potential of several conifer species in the temperate forests of western Europe. *NeoBiota* 64: 23-42.
- Fjellberg, A., Nygaard, P.H. & Stabbetorp, O. 2007. Structural changes in *Collembola* sp. populations following replanting of birch forest with spruce in North Norway. *Proceedings of the AFFORNORD conference TemaNord* 508: 114-120.

- Forsgren, E., Aarrestad P.A, Gundersen, H., Christie, H., Friberg, N., Jonsson, B., Kaste, Ø., Lindholm, M., Nilsen, E.B., Systad, G., Veiberg, V., Ødegaard, F. 2015. Klimaendringenes påvirkning på naturmangfoldet i Norge. NINA Rapport 1210. Norsk institutt for naturforskning.
- Frivold, L.H. & Gundersen, V. 2009. Skog for folk flest. En gjennomgang av kvantitative spørreundersøkelser fra Norge, Sverige og Finland. INA fagrapport 13. Institutt for naturforvaltning, Universitetet og miljø- og biovitenskap.
- Fyrsto, I. 1961. Seed supply in Forestry. Skogforlaget AS. Pp. 299-318.
- Gaertner, M., Wilson, J.R.U., Cadotte, M.W., MacIvor, J.S., Zenni, R.D. & Richardson, D.M. 2017. Non-native species in urban environments: patterns, processes, impacts and challenges. *Biological Invasions* 19: 3461-3469.
- Hagner, S. 1958. Om kott- och fröproduktionen i svenska barrskogar. Meddelan från Statens Skogsforskningsinstitut 52: 1-253.
- Halvorsen, R., Bryn, A., Erikstad, L. & Lindgaard, A. 2015. Natur i Norge – NiN. Versjon 2.0.0. Artsdatabanken, Trondheim.
- Handley, W.R.G. 1963. Mycorrhizal associations and *Calluna* heathland afforestation. Forestry Commission Bulletin No. 36.
- Hanley, N. & Roberts, M. 2019. The economic benefits of invasive species management. *People and Nature* 1: 124-137.
- Heikenheimo, O. 1932. Metsäpuiden siementämiskyvystä. Über die Besamungsfähigkeit der Waldbäume. Metsätiet. Meddelelser fra det finske skogforskningsinstitut 173: 1-61.
- Hesselman, H. 1934. Några studier över fröspridningen hos gran och tall och kalhyggets besåning. Meddelelser från Statens Skogsförsökanstalt H.27 (1932-1934).
- Hesselman, H. 1938. Fortsatta studier över tallens og granens fröspridning samt kalhyggets besåning. Meddelelser från Statens Skogsförsökanstalt 31: 1-64.
- Hilmo, O., Hassel, K., Holien, H., Evju, M. & 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.
- Hovstad, K.A., Johansen, L., Arnesen, A., Svalheim, E. & Velle, L.G. 2018. Kystlynghei, semi-naturlig. Norsk rødliste for naturtyper 2018. Artsdatabanken. <https://artsdatabanken.no/RLN2018/74>.
- IPBES 2019. Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (eds. Brondizio, E.S., Settele, J., Díaz, S., Ngo, H.T.), IPBES Secretariat, Bonn, Tyskland.
- Kimmens, J.P. 2004. Forest ecology: a foundation for sustainable forest management and environmental ethics in forestry. Prentice Hall.
- Kyrkjæidet, M.O., Often, A., Myklebost, H.E., Olsen, S.E., Hagelin, J., Ruano, M., Frivoll, V. & Stefano, M.D. 2017. Kartlegging av kortdistansespredning av fremmede bartrær Nord-Norge. NINA Rapport 1427. Norsk institutt for naturforskning.
- Lindhjem, H. & Magnussen, K. 2012. Verdier av økosystemtjenester i skog i Norge. NINA Rapport 894. Norsk institutt for naturforskning.
- Magnussen, K., Handberg, Ø.N., Bakkestuen, V., Rød, M., Rusch, G.M., Nordén, J. & Rosvold, J. 2020. Kartlegging av støtteordninger med negative konsekvenser for naturmangfold. Menon-publikasjon nr. 3/2020. Menon Economics.

- Meshechok, B. 1956. Litt om mosedekketts rolle for naturlig foryngelse i granskog. Norsk Skogbruk 2: 354-361 og 377-378.
- Miljødirektoratet 2020. Klimakur 2030. Tiltak og virkemidler mot 2030. Rapport M-1625|2020.
- Miljødirektoratet & Landbruksdirektoratet 2019. Utredning av forbud mot utsetting av utenlandske treslag til skogbruksformål. Rapport M-1378|2019.
- Mork, E. 1933. Temperaturen som foryngelsesfaktor i de nordtrønderske granskoger. Meddelelser fra Det norske Skogforsøksvesen 5: 1-156.
- Mork, E. 1951. Faktorer som virker på spireevnen hos furu-, gran- og bjørkefrø. Meddelelser fra Det norske Skogforsøksvesen 11: 159-173.
- Mork, E. 1968. Økologiske undersøkelser i fjellskogen i Hirkjølen forsøksområde. Meddelelser fra Det norske Skogforsøksvesen 93: 467-596.
- Müller, P.E. 1897. De invundne Erfaringer angaaende rene Grankulturer i gammel vestydsk Bakkehede. Beretning om en Skovsbrugsekspedition til Jylland 20.-25. sept. 1897. Av v. Gjem og P. Barfoed.
- Müller-Olsen, C., Simak, M. & Gustafsson, Å. 1956. Germination analyses by the X-ray method: *Picea abies* (L.) Karst. Meddelelser från Statens skogforskningsinstitut 46: 1-12.
- Nilsen, P. 1986. Tap av frø og spireplanter av gran (*Picea abies* (L.) Karst.) etter såing på forskjellige vegetasjonstyper i fjellskog og lavlandsskog. Meddelelser Norsk institutt for skogforskning: 39: 129-145.
- Nilsen, P. 1987. Et overvintringsforsøk med granfrø av forskjellig modningsgrad i fjellskog og lavlandsskog. Meddelelser Norsk institutt for skogforskning 40: 1-27.
- Nordén, B., Olsen, S.L., Haug, S. & Rusch, G. 2021. Recent forest on abandoned agricultural land in the boreal zone: biodiversity of plants and fungi in relation to historical and present tree cover. Forest Ecology and Management 489: 119045.
- Nordén, B., Rørstad, P.K., Götmark, F., Magnér, J. & Löf, M. 2019. The economy of selective cutting in recent mixed stands during restoration of temperate deciduous forest. Scandinavian Journal of Forest Research 34: 709-717.
- Nyeggen, H. & Øyen, B.-H. 2007. Prestasjonsdata frå kystskogbruket. Dokument Skog og landskap 1/07.
- Nygaard, P.H. & Brean, R. 2001. Spredning av lerk (*Larix decidua* v. *Scotica*) fra Sandviksalleen på Nordmøre. Oppdragsrapport fra Skogforsk 20/01.
- Nygaard, P.H., Nyeggen, N. & Støtvig, S. 2015. Vrifuru i Hedmark. Oppdragsrapport fra Skog og Landskap 01/2015.
- Nygaard, P.H., Skre, O. & Brean, R. 1999. Naturlig spredning av utenlandske treslag. Oppdragsrapport fra Norsk institutt for skogforskning 19/99.
- Nygaard, P.H. & Stabbetorp, O.E. 2006. Økologiske effekter av skogreising. Oppdragsrapport Skogforsk 1/06.
- Nygaard, P.H. & Øyen, B.H. 2017. Spread of the introduced Sitka spruce (*P. sitchensis*) in coastal Norway. Forests 8: doi:10.3390/f8010024.
- Nygaard, P.H. & Øyen, B.-H. 2020a. Skogshistorisk tilbakeblikk med vekt på utviklingen av bestandskogbruket i Norge. NIBIO Rapport 6(45). Norsk institutt for bioøkonomi.



- Nygaard, P.H. & Øyen, B.-H. 2020b. Biologisk mangfold i granplantefelt i kyst- og fjordstrøk i Norge. NIBIO Rapport 6(149). Norsk institutt for bioøkonomi.
- Olsen, S.L., Kyrkjeeide, M.O., Myklebost, H.E., Jackson, C. & Gastinger, M.-M. 2019. Kartlegging av kortdistansespredning av fremmede bartrær: Helgelandskysten. NINA Rapport 1728. Norsk institutt for naturforskning.
- Olsen, S. L., Rusch, G. M., Kvakkestad, V., Rønningen, K., Rørstad, P. K. Venter, Z., Nordén, B. 2020. Restaurering av edelløvskog: fortidens skog er fremtidens skog. NINA Temahefte 77. Norsk institutt for naturforskning.
- 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. Norsk institutt for naturforskning.
- Pötzelberger, E., Lapin, K., Brundu, G. Adriaens, T., Andonovski, V., Andrašev, S., Bastien, J.-C., Brus, R., Čurović, M., Čurović, Ž., Cvjetković, B., Đodan, M., Domingo-Santos, J.M., Gazda, A., Henin, J.-M., Hernea, C., Karlsson, B., Keča, L., Keren, S., Keserű, Z., Konstantara, T., Kroon, J., La Porta, N., Lavnyy, V., Lazdina, D., Lukjanoca, A., Maaten, T., Madsen, P., Mandjukovski, D., Pageo, F.J.M., Marozas, V., Maetinik, A., Mason, W.L., Mohren, F., Monteverdi, M.C., Neophytou, C., Neville, P., Nicolescu, V.-N., Nygaard, P.H., Orazio, C., Parpan, T., Perić, S., Petkova, K., Popov, E.B., Power, M., Rédei, K., Rousi, M., Silva, J.M., Sivacioğlu, A., Socratous, M., Straigytė, L., Urban, J., Vandekerkhove, K., Waşik, R., Westergren, M., Wohlgemuth, T., Ylioja, T. & Hasenauer, H. 2020a. Mapping the patchy legislative landscape of non-native tree species in Europe. *Forestry* 93: 567-586.
- Pötzelberger, E., Spiecker, H., Neophytou, C., Mohren, F., Gazda, A. & Hasenauer, H. 2020b. Growing non-native trees in European forests brings benefits and opportunities but also has its risks and limits. *Current Forestry Reports* 6: 339-353.
- Sand, R. 2014. Skognæringens verdiskaping i kystfylkene. Rapport 2014:13. Trøndelag Forskning og Utvikling AS.
- Sandven, J., Aamodt, O.W. & Sørhuus, Ø. 2019. Kartlegging av kortdistansespredning av fremmede bartrær i Hordaland. NORSKOG rapport 6/2019.
- Sandvik, H. 2012. Kunnskapsstatus for spredning og effekter av fremmede bartrær på biologisk mangfold. DN-utredning 8-2012. Direktoratet for naturforvaltning.
- Sandvik, H., Gederaas, L. & Hilmo, O. 2017. Retningslinjer for økologisk risikovurdering av fremmede arter, versjon 3.5. Artsdatabanken.
- Sarvas, R. 1957. Studies on the seed setting of Norway spruce. *Meddelelser fra Det norske Skogforsøksvesen* 14: 529-526.
- Saure, H.I., Vandvik, V., Hassel, K. & Vetaas, O.R. 2013. Effects of invasion by introduced versus native conifers on coastal heathland vegetation. *Journal of Vegetation Science* 24: 744-754.
- Saure, H.I., Vandvik, V., Hassel, K. & Vetaas, O.R. 2014. Do vascular plants and bryophytes respond differently to coniferous invasion of coastal heathlands? *Biological Invasions* 16: 775-791.
- Savill, P., Evans, J., Auclair, D. & Falck, J. 1997. *Plantation silviculture in Europe*. Environmental Science. Oxford University Press.
- Schmidt-Vogt, H. 1987. *Die Fichte: ein Handbuch in zwei Bänden*. Hamburg-Berlin, Parey.
- Schotte, G. 1917. Lärken och dess betydelse för svensk skogshushållning. *Meddelelser från Statens Skogsförsökanstalt H13-14 II*.

- Schönborn, A. 1964. Die atmung der Samen. Untersuchungen über den Einfluss von Wassergehalt und Temperatur auf die Sauerstoff-Aufnahme und Kohlendioxid-Abgabe von Samen die sich im Zustand der Lebensruhe befinden. Sciences Economiques, München.
- Skjelvik, J.M. & Vennemo, H. 2011. Samfunnsøkonomiske gevinster av skogreising med sitkagran. Rapport 2011/03, Vista Analyse.
- Skoklefald, S. 1965. Forsøk med ulike spirebehandlinger i samband med direkte såing av gran- og furufrø. Meddelelser fra Det norske Skogforsøksvesen 75: 209-245.
- Skoklefald, S. 1966. Frøfall i granskog. Norsk Skogbruk 12: 187-189.
- Skoklefald, S. 1997. Naturlig foryngelse av barskog. Forelesning ved doktorandkurs i Umeå, SLU. Norsk institutt for skogforskning.
- Skre, O. 2000. Registrering av framande treslag i verneområde med barskog i Hordaland med vurdering av spreiingsfare. Oppdragsrapport frå NISK 24/00.
- Solem, T. 2009. Soppinventering på Tautra 2009. Rapport til fylkesmannen i Nord-Trøndelag. NTNU Vitenskapsmuseet Botanisk Notat 2009-4.
- Sortland kommune 2015. Strategisk plan for Lofoten og Vesterålen 2015-2017.
- Spiecker, H., Linder, M. & Schuler, J. 2019. Douglas-fir - an option for Europe. What Science Can tell Us 9. European Forest Institute.
- Strand G.-H. & Bloch V.V.H. 2009. Statistical grids for Norway. Documentation of national grids for analysis and visualisation of spatial data in Norway. Statistics Norway Documents 2009/9: 1-39.
- Svendsrud, A. 1985. Skogøkonomi. Universitetsforlaget AS, Oslo.
- Søgaard, G., Allen, M., Astrup, R., Belbo, H., Bergseng, E., Blom, H.H., Bright, R., Dalsgaard, L., Fernandez, C.A., Gjerde, I., Granhus, A., Hanssen, K.H., Kjønnaas, O.J., Nygaard, P.H., Stokland, J. & Sætersdal, M. 2019. Effekter av planting av skog på nye arealer. Betydning for klima, miljø og næring. NIBIO Rapport 5(3). Norsk institutt for bioøkonomi.
- Thorvaldsen, P., 2016. Sitkagran *Picea sitchensis* i stor spredning i det norske kystlandskapet. Eksempel fra Stadlandet, Selje kommune. Blyttia 74: 160-171.
- Tonjer, A.T. 2011. Spredning av fremmede trær og busker i Nordskogen, Ås. Masteroppgave UMB, Institutt for plante- og miljøvitenskap.
- Tomter, S.M. & Dalen, I.S. (red.) 2018. Bærekraftig skogbruk i Norge. Norsk institutt for bioøkonomi. Nettutgave på [www.nibio.no](http://www.nibio.no) som oppdateres årlig.
- Vesterbukt, P. 2017. Effekt av fjerning av sitkagran (*Picea sitchensis*) i kystlynghei på Svinøya. NIBIO rapport 3(22). Norsk institutt for bioøkonomi.
- Vollering, J., Olsen, S.L., Skarpaas, O., Appelgren, L., Kyrkjeeide, M.O., Often, A., Sandven, J., Stabbe, O. & Sørhuus, Ø. 2021. Accounting for seed rain and other confounders reveals which ecosystems are most susceptible to alien conifer establishment. EcoEvoRxiv <https://doi.org/10.32942/osf.io/rhkxg>.
- Wannebo-Nilsen, K., Bjerke, J., Beck, P.S.A. & Tømmervik, H. 2010. Epiphytic macrolichens in spruce plantations and native birch forests along a coast-inland gradient in North Norway. Boreal Environment Research 15: 43-57.
- Wohlgemuth, T., Brundu, G., Castro-Díez, P., Campagnaro, T., Dobrowolska, D., Essl, F., Gazda, A., Gossner, M.M., Keren, S., Kesery, Z., Knüsel, S., Koprowski, M., La Porta, N., Marchante,

- H., Marozas, V., Nygaard, P.H., Podráský, V., Puchalka, R., Reisman-Berman, O., Silva, J.S., Straigytė, L., Vacchiano, G., van Loo, M., Ylioja, T. & Pötzelsberger, E. 2018. Abundant non-native tree species in Europe: traits and effects on ecosystems. I Pötzelsberger, E., Spiecker, H., Hasenauer, H., Konnert, M., Mohren, G.M.J. & Gazada, A. (eds.) 2018. Non-native tree species in European forests: COST Action FP1403 NNEXT- International Conference, Vienna, Austria, 12-14 September 2018. Book of Abstracts. University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna, Austria.
- Øyen, B.-H. 1997. Regeneration and growth patterns in native Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) in Western Norway. PhD-thesis 32:1997, Agricultural University of Norway.
- Øyen, B.-H. 2021. Ødeleggelsen av kystskogene i kjølvannet av fiskeriene. Norsk skogbruk 67: 48-51.
- Øyen, B.-H., Andersen, H.L., Myking, T., Nygaard, P.H. & Stabbetorp, O.E. 2009. Økologiske egenskaper for noen utvalgte introduserte bartreslag i Norge. Viten fra Skog og Landskap 01/09. Norsk institutt for skog og landskap.
- Øyen, B.-H. & Nygaard, P.H. 2017. The biomass potential of some selected native and non-native species for afforestation: a case study from Western Norway. Forest Research and Engineering: International Journal 1: 91-98.
- Øyen, B.-H. & Nygaard, P.H. 2020. Impact of Sitka spruce on biodiversity in NW Europe with a special focus on Norway – evidence, perceptions and regulations. Scandinavian Journal of Forest Research 35: 117-133.
- Øyen, B.-H. & Skye, E. 1999. Kystskogen – nye og interessante levesteder for ulike artsgrupper. I Kibsgaard, Ø. (red.): Finnkona - skogsøy og historie i skipsleia. Helgeland Skogselskap.





*Norsk institutt for naturforskning, NINA, er en uavhengig stiftelse som forsker på natur og samspillet natur–samfunn.*

*NINA ble etablert i 1988. Hovedkontoret er i Trondheim, med avdelingskontorer i Tromsø, Lillehammer, Bergen og Oslo. I tillegg driver NINA Sæterfjellet avlsstasjon for fjellrev på Oppdal, og forskningsstasjonen for vill laksefisk på lms i Rogaland.*

*NINAs virksomhet omfatter både forskning og utredning, miljøovervåking, rådgivning og evaluering. NINA har stor bredde i kompetanse og erfaring med både naturvitere og samfunnsvitere i staben. Vi har kunnskap om artene, naturtypene, samfunnets bruk av naturen og sammenhenger med de store drivkreftene i naturen.*

2003

NINA Rapport

ISSN:1504-3312  
ISBN: 978-82-426-4781-8

## Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

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

E-post: [firmapost@nina.no](mailto:firmapost@nina.no)

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger