



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Oppdatering av kunnskapsgrunnlag for klimatiltak i skog: Gjennomgang av 11 utvalgte tiltak i bestandsskogbruket

NIBIO RAPPORT | VOL. 9 | NR. 22 | 2023



Søgaard, G., Bright, R., Clarke, N., Fløistad, I.S., Granhus, A., Hagenbo, A., Hanssen, K.H.,
Hietala, A., Kjønnaas, O.J., Kühne, C., Rolstad, J., Solberg, S., Steffenrem, A., Stokland, J. og
Storaunet, K.O.

Divisjon Skog og utmark

TITTEL/TITLE

Oppdatering av kunnskapsgrunnlag for klimatiltak i skog: Gjennomgang av 11 utvalgte tiltak i bestandsskogbruket

FORFATTER(E)/AUTHOR(S)

Gunnhild Sjøgaard, Ryan Bright, Nicholas Clarke, Inger Sundheim Fløistad, Aksel Granhus, Andreas Hagenbo, Kjersti Holt Hanssen, Ari Hietala, O. Janne Kjønaas, Christian Kühne, Jørund Rolstad, Svein Solberg, Arne Steffenrem, Jogeir Stokland og Ken Olaf Storaunet.

DATO/DATE:	RAPPORT NR./ REPORT NO.:	TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:	PROSJEKT NR./PROJECT NO.:	SAKSNR./ARCHIVE NO.:
30.05.2023	9/22/2023	Åpen	53148	22/01335
ISBN:	ISSN:	ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:	ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:	
978-82-17-03235-9	2464-1162	62		

OPPDRAUGSGIVER/EMPLOYER:

Miljødirektoratet

KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:

Yngvild Ransedokken

STIKKORD/KEYWORDS:

Klimaendringer, klimatiltak, klimatilpasning, skog, naturmangfold

Climate change, mitigation, adaptation, forest

FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:

Skogforvaltning

Forest management

SAMMENDRAG/SUMMARY:

På oppdrag fra Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet har vi gått gjennom kunnskapsstatus på 11 ulike tiltak utvalgt av direktoratene. Alle tiltakene ligger innenfor det tradisjonelle bestandsskogbruket. Tiltakene er vurdert ut fra hvordan de kan øke skogens netto CO₂-opptak (karbonlagring), men for noen tiltak også betydning for andre klimagasser og for biogeofysiske effekter som albedo. Utvalget er ikke uttømmende, og også andre tiltak gjennom omløpet vil ha effekt på skogens CO₂-opptak. Potensielle substitusjonseffekter gjennom tilgang på mer tømmer eller tømmer med høyere kvalitet er ikke inkludert. Klimatilpasning har vært med i vurderingen av alle tiltak. Det er korte omtaler av tiltakenes effekter på naturmangfold.

LAND/COUNTRY:

Norge

FYLKE/COUNTY:

Viken

KOMMUNE/MUNICIPALITY:

Ås

STED/LOKALITET:

Ås

**NIBIO**NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

GODKJENT /APPROVED

Bjørn Håvard Evjen

BJØRN HÅVARD EVJEN

PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER

Gunnhild Sjøgaard

GUNNHILD SØGAARD



Forord

Rapporten er skrevet på oppdrag fra Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet.

Ulike personer har medvirket til ulike deler av rapporten.

For beskrivelse av tiltakene, klimaeffekter og kunnskapsbehov:

Svein Solberg og Gunnhild Sjøgaard har skrevet kapitlet om riktig treslagsvalg etter hogst. O. Janne Kjønaas har skrevet om jordkarbon.

Jogeir Stokland har skrevet kapitlet om grøfterensk etter hogst.

Inger Sundheim Fløistad og Kjersti Holt Hanssen har skrevet kapitlet om plantetetthet.

Kjersti Holt Hanssen og Nicholas Clarke har skrevet kapitlet om markberedning.

Arne Steffenrem har skrevet kapitlet om skogplanteforedling.

Aksel Granhus og Kjersti Holt Hanssen har skrevet kapitlet om ungskogpleie.

Christian Kühne og Gunnhild Sjøgaard har skrevet kapitlet om tynning.

Ari Hietala har skrevet kapitlet om råtebekjempelse.

Kjersti Holt Hanssen og Nicholas Clarke har skrevet kapitlet om gjødsling med treaske på torvmark.

Kjersti Holt Hanssen og Nicholas Clarke har skrevet kapitlet om nitrogengjødsling av skog.

Ryan Bright har skrevet kapitlet om planting av skog på nye arealer. O. Janne Kjønaas har skrevet om jordkarbon.

Andreas Hagenbo har gitt innspill og skrevet bidrag i beskrivelser av effekter på jordkarbon.

Beskrivelse av *effekter på terrestrisk naturmangfold* er skrevet av Jørund Rolstad og Ken Olaf Storaunet, med innspill fra forfatterne av klimadelene. Dette gjelder samtlige tiltak.

Takk til Katharina Hobrak for bistand underveis i prosjektet med administrasjon og korrekturlesning.

Gunnhild Sjøgaard har ledet prosjektet.

Ås, 30.05.23

Gunnhild Sjøgaard

Sammendrag

På oppdrag fra Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet har vi gått gjennom kunnskapsstatus på 11 ulike tiltak utvalgt av direktoratene. Alle tiltakene ligger innenfor det tradisjonelle bestandsskogbruket og tradisjonell skogskjøtsel. Utvalget er ikke uttømmende, og også andre tiltak gjennom omløpet vil kunne ha effekt på skogens CO₂-opptak. Tiltakene har utgangspunkt i bestand, det vil si arealer hvor det tidligere er gjennomført hogst, og det er lagt til grunn for vurderingene at det skal drives skogbruk videre på arealene.

De ulike tiltakene som er inkludert i rapporten er i ulik grad og på ulike tidspunkt blitt utredet som klimatiltak tidligere. Oppdraget var å vurdere tiltakene med vekt på om det foreligger ny kunnskap som endrer tidligere konklusjoner eller beregninger om klimaeffekt. Tiltakene er vurdert utelukkende ut fra hvordan de kan øke skogens bidrag direkte, primært gjennom økt netto CO₂-opptak (karbonlagring) i skogen, men for noen tiltak også betydning for andre klimagasser og for biogeofysiske effekter som albedo. Potensielle substitusjonseffekter gjennom tilgang på mer tømmer eller tømmer med bedre kvalitet er ikke inkludert.

Noen av tiltakene er tydelig definert fra tidligere. Dette gjelder særlig nitrogen gjødsling i skog som ble vurdert senest i 2021 (Landbruksdirektoratet mfl. 2021), og hvor det er klare retningslinjer for utførelse for å få tilskudd (Landbruksdirektoratet 2023). Også for grøfterensk etter hogst, markberedning, skogplanteforedling, ungskogpleie, gjødsling med treaske og planting av skog på nye arealer følges i all hovedsak tiltaksbeskrivelser fra tidligere rapporter. Råtebekjempelse og bedre plantetetthet i etablert foryngelse er mål mer enn tiltak, og det er beskrevet ulike tiltak for å bekjempe råte og øke plantetetthet i etablert foryngelse. For treslagsvalg beskrives kunnskapsgrunnlag for å gjøre valg av treslag i foryngelsen av bestandet fra et klimaperspektiv, og vi går ikke nærmere inn på hvordan en skal lykkes med etableringen av ulike treslag.

Generelt er det ikke funnet ny kunnskap som endrer tidligere konklusjoner om de aktuelle tiltakene, men det er ny kunnskap som gir bedre forståelse av effekter og/eller kan bidra til bedre beregninger av klimaeffekter. Dette er belyst.

Klimaet er i endring, og i vurdering av utforming av tiltak vil det være viktig å også ta inn hvordan de kan tilpasses disse endringene. Dette har vært med i vurderingen av alle tiltak, og også dels i begrunnelsen for utforming av tiltak. Valg av treslag og tynning er eksempler på tiltak hvor en må avveie det som i utgangspunktet gir høyest CO₂ opptak opp mot risiko for skader, og dermed tap av CO₂.

Vi gir korte omtaler av tiltakenes effekter på naturmangfold. Andre økosystemtjenester har ikke vært en del av oppdraget å vurdere.

Innhold

1	Innledning.....	8
2	Treslagsvalg etter hogst.....	11
2.1	Definisjon av tiltaket.....	11
2.1.1	Overordnet om synergi- og samspillseffekter med andre tiltak	11
2.1.2	Overordnet om tiltaket sett i lys av behov for tilpasning til et endret klima	12
2.2	Ny kunnskap som kan endre tidligere vurdering av klimaeffekt	12
2.2.1	Levende biomasse.....	12
2.2.2	Jordkarbon	13
2.3	Usikkerhet og kunnskapsbehov knyttet til utforming av tiltaket og klimaeffekt	14
2.4	Effekter på terrestrisk naturmangfold.....	15
3	Grøfterensk etter hogst.....	16
3.1	Definisjon av tiltaket.....	16
3.1.1	Overordnet om synergi- og samspillseffekter med andre tiltak	16
3.1.2	Overordnet om tiltaket sett i lys av behov for tilpasning til et endret klima	17
3.2	Ny kunnskap som kan endre tidligere vurdering av klimaeffekt	17
3.3	Usikkerhet og kunnskapsbehov knyttet til utforming av tiltaket og klimaeffekt	18
3.4	Effekter på terrestrisk naturmangfold.....	18
4	Plantetetthet i etablert foryngelse.....	19
4.1	Definisjon av tiltaket.....	19
4.1.1	Overordnet om synergi- og samspillseffekter med andre tiltak	19
4.1.2	Overordnet om tiltaket sett i lys av behov for tilpasning til et endret klima	20
4.2	Ny kunnskap som kan endre tidligere vurdering av klimaeffekt	20
4.3	Usikkerhet og kunnskapsbehov knyttet til utforming av tiltaket og klimaeffekt	20
4.4	Effekter på terrestrisk naturmangfold.....	22
5	Markberedning	23
5.1	Definisjon av tiltaket.....	23
5.1.1	Overordnet om synergi- og samspillseffekter med andre tiltak	23
5.1.2	Overordnet om tiltaket sett i lys av behov for tilpasning til et endret klima	23
5.2	Ny kunnskap som kan endre tidligere vurdering av klimaeffekt	24
5.3	Usikkerhet og kunnskapsbehov knyttet til utforming av tiltaket og klimaeffekt	24
5.4	Effekter på terrestrisk naturmangfold.....	24
6	Skogplanteforedling.....	25
6.1	Definisjon av tiltaket.....	26
6.1.1	Overordnet om synergi- og samspillseffekter med andre tiltak	26
6.1.2	Overordnet om tiltaket sett i lys av behov for tilpasning til et endret klima	27
6.2	Ny kunnskap som kan endre tidligere vurdering av klimaeffekt	27
6.3	Usikkerhet og kunnskapsbehov knyttet til utforming av tiltaket og klimaeffekt	29
6.4	Effekter på terrestrisk naturmangfold.....	29
7	Ungskogpleie	30
7.1	Definisjon av tiltaket.....	30

7.1.1	Overordnet om synergi- og samspillseffekter med andre tiltak	30
7.1.2	Overordnet om tiltaket sett i lys av behov for tilpasning til et endret klima	30
7.2	Ny kunnskap som kan endre tidligere vurdering av klimaeffekt	31
7.3	Usikkerhet og kunnskapsbehov knyttet til utforming av tiltaket og klimaeffekt	32
7.4	Effekter på terrestrisk naturmangfold	33
8	Tynning	34
8.1	Definisjon av tiltaket	34
8.1.1	Overordnet om synergi- og samspillseffekter med andre tiltak	35
8.1.2	Overordnet om tiltaket sett i lys av behov for tilpasning til et endret klima	35
8.2	Ny kunnskap som kan endre tidligere vurdering av klimaeffekt	36
8.3	Usikkerhet og kunnskapsbehov knyttet til utforming av tiltaket og klimaeffekt	36
8.4	Effekter på terrestrisk naturmangfold	37
9	Råtebekjempelse	38
9.1	Definisjon av tiltaket	38
9.1.1	Overordnet om synergi- og samspillseffekter med andre tiltak	38
9.1.2	Overordnet om tiltaket sett i lys av behov for tilpasning til et endret klima	38
9.2	Ny kunnskap som kan endre tidligere vurdering av klimaeffekt	39
9.3	Usikkerhet og kunnskapsbehov knyttet til utforming av tiltaket og klimaeffekt	39
9.4	Effekter på terrestrisk naturmangfold	40
10	Gjødsling med treaske på torvmark	41
10.1	Definisjon av tiltaket	41
10.1.1	Overordnet om synergi- og samspillseffekter med andre tiltak	41
10.1.2	Overordnet om tiltaket sett i lys av behov for tilpasning til et endret klima	42
10.2	Ny kunnskap som kan endre tidligere vurdering av klimaeffekt	42
10.3	Usikkerhet og kunnskapsbehov knyttet til utforming av tiltaket og klimaeffekt	42
10.4	Effekter på terrestrisk naturmangfold	43
11	Nitrogengjødsling av skog	44
11.1	Definisjon av tiltaket	44
11.1.1	Overordnet om synergi- og samspillseffekter med andre tiltak	44
11.1.2	Overordnet om tiltaket sett i lys av behov for tilpasning til et endret klima	44
11.2	Ny kunnskap som kan endre tidligere vurdering av klimaeffekt	45
11.3	Usikkerhet og kunnskapsbehov knyttet til utforming av tiltaket og klimaeffekt	46
11.4	Effekter på terrestrisk naturmangfold	46
12	Planting av skog på nye arealer	48
12.1	Definisjon av tiltaket	48
12.1.1	Overordnet om synergi- og samspillseffekter med andre tiltak	48
12.1.2	Overordnet om tiltaket sett i lys av behov for tilpasning til et endret klima	48
12.2	Ny kunnskap som kan endre tidligere vurdering av klimaeffekt	48
12.3	Usikkerhet og kunnskapsbehov knyttet til utforming av tiltaket og klimaeffekt	49
12.4	Effekter på terrestrisk naturmangfold	50
	Litteraturreferanser	51

1 Innledning

På oppdrag fra Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet har vi gått gjennom kunnskapsstatus på 11 ulike tiltak utvalgt av direktoratene. De ulike tiltakene som er inkludert i rapporten er i ulik grad og på ulike tidspunkt blitt utredet som klimatilnæringer tidligere. Oppdraget var å vurdere tiltakene utvalgt av direktoratene med vekt på om det foreligger ny kunnskap som endrer tidligere konklusjoner eller beregninger om klimaeffekt, med utgangspunkt i rapporten M-1631|2020 Klimakur 2030 (Miljødirektoratet mfl. 2020) og NIBIO-rapport 6/153/2020 (Søgaard mfl. 2020b).

Noen av tiltakene er tydelig definert, og relativt nylig vurdert fra tidligere publikasjoner. Dette gjelder særlig nitrogen gjødsling i skog som ble vurdert senest i 2021 (Landbruksdirektoratet mfl. 2021), og som er implementert med klare retningslinjer for tilskudd som definerer tiltaket. Men også flere tiltak vurdert i forbindelse med Klimakur2030 og oppfølging av denne. I den andre enden er tynning som ikke tidligere er klart definert og utredet som klimatilnæringer for å øke karbonlagring, og hvor effekten på CO₂-opptak vil være sterkt avhengig av utførelse. Tilnærmingen til de ulike tiltakene vil derfor være ulik.

Alle tiltakene er utvalgt av direktoratene og ligger innenfor det tradisjonelle bestandsskogsbruket og tradisjonell skogskjøtsel. De er i utgangspunktet innrettet for økt virkesproduksjon, og er listet i «kronologisk» rekkefølge slik de vil skje gjennom et bestandsomløp. Gjennomgangen starter med treslagsvalg, som er en beslutning som gjøres under eller rett etter hogst, går så gjennom ulike foryngelsestiltak, før ungskogpleie, tynning, råtebekjempelse (som blant annet er et tiltak under tynning), og til sist aske- og nitrogen gjødsling som gjerne kan skje i tynnet skog. Til sist beskrives planting av skog på nye arealer.

Utvalget er ikke uttømmende, og også andre tiltak gjennom omløpet vil ha effekt på skogens CO₂-opptak. Andre tiltak som er vurdert tidligere er valg av hogstform (blant annet drøftet i Dalsgaard mfl. 2015), tiltak i ungskogpleien som lavskjerm bjørk (Søgaard mfl. 2015), og hogsttidspunkt (Søgaard mfl. 2015, Bergseng mfl. 2018). Bruk av utenlandske treslag er heller ikke inkludert (klimaeffekt vurdert i Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet 2019).

Klimaeffekten

Miljødirektoratet mfl. (2016) definerte bærekraftig skogbruk i klimasammenheng slik: «*Bærekraftig skogbruk i klimasammenheng innebærer at skogens produktivitet og evne til å lagre karbon ikke forringes, og at karbonbeholdninger ikke reduseres permanent. Vanlige skogbruksaktiviteter, som tynning og sluttavvirkning, vil normalt ikke redusere verken produktivitet eller skogens evne til å lagre karbon, og reduksjonen som skjer i karbonlageret er av midlertidig karakter. Det er imidlertid en forutsetning at det ikke avvirknes, eller at det tas særskilte hensyn ved avvirkning, i sårbare områder (for eksempel vernskogbelter mot fjell og kyst eller økes), og at skogbruksaktivitet generelt foregår på en slik måte at skogens evne til å lagre karbon ivaretas. Det kan heller ikke gjøres tiltak som gir permanente reduksjoner i karbonlager, for eksempel gjennom drenering av myrer for skogproduksjon.*»

Klimaeffekten av tiltakene er avgrenset til hvordan de kan bidra til å øke opptak og/eller redusere utslipp i arealbrukssektoren (LULUCF), og dermed bidra til å belyse hvordan denne sektoren kan bidra til lavutslippssamfunnet. Effekter av tiltakene på utslipp og opptak i andre sektorer, som for eksempel energisektoren, inkluderes ikke. Potensielle substitusjonseffekter gjennom tilgang på mer tømmer eller tømmer med høyere kvalitet er ikke inkludert. Dette vil kunne påvirke hvordan enkelte tiltak vurderes, da noen tiltak i første rekke vil øke volum med sagtømmer i en sluttavvirkning.

Dette har imidlertid vært et oppdrag med begrenset ramme, slik at det ikke har vært rom for eller intensjon om en fullstendig tiltaksanalyse av tiltakene.

Vi omtaler overordnet synergi- og samspillseffekter mellom tiltakene, og påpeker tilfeller der potensiell effekt av et tiltak avhenger av at et annet er gjennomført tidligere.

Klimatilpasning

Fokus for denne rapporten er tiltakenes effekt for å motvirke klimaendringer. Klima er imidlertid i endring, og i vurdering av utforming av tiltak vil det være viktig å også ta inn over seg hvordan de kan tilpasses et klima i endring. Fokus er ikke på tiltak i skogbruket for å tilpasse skogbruket til et klima i endring, men hvordan utforme og definere tiltakene beskrevet i denne rapporten.

Klimatilpasning er noe som ikke bare gjøres i enkeltbestand, men hvor også helheten i landskapet må med i vurderingen. Inngangen vil derfor være annerledes enn når en vurderer tiltak for å motvirke eller redusere konkrete skader. I en underlagsrapport til Klimakur2030 (Søgaard mfl. 2020a) ble skogskjøtseltiltak for å forebygge insektskader, øke stormstabilitet, bekjempe skogbrann og redusere rotråte i gran belyst.

Naturmangfold

Som beskrevet ovenfor er klimatiltakene beskrevet i denne rapporten et utvalg som fokuserer på tiltak gjennom omløpet i et produksjonsinnrettet bestandsskogbruk. Tiltakene har utgangspunkt i bestand, det vil si arealer hvor det tidligere er gjennomført hogst, og at det vil gjennomføres hogst og ulike skogkulturtiltak. Unntaket er planting av skog på nye arealer, men også der legges til grunn at det gjennomføres på arealer som har vært i bruk (arealer under gjengroing). Vi legger til grunn i vurderingen at tiltakene i liten grad gjennomføres i naturskogområder, for eksempel som definert i Storaunet og Rolstad (2020).

Tiltak i skogskjøtselen for å øke opptak av CO₂ i trærne vil påvirke også annen vegetasjon. Alle de elleve tiltakene inkludert i oppdraget vil påvirke naturmangfold i større eller mindre grad på bestandsnivå.

For vurderingene av naturmangfoldet er det noen generelle betraktninger som bør poengteres.

1. Tiltakene er tenkt/planlagt for produksjonsskogen. Dette innebærer at bestand der tiltak gjennomføres i utgangspunktet vil avvirkes ved eller omkring hogstmodenhetsalder. Dermed er det innenfor dette tidsperspektivet at vurderingene for det enkelte tiltaket i hovedsak er gjort. Når skog avvirkes, så blir det mindre gamle og døde trær enn det ellers ville vært. Slike miljøer og strukturer er noen av de viktigste levestedene for en lang rekke arter.
2. Alle tiltakene er i prinsippet tiltak for å øke produksjonen av trevirke på arealet (kanskje med unntak av treslagsvalg/ -blanding). Med visse variasjoner innebærer dette i utgangspunktet økt tilvekst, høyere tretetthet, tettere kronedekke, og økt konkurransefordel for skogproduserende treslag. Dette er per definisjon negativt for naturmangfoldet. Økt volumtilvekst vil til en viss grad også kunne bidra til å øke volumet av død ved. Det er imidlertid grunn til å forvente at dette i første rekke vil favorisere vanlig forekommende generalister, mens de sjeldne, mer spesialiserte artene, vil disfavoriseres.
3. Hver for seg, og på begrensede arealer, vil de ulike tiltakene kunne ha begrenset eller liten negativ betydning for naturmangfoldet. Men samlet sett, og særlig dersom de gjennomføres på store deler av arealene, vil de samlede effektene likevel i praksis være negative.
4. Det er ikke bedt om vurdering av tiltak som i utgangspunktet vil kunne legge begrensninger på skogbruket, for eksempel overholdelse av hogstmodenhetsalder eller økt bruk av lukkede hogstformer. Slike tiltak vil kunne gi positive effekter for naturmangfoldet samlet eller for bestemte artsgrupper.

Vi gir i de følgende kapitlene korte omtaler av tiltakenes effekter på naturmangfold. Dette bygger på eksisterende kunnskap, og tar utgangspunkt i tidligere analyser. Det har ikke vært innenfor oppdragets ramme å gjøre en fullstendig litteraturgjennomgang av ny forskning, eller komplett vurdering opp mot tidligere publikasjoner.

Økonomisk betydning og andre økosystemtjenester

Tiltak som bidrar til økt CO₂-opptak og karbonlagring i skogen vil ofte være i samsvar med skogbehandling for maksimal verdiproduksjon, men ikke alltid. Men også om de er i samsvar, så vil de kunne kreve en økt innsats som ikke er økonomisk regningsvarende for skogeier. Vi har ikke vurdert slike effekter, og heller ikke andre mulige barrierer for implementering.

Den skogbaserte verdikjeden er omfattende, og i stor grad nasjonal. Fra frøproduksjon og til produktet er solgt i butikk. Dette betyr at tiltak i skogbruket kan påvirke en hel verdikjede, og ha samfunnsøkonomisk betydning langt utover tiltakskostnaden.

Likeledes vil tiltak i bestandsskogbruket også påvirke andre økosystemtjenester. Effekter på naturmangfold er inkludert i rapporten, men flere tiltak kan ha betydning for eksempel på vannmiljø. Dette er ikke inkludert.

Endring av skogbildet kan også påvirke kvaliteter for friluftslivet, dette er heller ikke inkludert.

2 Treslagsvalg etter hogst

2.1 Definisjon av tiltaket

Etter en hovedhogst skal feltet forynges, det vil si at det skal etableres unge trær som skal utgjøre en ny generasjon trær. Man velger treslag for denne foryngelsen. Det kan være ulik mengde gjenstående trær etter hogsten, og man kan dele dette inn i de tre klassene flatehogst (<2% av kubikkmassen gjenstår), 'retention forestry' (2-30% gjenstår) og kontinuitetsskogbruk ('CCF', >30% gjenstår). Uavhengig av hvilken metode man bruker, så skal man sørge for foryngelse. Det skjer enten ved naturlig foryngelse, såing eller planting.

Treslagsvalget skjer ved tre ulike tidspunkt i bestandets liv:

- Ved valg av hogstform. Dette avgjør forhold for foryngelse og kan for eksempel framheve skyggetålende treslag eller lyskrevende treslag. Gjenstående trær vil gi frø til framtidsbestandet.
- Valg av treslag i foryngelsen. Dels gjennom valg av trær som står igjen (frøtrær, skjerm og/eller livsløpstrær), og dels ved at man velger treslag når man sår eller planter
- Valg av treslag som skal stå igjen i ungskogpleien

Tiltaket som beskrives her er knyttet til det treslaget som det legges til rette for gjennom valg av hogstform og i foryngelsen (valg av treslag i ungskogpleien er beskrevet i [kap. 7](#)).

Som beskrevet i Klimakur2030 vil riktig treslagsvalg være en kombinasjon av to hensyn som må avveies, hvilket treslag som i utgangspunktet vil gi størst produksjon og konsekvenser av et endret risikobilde framover med endret klima. Kunnskapsgrunnlaget for riktig treslagsvalg etter hogst ble delvis beskrevet i en underlagsrapport til Klimakur2030 (Søgaard mfl. 2020a), både gjennom simulering av potensiell effekt av om alt granareal ble tilplantet med gran, men også gjennom beskrivelse av treslagsvalg som en viktig faktor for å redusere risiko for skader. Dette gjelder for eksempel treslagsskifte etter hogst av granbestand med mye råte, unngå større områder med monokultur av gran for å redusere risiko for større insektangrep, valg av mer stormsterke treslag og økt andel laubbestand for redusert brannrisiko. Som påpekt i Klimakur2030 er det også viktig at en er bevisst hvilke treslag en forynger med der risiko er stor for tørkeskader.

Vi ønsker å påpeke at simuleringen der planting av gran skjer etter all hogst av granskog er en forenklet framstilling for å illustrere effekt av bedre oppfyllelse av foryngelsesplikten. Betydning av å oppnå god plantetetthet i foryngelsen som etableres er beskrevet som et eget tiltak (kap. 4). Det vil ikke være optimalt å forynge med gran på alle arealer der det vokser gran i dag. For eksempel på arealer med høy forekomst av råte bør en vurdere alternative treslag (råtebekjempelse er beskrevet som et eget tiltak, se kap. 9), og det er også arealer med gran der gran av andre årsaker ikke er optimalt treslag.

Vi vil fokusere på ny kunnskap om *treslagsvalg som et tiltak for å gi høyere netto karbonlagring i et klima i endring*. Treslagsvalg etter hogst innebærer også en avveining av monokultur versus blandingskog.

2.1.1 Overordnet om synergi- og samspillseffekter med andre tiltak

Treslagsvalg vil ha synergi- og samspillseffekter med samtlige andre tiltak beskrevet i denne rapporten, da det legger grunnlaget for alle valg senere gjennom bestandets liv.

2.1.2 Overordnet om tiltaket sett i lys av behov for tilpasning til et endret klima

Det er nå aktuelt å endre tidligere anbefalinger angående treslagsvalg, dels for å redusere sannsynligheten for stress og skader på skog, og dels for å ha treslag som er tilpasset nye klimaforhold. Endringene i treslagsvalg går delvis ut på risikospredning ved å satse mer på blandingsskog, og delvis ut på en målrettet endring mot bedre tilpassede treslag. En liste over endringene og deres begrunnelse følger under:

- Generelt bør man øke mengden av blandingsskog, fordi det reduserer sannsynligheten for store skader. Man oppnår da at man sikrer et vedvarende opptak og lagring av karbon framover i tid. Dette kan imidlertid redusere produksjonsevnen og karbonopptaket, og vi har her en avveining mellom å maksimere opptaket og minimere sannsynligheten for skadehendelser.
- Treslagsblanding kan redusere effekten av klimatisk stress, særlig tørkestress, ved at vannforbruk og rotkonkurranse om vann blir lavere.
- Treslagsblanding kan i visse tilfeller gi økt produksjonsevne («overyielding»), og dermed økt karbonopptak. Slike økninger skyldes at ulike treslag kan være komplementære både i tid og rom. Komplementaritet i tid er dels en sesong-effekt hvor noen treslag starter tidligere enn andre om våren, og dels at noen pionértreslag er rasktvoksende i de første årene, mens klimakstreslag får sin maksimale produksjon seinere i omløpet. Komplementaritet i rom kan oppstå ved at trærne har rotsystemer og greiner i ulike sjikt under og over bakken.
- En målrettet økning av andelen løvtrær i skogen reduserer risikoen for storskala, klimarelaterte skogskader som brann, storm og tørke fordi de særlig rammer bartrær, og spesielt gran. VKM mfl. (2022) sier: “Gran er spesielt sårbar for klimapåvirkninger, særlig for tørke, hetebølger, skogbrann, og stormfelling. Gran er også utsatt for en rekke insekter og sopp sykdommer som forventes å øke i omfang.” Særlig aktuelle lauvtreslag er bjørk, svartor, kirsebær, eik og bøk.
- En slik målrettet økning kan være spesielt viktig i områder eller regioner der granskogen generelt er på retrett, og dette kan allerede være tilfelle på de sørligste delene av lavlandet på Østlandet. VKM mfl. (2022) sier: “Vi må derfor regne med økende skader på norsk granskog i sørlige og lavereliggende strøk”.
- Økt satsing på enkelte utenlandske treslag har et potensial for å øke produksjonsevne og karbonlagring, og det gjelder særlig douglas og sitkagran.

2.2 Ny kunnskap som kan endre tidligere vurdering av klimaeffekt

Det er ikke tidligere gjort relevante studier av tiltakets potensial verken med hensyn til klimaeffekt (tonn CO₂) eller areal på kort (mot 2030) og lang sikt (2050 og 2100) på nasjonalt nivå. Vi gjennomgår her ny kunnskap som kan bidra til å belyse klimaeffekten av tiltaket.

2.2.1 Levende biomasse

Nyere, relevant kunnskap her består av modell-teoretiske belysninger av klimaeffekter, matematisk modellering av skogskadeutviklingen, observasjoner av pågående endringer i treslagssammensetning og produksjonsforsøk. Fra en teoretisk synsvinkel må vi regne med at treslagene er på tilbakegang fra sine utbredelsesgrenser mot sør og mot lavlandet. Utbredelsene vil trekke seg nord- og oppover i landskapet. For eksempel vil økt temperatur på 3°C tilsvare en forflytning på 500 km nordover og 500 m oppover (Jump mfl. 2009). Det er ikke helt klart hvor i Norge vi har slike rettetområder («trailing edges»), men kanskje er tørke- og barkbilleskadene på gran i lavlandet på Østlandet et første tegn på et

retrettområde. Vi må regne med at gamle, høye trær, og særlig bartrær, i økende grad vil rammes av klimarelaterte skader som brann, storm, tørke og barkbiller, og at slike skoger vil erstattes av yngre og mindre trær, og særlig løvtrær (McDowell mfl. 2020, Bennett mfl. 2015, Vayreda mfl. 2016).

Redusert grunnflatetilvekst gjennom en tørkesommer er større hos grantrær som står i rene granbestand enn hos grantrær som står i blanding med furu (Wellhausen mfl. 2016).

Tilvekst- og produksjonsstudier har vist at i en del tilfeller vil treslagsblanding produsere mer enn monokulturer (Bielak mfl. 2014, Mason og Connolly 2014). I mange tilfeller vil imidlertid produksjonen gå ned. Både lokale voksestedsforhold og hvilke treslag man blander påvirker endringen i produksjon.

2.2.2 Jordkarbon

Ulike treslag kan medføre ulik utvikling av jordkarbonlageret, noe som igjen kan medføre ulik akkumuleringshastighet av karbon i skogsjorda, ulik fordeling av karbon mellom det organiske sjiktet og mineraljorda, og derigjennom også ulik stabilitet av det organiske materialet som akkumuleres (Mayer mfl. 2020). Generelt er valg av treslag funnet å ha større betydning for hvor i jordprofilen karbonet lagres, enn forskjeller i hvor mye jordkarbon som lagres (Vesterdal mfl. 2013, Mayer mfl. 2020, Kjønås mfl. 2021). Mens ulike treslag viser en tydelig forskjell i karboninnholdet i humussjiktet, finnes det få studier som har kvantifisert karbonlageret i mineraljorda (Vesterdal mfl. 2013), og spesielt karbonlagre ned til 1 meter dybde eller til jordsjiktet upåvirket av jordsmonnsdannende prosesser. Dette gjør det vanskelig å konkludere med hensyn på effekter av treslagsvalg på det totale karbonlageret.

Enkeltstudier kan indikere noen forskjeller i mengde jordkarbon, men det er også her vanskelig å trekke konklusjoner. Karbonmengden ble funnet å være høyere under gran relativt til furu og bjørk ned til 30 cm jorddybde i feltforsøk i sør-Sverige (Hansson mfl. 2013). Vesterdal mfl. (2013) fant på den andre siden sprikende resultater i studier som kvantifiserte jordkarbonlagre i parallelle bestand av furu og gran i boreale og tempererte områder. I to av studiene var karbonlageret i humussjiktet i furu større enn i gran, i to andre studier var lageret mindre enn i gran mens det i tre videre studier var lik gran. For mineraljorda var karbonlageret i furu mindre enn gran i to av studiene og likt i fem andre studier. En studie av parvise felt med 60 år gamle bestand av furu og gran i Midt-Sverige viste at akkumulering av karbon i humussjiktet (og i trebiomassen) var signifikant høyere i furu relativt til gran (Blasko mfl. 2020). Det ble ikke funnet signifikante forskjeller i 0-20 cm dybde av mineraljorda, selv om lageret var antydningvis høyere i furubestanden (Blasko mfl. 2020). Et forsøk som omfattet 38 år gammel gran, furu, og bjørk nær Gardermoen, Øst-Norge, viste på den andre siden ingen forskjell i jordkarbonet hverken i humussjiktet eller i mineraljorda, og signifikant lavere karbonlagre i levende biomasse i gran relativt til furu og bjørk (Kjønås mfl. 2017). Det er åpenbart at stedegne faktorer er av betydning, men hvilke? En analyse av Gruba og Socha (2019) viste at det dominerende treslaget hadde liten betydning for jordkarbonlageret (3%) sammenliknet med faktorer som jordas kornfordeling / andelen av finfraksjoner i jorda (silt og leire) (15%), jordas surhetsgrad (pH) (13%), og høyde over havet (8%). I tillegg var bestandshistorikken av betydning. Ellers viser nitrogenfikserende treslag, slik som gråor, en entydig effekt med økt karbonakkumulering i jorda (Mayer mfl. 2020).

Som en tommelfingerregel lagres jordkarbonet i barskog i hovedsak i humussjiktet, mens det i lauvskog i hovedsak lagres i mineraljordssjiktet (Mayer mfl. 2020). Hvor i jordprofilen karbonet lagres kan ha betydning for hvor utsatt karbonlageret er for nedbrytning og tap som følge av klimaendring eller i situasjoner med naturlige forstyrrelser og/ eller skogskjøtselstiltak (Kleber mfl. 2015, Soucémarianadin mfl. 2018, Mayer mfl. 2020, Kjønås mfl. 2021). Generelt er karbon i mineraljordssjiktet regnet som mer stabilt enn i humussjiktet, i den forstand at det utviser en større tregthet mot nedbrytning uavhengig av hvilke mekanismer som styrer nedbrytningen (Peltre mfl. 2013). Mens stabiliteten av det organiske materialet i humussjiktet i hovedsak er knyttet til kjemisk sammensetning og dannelsen av kjemiske fraksjoner som er motstandsdyktige mot nedbrytning,

styres stabiliteten i mineraljorda i tillegg av sorpsjon til mineralpartikler og okkludering fra jern og aluminium som hindrer tilgang for nedbrytning fra mikroorganismer (von Lützow mfl. 2006, Kleber mfl. 2015, Laganieri mfl. 2017, Soucémarianadin mfl. 2018).

Endring i jordkarbonet styres av balansen mellom tilførsel og nedbrytning av organisk materiale. Tilførsel skjer i form av overjordisk strø (blader/nåler, greiner, stammer) eller underjordisk strø (i hovedsak røtter). Mens Lajtha mfl. (2018) fant at kronisk eksklusjon av overjordisk strøfall hadde større effekt på karbonlageret enn kronisk utestenging av røtter for akkumuleringen av jordkarbon, viste de fleste studiene i sammenstillingen til Vesterdal mfl. (2013) at det var liten eller ingen forskjell i karbontilførsel i strøfall mellom parvise bestand med ulike treslag. De forskjellene som ble funnet evnet ikke å forklare den store variasjonen i karboninnholdet i det organiske sjiktet. Utbredelsen av trærnes røtter er ulik for ulike treslag. Mens granskog karakteriseres av en høy rotbiomasse i det organiske sjiktet (Vesterdal mfl. 2013, Puhe 2003), er rottybden hos bjørk dypere enn hos gran (Spielvogel mfl. 2014). Mengde, kvalitet og nedbrytning av strø vil også påvirkes av ulike bunnvegetasjonsarter og grupper. Lukina mfl. (2020) fant at den beste prediksjonen av endringer i karbonlagre i det øvre 0-50 cm mineraljordssjiktet var C/N forholdet i det organiske sjiktet og dekningsgraden av ulike bunnvegetasjonsgrupper. Bunnvegetasjonen kan styres av treslag så vel som bestandstetthet (for eksempel Kjønås mfl. 2021).

Treslagsskifte, inklusiv endring av bunnvegetasjonens artssammensetning og -mangfold, kan medføre at den kjemiske sammensetningen i jorda endres. Dette kan omfatte faktorer som nitrogentilgjengelighet, næringstilgjengelighet og jordas pH (Hansson mfl. 2013, Kjønås mfl. 2021). Disse faktorene har betydning for mikrobielt mangfold og –utbredelse. Ved treslagsskifte fra bjørk til gran har det blitt funnet en økning i soppbiomassen (ergosterol) i humussjiktet, og en økt relativ utbredelse av rot-assosiert mykorrhizasopper i forhold til saptrøfer og bakterier, spesielt i mineraljorda (Mundra mfl. 2022). Derigjennom påvirkes også nedbrytning og akkumulering av organisk materiale. Mykorrhiza og saprotrofisk sopp konkurrerer om det samme organiske materialet, men påvirker nedbrytningen forskjellig. Mykorrhiza kan indirekte regulere nedbrytningshastigheten gjennom å redusere aktiviteten til de mer effektive saprotrofiske organismene (Bødeker mfl. 2016). Mykorrhizasopper kan ha en stor betydning for nedbrytning av jordkarbon gjennom produksjon av enzymer som bryter ned humus og bidrar til å redusere jordkarbonlageret (Jørgensen mfl. 2022), samtidig som de også tilfører karbon til jorda gjennom produksjon av store mengder hyfer som bidrar til en oppbygning av jordkarbon (Clemmensen mfl. 2013).

Identifisering av de hovedfaktorene som styrer akkumulering og tap av jordkarbon er komplisert fordi betydningen av ulike faktorer varierer mellom treslag, økosystemtyper samt lokale klimatiske og edafiske forhold. I tillegg er de endringene som finner sted i mineraljorda ofte en relativt langsom prosess. Endringer i ulike grunnleggende prosesser som styrer karbonomsetningen vil dermed gradvis påvirke jordkarbonet (Hansson mfl. 2013; Mäkipää mfl. 2023).

2.3 Usikkerhet og kunnskapsbehov knyttet til utforming av tiltaket og klimaeffekt

Usikkerhet knyttet til klimaendringene

Usikkerheten knyttet til treslagsvalg er særlig knyttet til at klimaendringene er usikre. Det er usikkert hvor sterke klimaendringene blir, hvorvidt temperatur- og nedbørendringene vil følges ad på en balansert måte og hvor mye svekkelsen av jetstrømmen vil bety for varigheten av ekstremvær. Disse usikkerhetsmomentene er hovedgrunnen til at man bør ha en strategi for risikospredning gjennom treslagsblanding.

Kunnskapsbehov for beregning av klimaeffekt

Kunnskapsbehov for beregning av klimaeffekt er knyttet til vekst, skogbehandling av blandingskog og effekter på jordkarbon.

Generelt er det begrenset kunnskap om vekst for andre treslag enn gran, furu og bjørk, men også for disse treslagene er mye av kunnskapen basert på eldre studier som ikke nødvendigvis reflekterer dagens forhold og heller ikke vekst i framtidens klima. Det er bare få studier av vekst i blandingskog under norske forhold (for eksempel Frivold og Frank 2002, Hanssen og Kühne 2022).

Mye av forskningen knyttet til skogbehandling har vært fokusert på bestand med et hovedtreslag, og det er lite norsk forskning knyttet til skogbehandling av blandingskog. Imidlertid er blandingskoger veldig vanlig og derfor typisk for Norge. For å utvide vår kunnskap om riktig forvaltning av barblandingskog i Norge, etableres det for tiden nye langsiktige forskningsfelt i blandingskoger av gran og furu. I tillegg ser et nytt forskningsprosjekt («Vekst og utvikling i blandingskog av gran og furu» finansiert av Utviklingsfondet og Skogtiltaksfondet) på betydningen av å blande furu og gran for produksjonen på bestandsnivå.

Det er behov for å øke forståelsen av effektene treslagsskifte har på jordkarbon i et klimaperspektiv, gjennom økosystemstudier som inkluderer tilførsel av strø, så vel som studier av mikrobielle prosesser og næringsbalanse som påvirker oppbygning og nedbrytning av organisk materiale. Med unntak av BalanC prosjektet (NFR 255307), som kvantifiserte karbon og næringsdynamikk i parallelle bestand av plantet gran og stedegen naturlig bjørk, mangler vi data på både karbonlagre og nøkkelfaktorer som styrer oppbygning og tap av karbon for ulike treslag i ulike deler av Norge. Eksisterende langsiktige feltforsøk som kvantifiserer volumproduksjonen for ulike lauvtreslag mangler jorddata, og mangler også forsøksdesign som muliggjør evaluering av forskjeller i karbonlagre mellom ulike treslag på bestandsnivå. Når det gjelder effekten av nitrogenfikserende treslag på jordkarbonlagre mangler vi kvantitative data under norske forhold. For å få bedre forståelse av den samlede effekten på et bestands karbondynamikk og karbonlagring er det sentralt å inkludere også jordkarbon i feltstudier.

2.4 Effekter på terrestrisk naturmangfold

På generelt grunnlag kan det slås fast at økt treslagsblanding både i og mellom bestand, i motsetning til monokulturer, vil være gunstig for naturmangfoldet. I den boreale barskogsonen er særlig rogn, osp og selje (ROS-arter), samt or, viktige for artsmangfoldet, både som levende og døde trær. Planting av fremmede bartrær, som douglasgran, sitkagran eller lutzgran, vil per definisjon være negativt, selv om de øker mangfoldet av treslag lokalt. Når det gjelder effekten av treslagsblanding på vegetasjonen i feltsjiktet så er bildet mer nyansert, og det er vanskelig å trekke klare konklusjoner (Barbier mfl. 2008). Men treslagsvalg etter hogst vil medføre forskjeller i ressurstillgang (for eksempel lys, vann og næring) til bakken, noe som påvirker artsmangfoldet i mark- og feltsjiktet.

3 Grøfterensk etter hogst

3.1 Definisjon av tiltaket

Klimakur 2030 beskriver grønnterensk etter hogst som klimatiltak (Miljødirektoratet mfl. 2020). Det er da lagt til grunn en forutsetning om videre skogsdrift på arealet. Definisjonen deres er opprettholdt her, og beskrivelsen er kun oppdatert med et nytt og mer presist tall for areal som er grønntet for økt skogproduksjon:

Grønnterensk etter hogst er et tiltak for å opprettholde produksjonen på skogarealer der det tidligere er utført grønnting. I 2006 ble det innført forbud mot nygrønnting av myr og sumpskog med sikte på skogproduksjon (jf. §5 i Forskrift om berekraftig skogbruk, med ikrafttredelse 1.7.2006). Derfor vil det ikke være en økning av grønntede myrarealer i skog, bortsett fra om det plantes på myrarealer som tidligere er drenerte for jordbruk. Historisk har det vært en betydelig aktivitet med grønnting, hvor både fastmark og myr har blitt drenert. Tall fra Landsskogtakseringen viser at 2 800 km² skogareal er blitt grønntet for å fremme skogproduksjon (Stokland mfl. 2022). Ifølge Bjørnstad (2019) vil det etter hogst på noen typer arealer bli midlertidig 5-10 cm høyere grunnvannsnivå i vekstsesongen. Dette reduserer mulighetene til god foryngelse og skogproduksjon. Ved å rense eksisterende grønnter reduseres vannstanden på arealet, noe som kan føre til økt produksjon og dermed også økt opptak av klimagasser. Grønnterensk kan øke nedbrytningen i jord noe på grunn av bedre lufttilgang, og dermed føre til et økt utslipp fra jord. I prinsippet vil grønntene være drenerende selv om de ikke renses, og fører dermed uansett til nedbrytning og utslipp. Rensk av grønntene fører til at produksjonen i levende biomasse øker og kan kompensere for et eventuelt utslipp, og i tillegg gi et meropptak. I de tilfeller der omfattende grønnterensk eller suppleringsgrønnting må til for å opprettholde produksjonen på arealet, kan det være aktuelt å heller vurdere restaurering av arealet ved å plugge grønntene.

3.1.1 Overordnet om synergi- og samspillseffekter med andre tiltak

Grønnterensk er et tiltak som hovedsakelig utføres i kombinasjon med hovedhogst (sluttavvirkning) og etterfølgende foryngelse. Det vil følgelig kunne ha samspillseffekter med foryngelsestiltakene, og da kanskje særlig plantetetthet i etablert foryngelse. Foreløpig er det gjort få studier av grønnterensk i forbindelse med foryngelse og det er ikke kjent studier som ser på effekten av plantetetthet i forbindelse med grønnterensk (for å vurdere potensielle synergieffekter). Dog kan det nevnes en ny studie av alternative hogstformer på tidligere drenert torvmark som viste at lukket hogst i stor grad opprettholdt lav grunnvannstand (Leppä mfl. 2020), dvs. med samme effekt som grønnterensk. Formodentlig vil lukket hogst på drenerte arealer være en alternativ skogbehandling som også opprettholder lav grunnvannstand og samtidig er mer gunstig for naturmangfoldet (se kap. 3.4).

Valg av lukket hogstform vil kunne påvirke valg av treslag i foryngelsen (ref. kap. 2).

Etter hvert som tidligere grønntede arealer når hogstmoden alder og blir sluttavvirket, vil arealet som er aktuelt for grønnterensk øke. Tall for dette framgår i Stokland mfl. 2022, kap. 5. Den samme trenden finner vi også i Sverige og Finland, og det har nylig kommet ut en rapport med oppdaterte retningslinjer for grønntedybde ved grønnterensk i Finland (Hökkä mfl. 2021). Denne anbefaler grønntedybder for å nå et måltall om grunnvannsdypde på 0,35 m, et måltall valgt ut fra en avveining mellom økt skogproduksjon og ulike miljøhensyn, Disse anbefalte grønntedybdene er grunnere enn hva som er rådende praksis for grønntedybde i Finland.

Tiltaket vil også kunne ha samspillseffekter med tiltaket gjødsling med treaske på torvmark, da torvmarka må være grønntet for at askegjødslingen skal føre til økt skogproduksjon. Hvis ikke vil høy grunnvannsstand gjøre at produksjonen uansett blir lav. Se kap. 10.

3.1.2 Overordnet om tiltaket sett i lys av behov for tilpasning til et endret klima

Det er ikke kjent i hvilken grad et endret klima vil påvirke skogsmarkas grunnvannstand og effekten av grøfterensk. Forekomsten av myrer og forsumpet skogsmark er i hovedsak et resultat av topografisk posisjon (relativt flate partier med overforliggende areal som drenerer grunnvann til det forsumpede partiet). Omtrent all norsk skog finnes i områder der årsnedbøren er mellom 600-3200 mm, og under slike forhold medfører ikke økt nedbør økt sannsynlighet for forsumping med torvdannelse. Det er således neppe behov for å justere praksis for grøfterensk i forbindelse med et endret klima med økende nedbør.

3.2 Ny kunnskap som kan endre tidligere vurdering av klimaeffekt

Kunnskapsgrunnlaget for grøfterensk etter hogst ble beskrevet i en underlagsrapport til Klimakur2030 (Søgaard mfl. 2020a), og en supplementsrapport (Søgaard mfl. 2020b). Etter den tid er det publisert en sammenstilling av kunnskap om arealene med grøftet skog i Norge, basert på en registrering av grøfter på alle Landsskogtakseringens flater i skog og på myr (Stokland mfl. 2022). I definisjonen av tiltaket gjengitt over ([kap. 3.1](#)) har vi oppdatert grøftearealet for økt skogproduksjon fra 2700 km² i Klimakur 2030 til 2800 km². Denne endringen av arealtallet reflekterer ikke økt drenert areal, bare at det nye estimatet er basert på et større og mer pålitelig tallmateriale.

Etter publisering av supplementsrapporten (Søgaard mfl. 2020b) til Klimakur 2030 har det kommet to nye studier som spesifikt belyser effekten av grøfterensk. Begge studiene belyser forskjeller i klimagassflukser fra hogstflater på tidligere drenert skogsmark, henholdsvis fuktig mineraljord i Vesterbotten, Nord-Sverige (Tong mfl. 2022a) og en næringsrik torvmark i Midt-Sverige (Tong mfl. 2022b). Begge studiene representerer helt ny kunnskap ettersom dette er de første som utfører målinger av klimagassene CO₂, metan (CH₄) og lystgass (N₂O) spesifikt fra skogbunnen (bakkevegetasjon og skogsjord). Tidligere studier har primært kvantifisert effekter av grøfterensk på tilvekst og karbonakkumulering i tresjiktet (se Søgaard mfl. 2020b).

Studien fra Nord-Sverige viste at grøfterensk reduserte grunnvannstanden med 12 cm sammenliknet med arealer uten grøfterensk. I løpet av fire år sank det totale karbonutslippet fra 6,7 til 1,6 t-C/ha/år, men det var ingen signifikant forskjell mellom grøfter med og uten grøfterensk. Metanbalansen var noe forskjellig mellom de to behandlingene. To år før grøfterensk var det lave metanutslipp fra alle målestasjoner, men i to våte år etter grøfterensk økte metanutslippene noe mer i kontrollområder (uten grøfterensk) enn i behandlingsområder med grøfterensk. I alt bidro metanutslippene til mindre enn 2,5 % av karbonbalansen, men 39 % av klimagassbalansen i kontrollområder i det våteste året. Totalt sett hadde grøfterensk noe effekt på forskjeller i individuelle klimagassflukser, men uten at det ble påvist signifikant forskjell i den totale klimagassbalansen.

Studien fra Midt-Sverige (Tong mfl. 2022b) var fra et område der tidligere grøfting hadde redusert grunnvannstanden betydelig (til -56 cm) og at grøfterensk reduserte grunnvannstanden med ytterligere 9 cm til -65 cm sammenliknet med arealer uten grøfterensk. Den totale klimagassbalansen to år etter grøfterensk viste forskjeller i utslipp fra 49,4 CO₂-ekv/ha/år i områder uten grøfterensk til 27,8 CO₂-ekv/ha/år i områder med grøfterensk. Dette kan synes noe paradoksalt da en kanskje skulle forvente økt klimagassutslipp som følge av senket grunnvannstand; men forfatterne antydte at den dype dreneringen hadde gjort torvjorda så tørr at ytterligere reduksjon i grunnvannstand reduserte nedbrytningshastigheten av torvjorda heller enn å øke den. Det bør også nevnes at studien ble gjort i år som var uvanlig nedbørsfattige og at det kan stilles spørsmål ved representativiteten av denne studien. I alt bidro metanutslippene til mindre enn 2 % av klimagassbalansen i denne studien.

3.3 Usikkerhet og kunnskapsbehov knyttet til utforming av tiltaket og klimaeffekt

Kunnskapsgrunnlaget om grøfterensk som klimatiltak har blitt noe bedre siden utgivelsen av Klimakur 2030 (Miljødirektoratet mfl. 2020). Dette gjelder særlig klimagassflukser fra jord etter hovedhogst og hvorvidt klimagassbalansen for tidligere grøftede arealer endres som følge av grøfterensk. Dette er ny kunnskap som til en viss grad dekker et viktig kunnskapshull. Den nye kunnskapen tilsier ingen endret oppfatning om klimaeffekter av grøfterensk, men det er samtidig viktig å understreke noen begrensninger ettersom bare to individuelle lokaliteter er undersøkt og at man bare har dokumentert effekter to år etter grøfterensk-tiltaket.

Det er fremdeles kunnskapshull om effekter av grøfterensk, spesielt med tanke på klimagassbalansen etter slutthogst. Vi vet fra studier i udrenert (ikke grøftet) skog at skogarealene har netto klimagassutslipp en periode etter slutthogst. Det er et behov å få dokumentert tilsvarende effekter på tidligere grøftede arealer og spesielt effekten av grøfterensk gjennom en periode på 10-15 år etter slutthogst, eventuell en annen tidshorison, dersom endringstakten er annerledes enn for udrenert skog.

Det er videre et kunnskapsbehov å dokumentere hvorvidt grøfterensk har ulike effekter etter slutthogst på ulike typer skogsmark, spesielt fuktig mineraljord og ulike typer sumpskog på organisk jord (furumyrskog, gransumpskog, rike sumpskogstyper). Dette vil kunne gi grunnlag for stedstilpassede anbefalinger, og bedre beregninger av klimaeffekt.

3.4 Effekter på terrestrisk naturmangfold

Det er i første rekke nygrøfting av myr- og sumpskog som påvirker artssammensetningen i retning av fastmarksarter. Grøfterensk og suppleringsgrøfting vil i utgangspunktet opprettholde denne endringen. Grøfterensk i seg selv forventes å ha begrenset innvirkning på naturmangfoldet ettersom det i liten grad påvirker artssammensetning eller skogbilde, og betraktelig mindre enn hva nygrøftingen i utgangspunktet medførte. Det vil være aktuelt å sjekke status for truede naturtyper der grøfting/grøfterensk er et aktuelt tiltak. Dette gjelder naturtypene T30 Flommarksskog, V2 Myr og sumpskogmark (inkludert undertyper) og V8 Strandsumpskogmark (inkludert undertyper). Se for øvrig utdypende kommentarer i Søgaard mfl. (2020b).

4 Plantetetthet i etablert foryngelse

4.1 Definisjon av tiltaket

I rapporten til Søgaard mfl. (2020a) ble det beskrevet hvordan plantetettheten i foryngelsen påvirker produksjonen. En rekke planteavstandsforsøk med gran viser at tettere planting gir høyere volumproduksjon (Søgaard mfl. 2017). NIBIO sin framskrivning av økt plantetetthet (Søgaard mfl. 2020a) illustrerer at tiltak for å sikre tettere foryngelse kan ha stor betydning for netto opptak av CO₂ i norsk skog på lang sikt. Større tetthet i foryngelsen gir også større muligheter for uttak av tømmer ved tynning, og bedre tømmerkvalitet ved foryngelseshogst.

Både Skogbruksloven (§ 6) og Forskrift om berekraftig skogbruk (§ 6, 7 og 8) stiller krav om at skogeier skal legge til rette for tilfredsstillende foryngelse innen tre år etter hogst, og forskriften definerer både minste lovlig plantetall per dekar og anbefalt plantetall for optimal planteproduksjon.

Landbruksdirektoratet foretar årlig en resultatkartlegging av foryngelse og miljøhensyn ved hogst. I de siste års resultatkartlegginger bedømmes at 75-80 % av det kontrollerte arealet møter kriteriene for oppfylging av foryngelsesplikten, men med store variasjoner mellom fylkene (Landbruksdirektoratet 2022). Landsskogtakseringens registreringer viser at 80 % av plantefeltene og 36 % av feltene med naturlig foryngelse har utviklingsdyktige bartreplanter over minste lovlig plantetetthet etter bærekraftforskriften 3 til 7 år etter hogst. Tar man også med utviklingsdyktige lauvtreplanter, øker prosentandelene til 94 og 71 %.

I 2016 fikk skogbruket en støtteordning med klima som begrunnelse, som skulle brukes til blant annet tettere planting, hvor hensikten var å heve plantetallet til den øvre del av intervallet for anbefalt plantetall etter bærekraftforskriften. Statistikk fra skogfundsordningen for årene 2016 til 2022 viser at det på 53 % av plantearealet med gran ble gitt tilskudd til tettere planting.

Det er ikke bare antall planter som settes ut som påvirker plantetettheten etter etablering. Det gjør også alle tiltak som sikrer overlevelsen de første årene, inkludert god plantekvalitet, bruk av riktig treslag, proveniens og plantetype, og markberedning som omtales i [kap. 5](#).

Å oppnå god plantetetthet i den etablerte foryngelsen er følgelig et mål, og ikke et tiltak i seg selv. Ulike foryngelsesfelt vil ha ulike utfordringer, og stedstilpasset skogskjøtsel er et nøkkelord. Å velge rett hogstform og treslag for lokaliteten, samt forberede for foryngelse gjennom grøfterensk ([kap. 3](#)) og/eller markberedning ([kap. 5](#)) der det kan være aktuelt er beskrevet i andre kapitler.

Vi fokuserer her på tiltak for å oppnå god tetthet i foryngelsen.

4.1.1 Overordnet om synergi- og samspillseffekter med andre tiltak

Det ble i framskrivningen i Søgaard mfl. (2020a) lagt til grunn økning i antall planter som settes ut på areal som plantes med gran. Andre treslag ble ikke vurdert, og det ble heller ikke vurdert andre tiltak for å oppnå økt overlevelse og god tetthet i framtidsbestandet. Rapporten beskriver imidlertid at det med hensyn til treslagsvalg vil være to hensyn som må avveies, hvilket treslag som i utgangspunktet vil gi størst produksjon og konsekvensene av et endret risikobilde framover med et endret klima. I lys av klimaendringene er det å redusere risiko stadig viktigere, og økt bruk av blandingsbestand og mer stedstilpasset treslagsvalg kan bidra til dette, som diskutert i [kap. 2](#).

Det vil kunne være samspillseffekter med grøfterensk ([kap. 3](#)), som kan bedre foryngelsesforholdene på en flate etter hogst. Markberedning ([kap. 5](#)) vil påvirke overlevelse og vekst hos plantene og dermed ha tydelige samspillseffekter. Foredling vil påvirke plantenes evne til overlevelse blant annet ved raskere utvikling av klimatilpasning og plastisitet ([kap. 6](#)). Plantetettheten i etablert foryngelse vil være avgjørende for behovet for ungskogpleie ([kap. 7](#)) og også påvirke tynning ([kap. 8](#)).

4.1.2 Overordnet om tiltaket sett i lys av behov for tilpasning til et endret klima

Som nevnt over og i flere av de andre kapitlene, vil klimaendringer føre til større risiko for skader i skogen. Endret klima kan også by på endrede og økte utfordringer for foryngelsen blant annet relatert til konkurrerende vegetasjon og skader fra snutebiller (Søgaard mfl. 2017).

Omfanget av både stormskader og tørkeepisoder ventes å øke i årene framover (Hanssen-Bauer 2015, Søgaard mfl. 2017, Hanssen mfl. 2019, VKM mfl. 2022). Å redusere plantetettheten ved planting og/eller ungskogpleie kan øke enkeltrestabiliteten. Samtidig har den sosiale stabiliteten, ved at nabotrær beskytter hverandre mot vind, også mye å si for stormstabilitet (Solberg mfl. 2017, Hanssen mfl. 2019, se også [kap. 7.1.2](#)). Med hensyn til tørkestress kan lavere tetthet virke positivt (Hanssen mfl. 2019), selv om sammenhengene mellom skogbehandling og tørkestress kan være kompliserte (Schmied mfl. 2022).

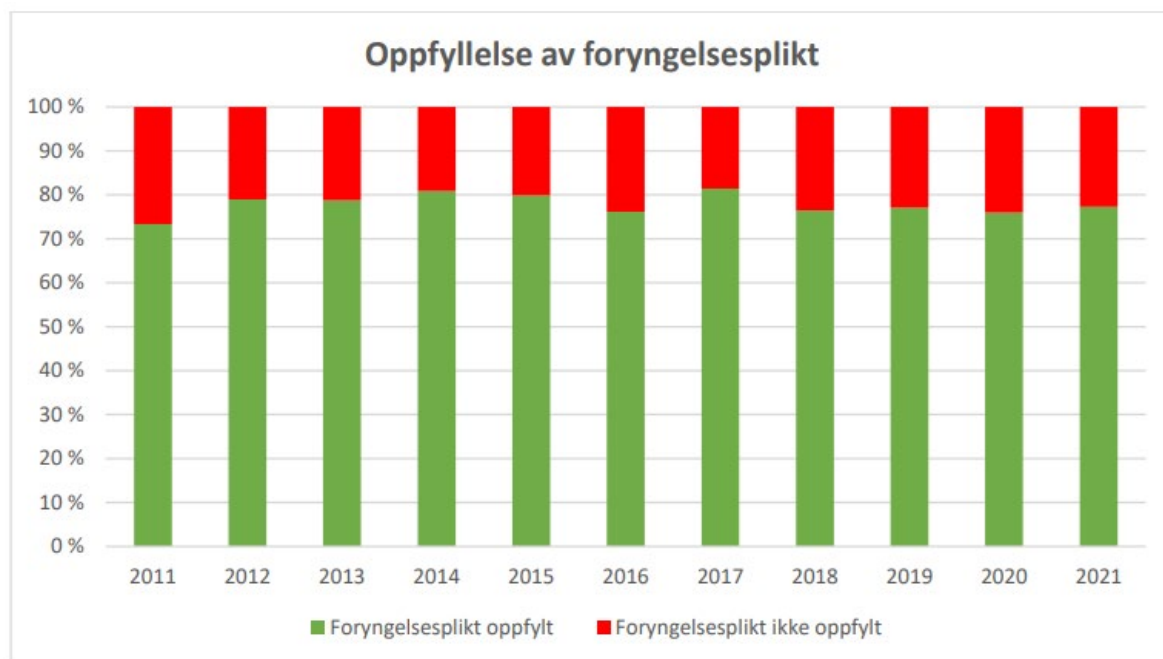
På samme måte som ved valg av treslag må man derfor gjøre en avveining av produksjon mot risiko. I områder hvor stabilitet er ekstra viktig, for eksempel i bestandskanter, langs kraftlinjer eller i områder med stor risiko for kraftig vind, kan man vurdere lavere plantetetthet. Å regulere tettheten kan imidlertid også skje i neste trinn i skogskjøtselen, som er ungskogpleien (kap. 7).

4.2 Ny kunnskap som kan endre tidligere vurdering av klimaeffekt

Vi har ikke funnet nye studier som endrer tidligere vurdering av klimaeffekten av tettere planting. Imidlertid blir det stadig større fokus på å redusere risiko når det kommer til forventede klimaendringer, noe som kan ha implikasjoner for valg av treslag og tetthet, jfr. avsnittet over og [kap. 2](#).

4.3 Usikkerhet og kunnskapsbehov knyttet til utforming av tiltaket og klimaeffekt

Formålet med tilskuddet til tettere planting er som nevnt å heve plantetallet til den øvre del av intervallet for anbefalt plantetall etter bærekraftsforskriften. På det arealet med gran (utenom suppleringsplanting) hvor det ble gitt et slikt tilskudd i 2016-2022, ble det i gjennomsnitt plantet 42 planter ekstra per dekar, ifølge statistikk fra Landbruksdirektoratet. Tall fra SSB viser at skogkulturinnsatsen har økt kraftig fra 20 millioner utsatte planter i "bunnåret" i 2009 til over 40 millioner utsatte planter i dag, og plantetettheten (planter per daa) har også økt, basert på denne statistikken. Likevel har andelen med foryngelsesfelt som ikke møter kriteriene for oppfylning av foryngelsesplikten ligget på omtrent samme nivå de siste 10 årene (Figur 4.1), noe som viser at det fortsatt finnes et potensial for å etablere bedre foryngelser. Arealene hvor foryngelsesplikten ikke er oppfylt kan grovt sett deles i to – en halvdel der det ikke har vært tilrettelagt for foryngelse i det hele tatt, og en halvdel der det har vært plantet eller tilrettelagt for naturlig foryngelse, men man har mislykkes. Det tyder på at tilskuddet til tettere planting ikke "får tak i" den andelen av skogeiere som av ulike grunner ikke gjør foryngelsestiltak i skogen sin, og at avgang etter planting mange steder er et problem. Det er for øvrig en skjevfordeling mellom fylkene når det gjelder disse arealene, og særlig på Vestlandet er det en høy andel felt hvor foryngelsesplikten ikke er oppfylt.



Figur 4.1. Andelen av hogstarealet hvor foryngelsesplikten var oppfylt tre år etter hogst i registreringsårene 2011-2021. Fra Landbruksdirektoratet (2022).

I framskrivningen til Søgaard mfl. (2020a) ble det lagt til grunn en økning på 35 planter per daa som settes ut på areal som plantes med gran. Det ble forutsatt 10 % avgang (0,1 % standardavvik) fra foryngelsen er etablert og til bestandets middeldiameter har nådd 5 cm. Dette er en teoretisk tilnærming, og det ble ikke vurdert andre treslag, eller andre tiltak for å oppnå økt overlevelse og god tetthet i framtidsbestandet. Det vil ikke være et optimalt foryngelsestiltak å plante tettere med gran på alle areal, og studien må derfor kun benyttes som en prinsipiell tilnærming til å illustrere potensial for økt opptak gjennom å sikre god foryngelse etter hogst. Det er heller ikke mulig alle steder å plante så tett som opp mot øvre anbefalte plantetall. På slike arealer, for eksempel der det er blokkrik mark eller på annen måte begrenset med gode planteplasser, er det spesielt viktig at alle planter som settes ut overlever. Da kan andre tiltak enn tettere planting være riktig for å sikre mest mulig optimal tetthet i bestandet.

For at en skal kunne oppnå intensjonen med tilskuddet på best mulig måte, vil altså lav avgang i plantefeltene være viktig. Vanligvis regnes 10 % avgang i skogplantefelt som normalt. Avgang utover det kan føre til ujevn tetthet og lavere utnyttelsesgrad av foredlet plantemateriale. I den årlige kartleggingen av foryngelse og miljøhensyn ved hogst og skogkulturtiltak (Landbruksdirektoratet 2022) angis årsaker til avgang i plantefelt. Imidlertid er det vanskelig å si hva som er årsaken til avgangen 2-3 år etter planting, og nærmere 60 % havner med «normal avgang» som årsak og forklaring. Ut over det angis de største årsakene til avgang å være konkurrerende vegetasjon (10 %) og insekter (8 %). Trolig er gnag fra snutebiller en stor enkeltårsak til avgang. Det er kjent at avgang på grunn av snutebille varierer mye i ulike deler av Sør-Norge (Hanssen og Fløistad 2018). Selv om det er godt dokumentert hvilke tiltak som forebygger avgang på grunn av snutebiller (se for eksempel Nilsson mfl. 2010, Wallertz mfl. 2016) er det i mindre grad dokumentert hvordan det går med den praktiske foryngelsen.

En større kartlegging av plantefelt i Sverige viste 20-30% avgang av gran og furu i løpet av de første tre årene (Gålnander mfl. 2020). Variasjonen i avgang er stor mellom ulike plantefelt, og gevinsten med bruk av foredlet plantemateriale blir redusert hvis en stor andel av plantene dør etter utplanting. I Sverige har de derfor igangsatt et femårig overvåkingsprogram, "Föryngringskollen", for å få bedre svar på hva som skjer med plantene etter utplanting. Målsettingen er å finne fram til hvilke faktorer

som er viktige for avgang og hva som er suksessfaktorer i plantefeltene. Hvert år i femårsperioden skal 600 plantefelt kartlegges (Föryngringskollen).

For å øke sikkerheten for at intensjonen med økt planting oppnås, er det stort behov for et lignende overvåkningsprogram i Norge. Det vil kunne gi oss mer kunnskap om hvilke faktorer som påvirker planteoverlevelse mest, slik at vi kan sette inn riktige tiltak. Et femårig overvåkningsprogram lignende “Föryngringskollen” i Sverige vil gi svar på hva som er suksesskriterier for overlevelse i plantefelt. På den måten kan en innrette eventuelle tilskudd mer målrettet.

Naturlig foryngelse av både bar- og lauvtre kan være med å sikre produksjon der avgangen er stor, men tettheten kan bli ujevn og på den måten utnytte arealet mindre optimalt. Produksjonsgevinsten ved bruk av foredlet materiale går også tapt når de plantene som settes ut ikke følger med i bestandets utvikling. Gålnander mfl. (2020) fant at andelen naturlig foryngede trær i plantede furubestand ved rydding ca. 10 år etter planting i gjennomsnitt utgjorde 19% av hovedstammer, mens tilsvarende tall for gran var 13%.

Det er godt dokumentert at kraftigere planter har større sannsynlighet for overlevelse (se for eksempel metastudie av Andivia mfl. (2021) og review-artikkel av Grossnickle (2012). Rothalsdiameter har spesielt stor betydning i områder med store utfordringer med gransnutebiller (Hanssen og Fløistad 2018). Tilskudd som blir målrettet mot en plantekvalitet som gir høyere sannsynlighet for overlevelse, vil derfor være et tiltak som kan bidra til å sikre ønsket tetthet i plantefeltene.

I avveiningen av risiko vs. maksimal produksjon er det flere kunnskapshull. Det er en del motsetningsforhold både i teorien og i empiri når det gjelder sammenhengen mellom bestandstetthet, vind og faren for rotvelt og andre skader (Søgaard mfl. 2017). Det er derfor et klart behov for mer kunnskap om bestandstetthet, stabilitet og skader i bestand av produksjonsskog. Forskningsprosjektet Marcsman (NIBIO, NMBU mfl. 2020-2023) tar for seg noen av disse avveiningene.

4.4 Effekter på terrestrisk naturmangfold

På generelt grunnlag kan det slås fast at økt plantetetthet, særlig av gran, vil være negativt for naturmangfoldet, spesielt i yngre skog opp til ca. 40 år (Eldegard mfl. 2019, Hedwall mfl. 2013). Tette plantinger uten seinere reguleringer gjennom ungskogpleie eller tynning, medfører liten lystilgang til bakken, noe som reduserer artsmangfoldet i mark- og feltsjiktet. Det er grunn til å anta at tettheten som gjenstår etter ungskogpleien er viktigere for artsmangfoldet på bakken enn plantetettheten i utgangspunktet. Også tetthet etter tynning vil være viktig, ikke minst for blåbær, som har større forekomst i eldre skog (Miina mfl. 2009, Hedwall mfl. 2013). Blåbærlyng er en halvskyggeplante som dominerer feltsjiktet i store deler av den boreale barskogen. Den utgjør en stor del av næringen for pattedyr, fra mus og hare til elg, hjort og rådyr. Om høsten er blåbæra også viktig næring for mår, rev og bjørn. Fugl fra trost og duer til hønsefugl og mange andre fuglearter spiser både blad og bær, men også insekter i bladverket (Atlegrim 1989, Hertel mfl. 2016, Selås mfl. 2021, Wegge mfl. 2022).

5 Markberedning

5.1 Definisjon av tiltaket

Ved markberedning bearbeides det øverste laget av jorda for å bedre etableringsforholdene til skogplanter. Vanligvis veltes torva (vegetasjon og humuslag) til side i striper eller flekker, slik at en del av mineraljorda blottlegges. Markberedning gir mange fordeler for plantene, for eksempel ved at det minsker konkurransen fra annen vegetasjon, gir jevnere fuktighet, øker jordtemperaturen, gir et opphøyd plantepunkt på fuktig mark og begrenser snutebilleskader. I sum skaper markberedning et bedre spiresubstrat ved naturlig foryngelse og såing, gir raskere etablering ved planting, bedrer overlevelsen og øker tilveksten.

Markberedning kan utføres som flekk- eller furemarkberedning, hauglegging, eller med invers-metoden. I sistnevnte tilfelle snus torva opp ned og legges tilbake i gropa. Det finnes mange forskjellige typer skålharver, flekkmarkberedere og andre aggregater på markedet. Norsk PEFC Skogstandard setter rammer for bruk og utførelse av markberedning. I dag markberedes i underkant av 20 % av foryngelsesflatene i Norge, det aller meste med skålharv (furemarkberedning) eller gravemaskin (flekk- eller hauglegging).

Temperaturøkningen i jorda og miksing av humus og mineraljord øker omsetningen av næringsstoffer og dermed også utslippene fra jord, men det er usikkert hvor stor og varig denne effekten er. Effekten på karbon i skogsjorda vil være avhengig av omfanget av markberedning og valg av metode (Jandl mfl. 2007). I tillegg viser studier at eventuelt tap av jordkarbon etter markberedning kan kompenseres gjennom økt tretilvekst (Mjölfors mfl. 2017), Søgaard mfl. (2020a) oppsummerte at markberedning gir et netto opptak av CO₂ i jord og biomasse samlet over omløpet. For å minimere tap av karbon fra jord anbefales det imidlertid at det fokuseres på å gjennomføre skånsom markberedning, der en begrenset del av arealet påvirkes. I den svenske studien til Mjölfors mfl. (2017) ga både hauglegging og furemarkberedning (skålharv) større totalt karbonlager i skogøkosystemet etter 25 år.

5.1.1 Overordnet om synergi- og samspillseffekter med andre tiltak

Markberedning vil ha synergieffekter med andre tiltak rettet mot foryngelse, som plantetetthet ([kap. 4](#)), treslagsvalg etter hogst ([kap. 2](#)), ungskogpleie ([kap. 7](#)) og grøfterensk etter hogst ([kap. 3](#)).

Markberedningen øker etablering og overlevelse, og vil dermed gi positivt utslag for plantetettheten noen år etter planting. Fordi man forventer lavere avgang, legges ofte anbefalt plantetall ca. 10% lavere etter markberedning (Øvergård og Hanssen 2021).

Markberedningen vil oftest også legge til rette for mer naturlig foryngelse, både av bar- og lauvtrær (Sikström mfl. 2020). Dette vil bidra til å øke plantetettheten, og kan også øke behovet for ungskogpleie.

Både grøfterensk etter hogst og markberedning kan utføres med gravemaskin, og grøfterensk kan gi en viss markberedningseffekt. Det kan derfor være synergieffekter ved å utføre disse tiltakene samtidig, der forholdene ligger til rette for det.

5.1.2 Overordnet om tiltaket sett i lys av behov for tilpasning til et endret klima

Der biologiske, fysiske og praktiske forhold ligger til rette for det, er markberedning et viktig tiltak for å øke overlevelsen til plantene. Økt lengde på vekstsesongen, høyere temperaturer og økt CO₂-innhold i lufta vil generelt føre til at veksten øker, både for skogplantene og de konkurrerende artene på plantefeltene. Det blir ikke mindre viktig å legge til rette for rask og god planteetablering i framtiden,

slik at skogplantene motstår konkurransen fra annen vegetasjon og angrep fra snutebiller (Søgaard mfl. 2017).

En annen sannsynlig klimaendring er at det blir flere perioder med kraftig nedbør. Dette kan føre til økt avrenning fra blottlagt jord. Det blir derfor enda viktigere å gjøre markberedningen på riktig måte og benytte metoder som påvirker en mindre del av overflaten. Nye PEFC-regler som trer i kraft 1. mars 2023 setter strengere regler for avflekingsareal og stripelengder.

5.2 Ny kunnskap som kan endre tidligere vurdering av klimaeffekt

Vi har ikke funnet ny kunnskap som endrer tidligere konklusjoner.

Nye review-artikler av Mayer mfl. (2020) og Mäkipää mfl. (2023) bekrefter at et eventuelt tap av jordkarbon etter økt nedbrytning er mer enn kompensert for av økt tretilvekst, slik at det ofte er en netto økosystem-karbongevinst over tid. Effekten av markberedning på utslipp av CO₂ fra mineraljord virker å være liten og er i hvert fall delvis avhengig av faktorer som jordfuktighet og nærvær av friskt organisk materiale (Mäkipää mfl. 2023). En nyere svensk studie bekrefter for øvrig at markberedning fremdeles har positiv effekt på trærnes tilvekst 30 år etter planting (Hjelm mfl. 2019)

5.3 Usikkerhet og kunnskapsbehov knyttet til utforming av tiltaket og klimaeffekt

Selv om nyere, svenske studier har kommet fram til at markberedning i liten grad reduserer jordkarbonet, og at det totale karboninnholdet i økosystemet stiger på grunn av økt vekst hos trærne, varierer resultatene fra andre studier en del (Jandl mfl. 2007). Vi har begrenset med kunnskap om hvordan organisk materiale brytes ned når det flyttes lenger ned i jordprofilen gjennom markberedning, og hvordan gammelt (stabilt) og ungt (labilt) organisk materiale påvirkes.

Vi har norske studier som studerer effekten av markberedning på plantenes overlevelse og tidlige vekst, men ingen som ser på hvordan jordkarbonet påvirkes ved markberedning. I år starter det imidlertid opp et feltforsøk som vil undersøke dette i to granbestand i Innlandet (Statsforvalteren i Innlandet, NIBIO, NMBU mfl.). I løpet av prosjektperioden vil vi kunne si noe om prosessene som skjer i jorda rett etter markberedningen, men det vil naturlig nok ta flere år før langtidseffektene er klarlagt. Forsøksfeltene vil også være representative bare for en begrenset del av norsk skog. For å kunne beregne klimaeffekten av tiltaket med en viss grad av sikkerhet, er det nødvendig med flere langsiktige studier fra ulike jordtyper og bestand, relevante for norske forhold.

5.4 Effekter på terrestrisk naturmangfold

Markberedning har til hensikt å fjerne deler av markvegetasjonen og det øverste humuslaget for å blottlegge mineraljorda og bedre spireforholdene for gran og furu. Markberedningen har dermed en direkte negativ virkning på den opprinnelige vegetasjonen, for eksempel sopp, lav, moser og karplanter. Markberedning fører også ofte til tap av biologisk mangfold gjennom ødeleggelse av liggende død ved (Hautala mfl. 2004, Jonsson mfl. 2006). Konsekvenser for naturmangfold avhenger av hvor stor del av arealet som påvirkes, og hvilke metoder som brukes. De punktvis, lette formene for markberedning (flekkmarkberedning, hauglegging, inversmarkberedning) har mindre effekter på økosystemet enn om man benytter sammenhengende striper (Sverdrup-Thygeson og Framstad 2007).

6 Skogplanteforedling

Formålet med skogplanteforedlingen er å utvikle et genetisk forbedret foryngelsesmateriale slik at framtidsskogen vokser bedre, er godt tilpasset miljø og klimavariasjon, og produserer god kvalitet. Skogplanteforedlingen i Norge omfatter *foredlingsprogram* og *frøplantasjer* for oppformering av frø til dyrking av skogplanter. Knyttet til skogplanteforedling er også *assistert migrasjon*, forflytning av genetiske materialer for å oppnå tilpasning til endring i klima, gjennom å gi veiledning for bruk av de foredlede plantematerialene.

Skogplanteforedlingen tar utgangspunkt i et utvalg av trær med god vekst, stammekvalitet og sunnhet, og som representerer det naturlige utbredelsesområdet til treslaget. Genetiske analyser viser at utvalget også representerer den genetiske variasjonen i området utvalget er gjort (Androsiuk mfl. 2013, Sønstebo mfl. 2018). Gjennom sykluser med avkomtesting og utvalg skal frekvensen av genvarianter som gir bedre produksjon, tilpasning og kvalitet økes i populasjonen. Avkomtestingen foregår i feltforsøk lagt ut på flere lokaliteter, med geografisk spredning både sør, nord, lavere og høyere for det tiltenkte bruksområdet, slik at tilpasning og robusthet mot klimavariasjon skal utvikles. Gevinsten ved foredling måles gjerne i økningen av volumproduksjon og er for gran og furu forventet å øke fra 10 – 15 % for planter fra den første generasjonen foredlet plantemateriale, til 20 – 35 % for påfølgende foredlingsgenerasjoner som etter hvert tas i bruk (Haapanen 2020, Haapanen mfl. 2016, Liziniewicz og Berlin 2019, Rosvall mfl. 2001).

Bartrærne har store og kontinuerlige utbredelsesområder, med sterk migrasjon av gener gjennom pollen (oppsummert av: Tollefsrud 2008), og stor genetisk variasjon for alle egenskaper. De har svært store genom, og vi vet lite om hvilke gener som styrer egenskaper. Genomiske analyser viser derimot at enkeltgener har liten påvirkning på fenotypen slik at det er den samlede effekten av mange gener som gir bedring i egenskaper gjennom foredling. Det gjennomføres ikke genmodifisering eller -redigering i foredlingen. Utvalget foregår i dag gjennom kvantitative (statistiske) analyser for estimering av avlsverdier på bakgrunn av målinger i felt og kjent eller målt slektskap mellom individene. Genomisk prediksjon (GP), estimering av avlsverdiene gjennom modeller som utnytter genomiske data, er blitt en viktig del av avl og foredlingen hos husdyr og jordbruksvekster. Mulighetene for GP innen skogplanteforedling evalueres nå i forskningsprosjekter. Også ved eventuell bruk av GP hos skogstrær utnyttes den eksisterende genetiske variasjonen gjennom kvantitative analyser, og metoden omfatter ikke genmodifisering eller -redigering.

Frøforsyning fra foredlingsprogrammene tar utgangspunkt i at foryngelsesmaterialet skal brukes i skogbehandlingen på samme måte som ikke-foredlete foryngelsesmaterialer (Skogfrøverket 2017), uten at dette kommer i konflikt med gjeldende regelverk og standard for bærekraftig skogbruk. Av plantet gran utgjorde foredlet plantemateriale ca. 25 % av plantene i perioden 1980-2006. Etter et godt frøår i frøplantasjene i 2006 økte andelen brått til 75 %, og har deretter steget gradvis til 95 %. Etter 2010 har også etterspørselen etter foredlet furu til planting og såing økt betydelig, og i 2022 ble det plantet mer enn 3,5 millioner furuplanter. Stort sett alle plantene kommer fra det svenske foredlingsprogrammet. Etter ønske fra skogeierne og forvaltningen startet derfor Skogfrøverket et landsdekkende norsk foredlingsprogram for furu i 2020.

På bakgrunn av de forventede klimaendringene, og som supplement på arealer med mye rotråte hos gran, er det behov for kvalitetsfrø også for lauvtreslagene. Skogfrøverket startet derfor et foredlingsprogram for lavlandsbjørk i 2020. Det eksisterer allerede et program for svartor. I tillegg vil andre lauvtreslag vurderes i nær framtid. For lauvtrærne vil sikre og stabile frøkilder med god genetikk for produktiv og rettvokst skog være grunnleggende for næringsutvikling og biomasseoppbygging.

En rask metode for å utnytte framskrittet i foredlingsarbeidet er produksjon av vegetativt formert materiale. Metodene for oppformering har til nå ikke vært tilstrekkelig kostnadseffektive til kommersiell plantedyrking i stort omfang. Men utviklingen av somatisk embryogenese med gran som

nå er under innfasing i Sverige og Finland vil senke kostnadsbildet og gjøre det mulig å oppformere det beste genetiske materialet fra foredlingsprogrammet 10-20 år tidligere enn å produsere frøet i frøplantasjer. Plantene produsert med somatiske embryogenese blir litt dyrere og helst plantet på de mest produktive lokalitetene der omløpstidene i utgangspunktet er kortere.

I Norge er det Stiftelsen det norske Skogfrøverk (Skogfrøverket) som driver skogplanteforedlingen. Målene for skogplanteforedlingen er definert i en langsiktig foredlingsstrategi (Skogfrøverket 2017). Siden 2017 har Skogfrøverkets styre også vedtatt en strategi for furu (Skogfrøverket 2020, upubl.), og det er startet et foredlingsprogram for lavlandsbjørk fra 2020. Skogfrøverkets foredlingsstrategi skal revideres i 2023.

6.1 Definisjon av tiltaket

Skogplanteforedling er et tiltak som bidrar til at det genetiske materialet, som frø og planter, gir et bedre utgangspunkt for klimatilpasning og kvalitets- og volumproduksjon på arealene der det drives aktivt skogbruk. Økt produksjon bidrar til økt CO₂-binding. Tiltaket omfatter to steg: et foredlingsprogram og frøplantasjer for oppformering av frø. I tillegg er veiledningen for bruk og forflytning av de genetiske materialene med tanke på klimaendringer viktig for å sikre klimatilpasning og utnytte forlenget vekstsesong.

Effekten av planteforedling sammenlignes vanligvis med ikke-foredlet foryngelsesmateriale der frø sankes i vanlige skogbestand, og kan evalueres som en generell økning av arealets produksjonsevne, høyere stående volum ved avvirkning eller mulighet for kortere omløpstider. Datagrunnlaget fra foredlingsprogrammene, registreringer i avkom- og proveniensforsøk, benyttes samtidig for å utforme veiledningen som presenteres i beslutningsstøtteverktøy for valg av plantemateriale ([Proveniensvelgeren](#)) og til å estimere optimalisert forflytning med tanke på forventede klimaendringer (Berlin mfl. 2016, Liziniwicz mfl. 2023). I tillegg til økt forventet produksjon gir planteforedling og assistert forflytning rom for raskere utvikling av klimatilpasning og plastisitet sammenlignet med de naturlige evolusjonære kreftene som seleksjon, mutasjoner og migrasjon.

6.1.1 Overordnet om synergi- og samspillseffekter med andre tiltak

Tiltaket vil ha samspillseffekter med andre klimatiltak, som økt plantetetthet i etablert foryngelse ([kap. 4](#)) og valg av treslag ([kap. 2](#)). Det vil også kunne ha samspillseffekter med bekjempelse av rotråte ([kap. 9](#)) og planting av skog på nye arealer som klimatiltak ([kap. 12](#)).

I en underlagsrapport til Klimakur 2030 (Søgaard mfl. 2020a) ble ujevn forsyning av foredlet granfrø fra frøplantasjer vurdert som en begrensning slik at «Full foryngelse på arealer som i dag ikke plantes (jfr. Resultatkontroll) vil kreve bedre tilgang på foredlet frø enn det vi i dag har frøplantasjer til (opp mot 50 millioner)». Siden da har Skogfrøverket fått styrket finansieringen til etablering av nye frøplantasjer. Etableringen av disse er i gang og prognosene for langsiktig landsdekkende frøforsyningen er derfor styrket (Myre mfl. 2021). Produktiv alder for frøplantasjer strekker seg opp mot 40-50 år og eldre frøplantasjer må stadig fornyes. Etablering av frøplantasjer for langsiktig stabil frøforsyning er derfor et kontinuerlig arbeid som er avhengig av stabil finansiering. Den kontinuerlige utviklingen av frøplantasjene gir også mulighet for å utnytte nytt genetisk materiale utviklet i foredlingsprogrammene.

Valg av riktig treslag når det gjelder produksjonsevne og risiko for tørke krever bedre tilgang til foredlet furu. Det er fortsatt store begrensninger i dekingen av foredlet furufrø i Norge. På indre Østlandet brukes derfor mye frø fra svenske frøplantasjer, og veiledningsverktøyet Proveniensvelgeren gir forslag til svenske foredlede frøkilder for dette området. Det norske foredlingsprogrammet for furu som ble startet i 2020, finansiert gjennom ekstra støtte til klimatiltak i foredlingen, skal sikre frøforsyning med foredlet furu fra 2030-2040.

Rotråte i gran reduserer det utnyttbare volumet av granvirke, verdien av tømmeret og bindingen av CO₂. I Klimakur 2030 (Miljødirektoratet mfl. 2020) ble det beskrevet at «*Det arbeides med å utvikle planter som er mer resistent mot rotråte. På råteutsatt mark vil det derfor kunne bli aktuelt å plante vegetativt forynget materiale med bedre resistens*». Det eksisterer genetisk variasjon i resistens mot rotråte (oppsummert i Steffenrem mfl. 2016) og enkelte kandidatgener er identifisert (Edesi mfl. 2021). Utvikling av metoder for genetisk utvalg er derfor under utvikling og iverksettes forsøksvis i operasjonell foredling fortløpende. Vegetativ masseformering med somatisk embryogenese vil da være en effektiv metode for å produsere planter med høyere resistens raskt etter at materialet er valgt ut (Edesi mfl. 2021), mens produksjon av frø i frøplantasjer vil ta lengre tid. Men det er fortsatt usikkerhet rundt effekten av foredling siden metodene for måling av resistens er usikre og tidsperspektivet er uklart.

6.1.2 Overordnet om tiltaket sett i lys av behov for tilpasning til et endret klima

Formålet med skogplanteforedling omfatter utvikling av plantemateriale tilpasset dagens og framtidens variasjon i klimatiske forhold. VKM mfl. (2022) beskriver hvordan en forventer at de enkelte treslagenes overlevelse, helse og utbredelse påvirkes av klimatisk stress med klimaendringene. I denne rapporten legges det vekt på modellerte utbredelseskart med framskrivning av artenes utbredelse under scenario for utslipp som påvirker temperaturen betydelig (Mauri mfl. 2022). Modellene tar utgangspunkt i artenes utbredelse nå, klima, jordbunnsforhold og antropogen arealbruk. Forventningene er at det sørlige utbredelsesområdet for gran og furu flyttes nordover, samtidig som nye landområder i nord og opp mot fjellet "koloniseres". Selv om presisjonen i denne type framskrivinger er omdiskutert, de fanger ikke nødvendigvis opp artenes fenotypiske plastisitet, genetiske variasjon, og mulighet for assistert migrasjon (bl.a. Garzon mfl. 2019), må metodene i skogplanteforedlingen ta høyde for at endringene vil bli betydelige. Den genetiske variasjonen må opprettholdes for å ivareta treslagenes naturlige evolusjonære potensiale, samtidig som avkomtestingen må foregå over store miljøgradienter for å akkumulere de genvariantene som gir best fenotypisk plastisitet og tilpasning til den framtidige klimavariasjonen. Det må også legges til rette for effektiv assistert forflytning (migrasjon) av genetisk materiale (Koralewski mfl. 2015, Wang mfl. 2010).

6.2 Ny kunnskap som kan endre tidligere vurdering av klimaeffekt

Klimaeffekten av skogplanteforedling omfatter både økt CO₂-binding gjennom økt volumproduksjon (genetisk gevinst), raskere klimatilpasning gjennom testing i variable miljø og muligheten for forflytning av plantematerialet. Estimatenes for genetisk gevinst har tidligere vært usikre, men nye forsøk og data gir nå et klarere bilde.

Genetisk gevinst vil øke med økende foredlingsgenerasjon. Det er vanlig å gi frøplantasjene betegnelser som 1.generasjon (1g), 1½ generasjon (1,5g), 2. generasjon (2g), osv. Her er 1g frøplantasjer etablert med 1. plusstre-utvalget før det ble testet i avkomforsøk (kun fenotypisk utvalg i gammelskog), 1,5g er selekterte plusstrær etter avkomtesting, og 2g er utvalg av de beste trærne innen de beste familiene i avkomforsøkene.

Effekten av genetisk gevinst for volumproduksjon

Forventet genetisk gevinst fra foredlingsprogram tilsvarende det norske, rapportert i Søgaard mfl. (2020a), ble tidligere estimert av blant annet Rosvall (2001) samt observasjoner og erfaring fra forsøk og plantefelt i Norge. Nye rapporter fra eldre forsøk med gran og furu i Finland (Haapanen 2020, Haapanen mfl. 2016), og yngre forsøk etablert spesielt for å validere foredlingsgevinsten i Mellom- og Sør-Sverige (Liziniewicz mfl. 2019) (Liziniewicz og Berlin 2019), understøtter disse estimatene.

Tabell 1. Forventet (est.) og observert (obs.) genetisk gevinst for volumproduksjon fra frøplantasjer i forskjellige generasjoner. Estimater er gjennomført på bakgrunn av genetiske variasjoner fra avkomforsøk eller forskjeller i høydevekst som grunnlag for produksjonspotensialet i bestandssimulatorer.

	Rosvall mfl. (2001)	Haapanen (2020)	Haapanen mfl. (2016)	Haapanen mfl., (2016)
Frøplantasjens generasjon	Alder: Omløp	Alder: 22-30 år	Alder: 14-15	Alder: Omløp
	Sverige	Finland <64°N	Finland <64°N	Finland <64°N
	Gran og furu	Gran	Furu	Furu
		15 forsøk	6 forsøk	MOTTI simulator
1g	10-15% (est.)	20% (obs.)	15 % (obs)	12 % (est.)
1,5g	25% (est.)	37% (est.)	34 % (obs)	24 % (est.)
2g	35% (est.)			

Høydeveksten observert etter 8 – 16 år i forsøkene publisert fra Sverige (Liziniewicz mfl. 2019) (Liziniewicz og Berlin 2019), samt eldre forsøk med gran (Haapanen 2020) og furu (Haapanen mfl. 2016) i Finland, viser at forbedringen av det foredlede materialet er som forventet eller kanskje noe høyere enn beregningene gjort av Rosvall (2001). I Norge har Skrøppa, Kvaalen og Steffenrem (under publisering, 2023) observert at familier fra Opsahl frøplantasje, en 1. generasjons frøplantasje for høyereliggende områder på Østlandet, har gitt 30 % høyere volumproduksjon ved 34 års alder sammenlignet med bestandsfrø fra disse områdene. Dette uten at det har gått på bekostning av tømmerets densitet.

Simuleringer gjennomført for full omløpstid basert på variasjonen rapportert i Haapanen mfl. (2016) viser en forventet produksjonsøkning på 12 % og 24 % for frøplantasjer av 1g eller 1,5g.

Det er fortsatt ingen frøplantasjer i 2g som produserer frø til skogbruket, og genetisk gevinst må fortsatt beregnes på bakgrunn av forventninger og genetiske parametere. Estimaten ligger på mellom 25 og 35 % økning av volumproduksjonen (for eksempel Rosvall mfl. 2001).

Vegetativ oppformering av det beste familiene fra foredlingsprogrammet gjennom somatisk embryogenese kan gi en produksjonsøkning på 30-50 % sammenlignet med plantemateriale som ikke er foredlet (Liziniewicz og Berlin 2019, Liziniewicz mfl. 2018).

Effekten av forflytning for å utnytte klimatilpasningen (assistert migrasjon)

Optimalisert forflytning av foryngelsesmaterialer med tanke på deres forventede prestasjon over miljøgradienter kan gi økt produksjon. Forflytningsmodeller utviklet for gran viser at det kan gi rundt 3 % økt høydevekst uten at det påvirker overlevelse (Liziniewicz mfl. 2023), og dermed påfølgende økt volumproduksjon. Tilsvarende modeller ble også utviklet for furu (Berlin mfl. 2016), men disse viste at det også må tas høyde for overlevelsen i større grad.

Effekten av omfanget foredlet materiale i bruk

Data fra Skogfrøverket viser at foredlet gran ble brukt på ca. 25 % av de plantede arealene siden 1980-tallet og fram til 2006. Fra 2006 steg andelen raskt opp mot 95 % som er dagens bruk av foredlet gran. Ved tidligere simuleringer for Klimakur 2030 (Søgaard mfl., 2020) ble det ikke tatt hensyn til allerede utplantet foredlet materiale selv om dette kan ha betydning for de kortsiktige effektene av tiltaket rapportert av Miljødirektoratet (2020). Siden 2010 er det også plantet stadig økende andel foredlet furu til dagens nivå på ca. 3,6 millioner planter .

Frø fra foredlingsgenerasjon 1.5g ble tatt i bruk i større omfang fra 2015 og andelen vil øke fram mot 2045 da nesten 100 % av frødekningen forsynes fra denne foredlingsgenerasjonen. Foredlingsgevinsten vil i store trekk da øke fra 10-15 % til 20-25 % økning av volumproduksjonen.

6.3 Usikkerhet og kunnskapsbehov knyttet til utforming av tiltaket og klimaeffekt

Med klimaendringenes påvirkning på skoghelse og produksjon er det viktig å studere effekt av skogplanteforedling og forflytning av plantematerialene gjennom forsøk som er designet for dette formålet. Ved planleggingen av programmet blir forventet genetisk gevinst estimert med genetiske parametere fra forskningen, for å evaluere potensialet til foredlingsstrategien. Når programmet begynner å levere foryngelsesmateriale bør den estimerte gevinsten valideres gjennom «realisert genetisk gevinstforsøk» for beregning av arealproduksjon. Slike forsøk har tidligere ikke vært vanlig i de nordiske landene siden de er kostnadskrevende og ikke så effektive i selve utvalgsarbeidet. Valideringen har derfor blitt gjort med andre typer forsøk (for eksempel avkomforsøk) som gir gode enkelttredata, men ikke direkte bestandsdata. Fra disse forsøkene er høyde- og diameterilvekst på enkelttre nivå blitt brukt som grunnlag for å endre parameterne i bestandssimulatorer eller produksjonstabeller og slik estimere arealproduksjonen for bestand (for eksempel Haapanen mfl. 2016). Etter hvert som forsøkene blir eldre, og det nå også kommer data fra gevinstforsøk etablert for dette formålet, styrkes grunnlaget for å vurdere effekten av skogplanteforedlingen. Det vil imidlertid være viktig at nye foredlingsgenerasjoner testes i dedikerte forsøk for å validere grunnlaget for foredlings effekt på biomasseoppbyggingen og CO₂-binding ytterligere.

Effektivisering og utvikling av planteforedlingen framover vil imidlertid kreve at nye genomiske og kvantitative metoder tas i bruk. Det er viktig at denne metodeutviklingen foregår i prosjekter der også effekter på terrestrisk naturmangfold evalueres.

6.4 Effekter på terrestrisk naturmangfold

Vi er ikke kjent med studier som viser at bruk av foredlet plantemateriale, under de reglene vi har i dag, har negative effekter på naturmangfold ut over de endringene kulturskogbruk generelt gir (Søgaard mfl. 2020a). På generelt grunnlag er det imidlertid grunn til å anta at foredlet plantemateriale på sikt vil vise genotypiske og fenotypiske egenskaper som avviker fra plantemateriale fra naturskog (Heuchel mfl. 2022). Graden av avvik vil avhenge av hvor snevert utvalget er ved foredlingen. I den grad det foredles for økt tilvekst og mindre kvist vil dette kunne påvirke epifyttiske arter som lever på trærne, og nedbrytere som i sin tur lever på død ved. Det er behov for mer detaljerte studier av betydningen av skogplanteforedling for biologisk mangfold.

7 Ungskogpleie

7.1 Definisjon av tiltaket

Klimakur 2030 om ungskogpleie (Miljødirektoratet mfl. 2020): «*Ungskogpleie er avgjørende for hvilke muligheter man har til å påvirke kvalitet, stabilitet og volumproduksjon ved framtidig skogbehandling. Ved å gi framtidstrærne plass til å utvikle krone og rotsystem på et tidlig stadium, får man god stabilitet. Dette minsker risiko for vindfall når trærne blir større, spesielt om man planlegger å tynne bestanden i framtiden.*»

Hovedhensikten med ungskogpleie er å fristille framtidstrærne – de en vil satse på – for å få økt vekst hos disse. Ungskogpleie omfatter både lauvrydding og avstandsregulering av hovedtreslaget:

- Lauvrydding er vanligvis et nødvendig tiltak der målet er å etablere et bartrebestand med høy produksjon av tømmer av god kvalitet. Hensikten er å fristille framtidstrærne. På god mark vil det ofte være nødvendig å rydde lauvet flere ganger.
- Et generelt mål med avstandsregulering er «å fristille et riktig antall av de beste treslagene og de beste trærne jevnest mulig fordelt på arealet» (Braastad og Tveite 2000).

Ungskogpleien bør normalt finne sted når trærne som skal utgjøre framtidsbestanden er mellom 1 og 5 meter høye.

7.1.1 Overordnet om synergi- og samspillseffekter med andre tiltak

Ungskogpleie har mulige samspillseffekter med råtebekjempelse ([kap. 9](#)). Søgaard mfl. (2017) beskrev dette: Også små stubbediametre utsettes for råteinfeksjon. I en studie i granskog ble rundt 1,5 % av stubbene med diameter rundt 2 cm infisert, mens hele 20 % av stubbene med diameter rundt 6 cm infisert (Bjøre 1995). En vet dessverre for lite om det skjer en videre spredning etter avstandsreguleringer etter at råtesoppene har kolonisert så små stubber, men en bør være oppmerksom på at det kan ha en betydning. Ved etablering av gran i råteutsatte bestand bør treantallet være mindre enn i bestand med tilsvarende bonitet og med lav råterisiko. Primærinfeksjonen av bestand skjer via ferske stubbesnittflater og såringskader. Tidlig ungskogpleie vil minske risiko for stubbeinfeksjon pga. lavt stubbeareal for hvert tre som fjernes, og raskere uttørking når stubbene er mindre. I tillegg vil avstandsregulering før dannelsen av rotkontakter redusere sekundær spredning av rotkjuke via rotkontakter dannet mellom trær (Huse mfl. 2013).

7.1.2 Overordnet om tiltaket sett i lys av behov for tilpasning til et endret klima

Klimaendringer er forventet å gi høyere risiko for skader fra vindfall og snøbrekk. Trærnes evne til å motstå vindfall og snøbrekk avhenger både av trærnes egen-stabilitet (enkelttrestabilitet) og av dets naboskap av andre trær (sosial stabilitet). Begge deler påvirkes gjennom ungskogpleien. I Søgaard mfl. (2017) er det forklart slik:

- 1) «*Høy enkelttre-stabilitet oppnår man ved å gi trærne god plass i ungskogfasen, av to grunner. For det første så øker diameter- og rotvekst med økende avstand mellom trærne, mens trærnes høydevekst er tilnærmet upåvirket av tettheten. Trær som står tett vil altså få samme høyde, men tynnere stammer og mindre rotsystem enn trær som står glissent. D/H-forholdet blir høyere desto glisnere trærne står, og et høyt forhold er derfor en indikator også på at rotsystemet er godt utviklet. Det er avgjørende at det er i ungskogfasen at trærne får god plass, dels fordi trærnes rotvekst er særlig stor i ungskogfasen, og dels fordi rotsystemets hovedarkitektur med noen hovedrotgreiner blir gradvis mer permanent*

fastlagt med økende alder (Nørgård-Nielsen 2001). Ved seinere tynninger får vi altså ikke den samme effekten. For det andre bli trærne til en viss grad herdet av å stå glissent og eksponert for vind. Trærne føler vind- og snøkreftene, og responderer på disse ved å få redusert høydevekst, økt diametervekst, kortere greiner, sterkere røtter, og reaksjonsved (tennar) og eksentrisk vekst i stamme og røtter (Telewski 1989; Telewski og Jaffe 1986).»

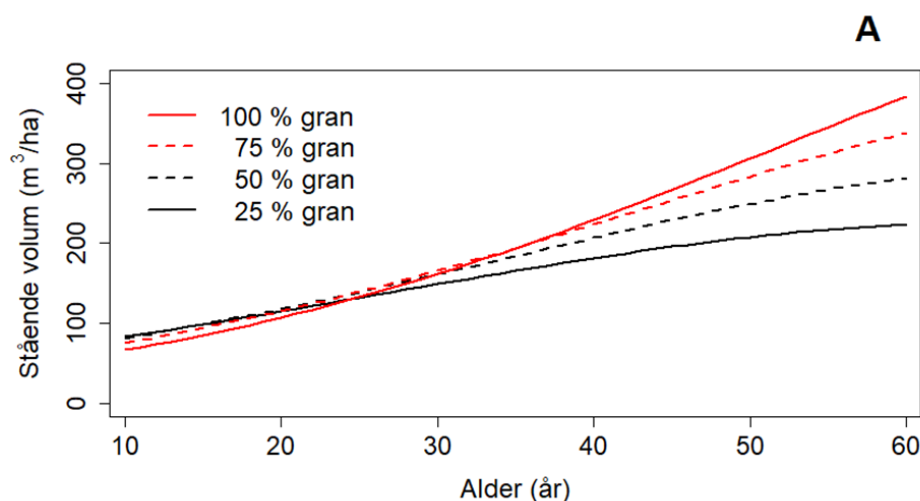
- 2) «Sosial stabilitet er den andre hovedkomponenten i skogens stabilitet. Den utgjøres av at trærne skjærmer og støtter hverandre. Denne stabilitetsegenskapen er viktig i eldre skog. I en tett skog vil trærne ved vind- og snø-påkjønning bare kunne bøye seg noe før toppen finner støtte i et nabotre. I en skog har trærne ofte rotsammenvoksnings med nabotrær, og på denne måten har trærne i en tett skog delvis en felles forankring. En tett skog med et jevnt og lukket kronetak vil også forhindre vinden i å trenge ned mellom trærne og skape turbulens. En gruppe trær har denne stabiliteten, mens frittstående trær mangler den.»

Gjennom ungskogpleien kan en både fristille trærne slik at de oppnår høyere enkeltrestabilitet og (forutsatt god plantetetthet i bestandet) jevn fordeling av trærne og dermed bedre sosial stabilitet. Sene tynninger i tett skog der det ikke er utført ungskogpleie vil alltid innebære en betydelig risiko for vind- og snøbrekkskader, siden trærne i slik skog vil ha en lav enkeltrestabilitet.

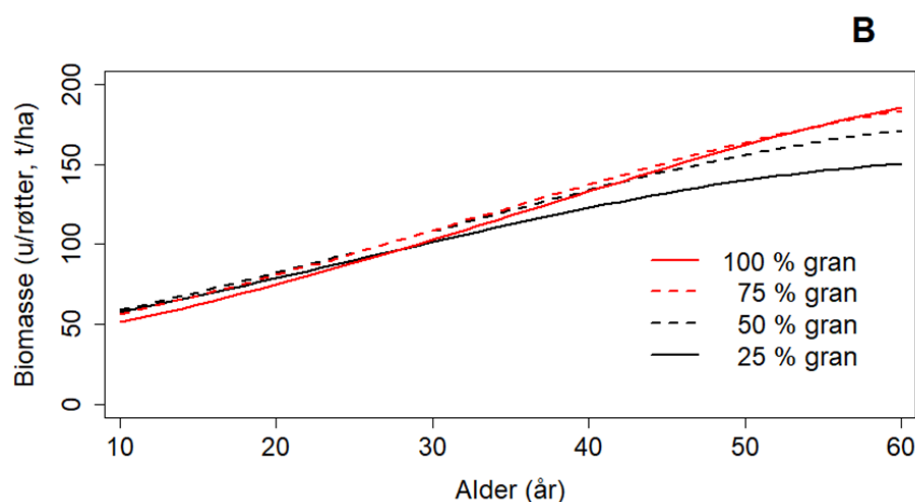
7.2 Ny kunnskap som kan endre tidligere vurdering av klimaeffekt

En ny analyse av en forsøksserie med ungskogpleie i gran/bjørk-blandinger, etablert på 70-tallet av Braathe (1988) har gitt oss mer informasjon om gevinsten av ungskogpleie. Forsøket ble etablert i 7-15 år gamle bestand, med plantet gran og naturlig forynget bjørk. Behandlingene ga ulike blandinger av de to treslagene, fra kontrollfelt der det ikke ble utført ungskogpleie via felt med ulik fordeling mellom gran og bjørk, til rene granbestand.

Tre gjenværende forsøk på Østlandet, som nå er omtrent 60 år gamle, har blitt reanalysert (Hanssen og Kuehne 2022). Resultatene viser at behandlingene som resulterte en høy andel av gran i bestandet har gitt størst volumproduksjon, særlig mot slutten av perioden (Figur 7.1).



Figur 7.1. Stående volum for ulike blandinger av gran og bjørk ved ulike bestandsaldre, her for bonitet B20 (tilsvarende ca. G17-20). Figuren er basert på gjennomsnittlig tetthet for alle felt og behandlinger, for den 50-års perioden vi har data for.



Figur 7.2. Biomasse for ulike blandinger av gran og bjørk ved ulike bestandsaldre, her for bonitet B20 (tilsvarer ca. G17-20). Figuren er basert på gjennomsnittlig tetthet for alle felt og behandlinger, for den 50-års perioden vi har data for.

Også for total biomasse (uten røtter) er produksjonen større jo høyere andel gran det er (Figur 7.2). Men fordi bjørk har høyere tetthet og mer biomasse i bark og greiner, blir forskjellen mindre her enn for volum. Det er også liten forskjell i biomasse mellom 0 og 25 % bjørkeinnblanding. Beregninger for karboninnholdet i hele treet, inkludert røtter, viser liknende resultater som for biomassen. Utviklingen tyder på at forskjellen mellom behandlingene vil fortsette å øke de kommende årene.

Resultatene understreker at det lønner seg å gjøre ungskogpleie, og at når målet er høy produksjon, bør ungskogpleien sikte mot å fristille granforyngelsen fra konkurrerende bjørkeplanter.

Selv om en stor andel gran i bestandet er bra med hensyn til produksjon, er det å ha en viss andel av bjørk imidlertid ikke negativt. I en av behandlingene var bjørk var brukt som utfyllingstre der det var hull i granforyngelsen, noe som ga en positiv effekt på volumproduksjon og karbonfangst.

De første par tiårene er produksjonen også omtrent lik, eller litt større, der hvor det er blanding av bjørk og gran. Dette skyldes den ulike vekstytmen til treslagene, og kan utnyttes ved at man setter igjen en relativt glissen lavskjerm av bjørk som så fjernes i en tidlig tynning, før bjørka blir en for sterk konkurrent.

Som diskutert i [kap. 2](#) vil riktig treslagsvalg, også i ungskogpleien, være en kombinasjon av to hensyn som må avveies - hvilket treslag som i utgangspunktet vil gi størst produksjon og konsekvenser av et endret risikobilde framover med endret klima. I tillegg kommer hensynet til naturmangfold.

7.3 Usikkerhet og kunnskapsbehov knyttet til utforming av tiltaket og klimaeffekt

Kunnskapsgrunnlaget for ungskogpleie som klimatiltak ble beskrevet i en underlagsrapport til Klimakur2030 (Søgaard mfl. 2020a), og en supplementsrapport (Søgaard mfl. 2020b). Klimaeffekten i form av økt opptak ved ungskogpleie vurderes som betydelig, men det kan påpekes at de absolutte effekttallene som framkom gjennom de analysene som ble utført under arbeidet med Klimakur 2030 er beheftet med en viss usikkerhet. Dette skyldes hovedsakelig at en har et forholdsvis begrenset empirisk grunnlag for å kvantifisere hvordan effekten påvirkes av skogens tetthet, alder og treslagssammensetning. I effektanalysene som da ble utført ble det tatt hensyn til denne usikkerheten ved at man beregnet opptaksbaner fram mot år 2100 med ulike forutsetninger for hvor mye produksjonen reduseres når det ikke utføres ungskogpleie (10 til 30%). Med utgangspunkt i de

resultater som er gjengitt i kap. 7.2 og en antakelse om at forskjellen mellom behandlingene vil fortsette å øke, vil en etter alt å dømme havne på en forskjell i midtre til øvre del av dette intervallet ved hogstmoden alder på tilsvarende mark (70-80 år). Dette gjelder da de mest ekstreme behandlingene (ikke ryddet og helryddet), som det er mest relevant å sammenligne i denne sammenhengen. Resultatene fra forsøket som er beskrevet i kap. 7.2 kan dermed sies å styrke de forutsetningene som ble lagt til grunn i framskrivningene i Søgaard mfl. (2020b). Det bemerkes imidlertid at dette forsøket er utført på typisk granmark på forholdvis høy bonitet. På slik mark har man vanligvis store utfordringer med tette oppslag av lauvtrær med rask vekst i «ungdomsfasen», som vil hemme granas vekst betydelig dersom det ikke gjennomføres inngrep for å redusere konkurransen. Det mangler empiriske data som kan gi oss et grunnlag for å si noe mere presist om effektens størrelse i andre skogtyper, dvs. på svakere granboniteter og typisk furumark. Det må imidlertid antas at effekten av ungskogpleie på produksjonen av volum og biomasse er mindre i slike tilfeller enn på den mer frodige granmarka, hvor en som hovedregel vil få en høy tetthet av først og fremst bjørk, men også andre ulike lauvtreslag i ungskogen. Uavhengig av skogtype/treslag vil det imidlertid også være knyttet en kvalitetsforbedringseffekt til tiltaket, som vil kunne gi substitusjonseffekter vi ikke har grunnlag for å tallfeste.

7.4 Effekter på terrestrisk naturmangfold

På generelt grunnlag kan vi si at ungskogpleie er positivt i den forstand at det reduserer tettheten av tresjiktet og dermed slipper mer lys og varme ned i feltsjiktet. Tidlig avstandsregulering vil blant annet bidra til at blåbærlyngen overlever og øker i dekningsgrad. I den grad løvtrær – særlig rogn, osp og selje (ROS) – blir ryddet bort vil det ha negative konsekvenser for naturmangfoldet. Se for øvrig kapitlet om treslagsvalg.

8 Tynning

8.1 Definisjon av tiltaket

Tynning er først og fremst et tiltak for å bedre vekst og kvalitet på de trærne som vil gi høyest verdi ved hogst gjennom å regulere konkurransen mellom trærne, slik at veksten akkumuleres på færre trær. Treets vekst og muligheter for opptak av CO₂ avhenger av størrelsen på treets grønne barmasse. Tynningens viktigste funksjon er å beholde en tilstrekkelig andel grønn barmasse på de trærne som har best vitalitet og kvalitet for å styre veksten til disse. De trærne som vil gi høyest verdi er de som er egnet som sagtømmer, hvilket også er de som kan gå til trelast og langlevde produkter. Tynning kan dermed potensielt øke andelen av tømmeret som går til langlevde produkter ved en slutthogst.

Men tynning påvirker også bestandets samlede vekst, og dermed CO₂-opptak. Skal det være et klimatiltak, forutsetter dette at en gjennomfører tynningen på en slik måte at bestandet samlede volumproduksjon (og dermed karbonlagring i levende biomasse) ikke reduseres, eventuelt at en større andel av volumproduksjonen kan nyttiggjøres i produkter til substitusjon (mindre går til selvtynning/naturlig mortalitet).

Samlet volumproduksjon (brutto eller total volumproduksjon, det vil si summen av volum av døde og avvirkete trær over hele rotasjonsperioden, se Allen mfl. 2021) og dermed total karbonlagring i levende biomasse blir redusert med tynning på grunn av åpninger i kronetaket (Borys mfl. 2016). Derimot vil riktig utført tynning ikke gi redusert netto volumproduksjon (total volumproduksjon ekskludert selvtynning, Allen mfl. 2021), men føre til økt grunnflatevekst hos gjenværende trær og lavere mortalitet både i gran og furu (Allen mfl. 2020 og referanser i denne, Kuehne mfl. 2022). Effekten av tynning på total volumproduksjon avhenger av diverse faktorer (Øyen 2001). Generelt, jo høyere boniteten er og jo tidligere bestander blir tynnet, jo mer sannsynlig er det at tynning ikke gir lavere nettovolum. Det er også avhengig av hvor mange trær som blir fjernet i en tynning (Dalmonech mfl. 2022). En kan få økning i tilvekst etter tynning både på grunn av effekten av fristilling og en gjødslingseffekt fra greiner og topper (Wallentin og Nilsson 2011). Samtidig vil tynning gi mulighet til å høste virke som ellers hadde gått tapt gjennom selvtynning (og dermed redusere naturlig mortalitet). Dette kan gi mer virke til bioenergi, som også kan redusere fossile utslipp (Fahey mfl. 2010). Ved å flytte vekst over på færre trær, samt sette igjen de trærne som har best kvalitet og få økt vekst på disse, kan tynning potensielt være et klimatiltak gjennom å gi økt sagtømmerandel (Øyen 2003) og dermed mulighet for høyere andel tømmer til langlevde produkter og høyere substitusjonseffekt (Klein mfl. 2013). Det kan også være et klimatiltak ved at en kan forkorte omløpstiden, om fokus er å oppnå sagtømmerdimensjoner raskere. Dette kan lede til høyere netto opptak av CO₂ over tid, dvs. flere rotasjoner med tømmer som kan gå inn i langlevde produkter (Kindermann mfl. 2013).

Kortere omløpstid kan også være et tiltak for å redusere risiko for skogskader, der risiko for skader øker med økende bestandsalder (Hanewinkel mfl. 2013). Tynning kan også forbedre bestandet sin stabilitet ovenfor storm og snøskader (som pekt på i Klimakur2030), hvis utført riktig og mens bestandet er ungt (Mason og Valinger 2013). Det gjelder også for bestandsstabilitet ovenfor tørke og noen insektarter og patogene sopper (Moreau mfl. 2022). Å forhindre skogskader kan være et middel for å begrense CO₂-utslipp fra skogøkosystemer (Thürig mfl. 2013). Men tynning kan også øke risikoen for vind- og råteskader i bestandet, særlig rett etter et inngrep (Solheim 2003, Pukkala mfl. 2016). Tynningens rolle, og ikke minst samspillseffekter med andre tiltak som treslagsvalg etter hogst, plantetetthet, ungskogpleie og råtebekjempelse, vil dermed spille inn i en vurdering av tiltak for å utforme en mer robust framtidsskog.

Antall tynninger, og hvor de utføres, har stor betydning for den langsiktige produksjonsevnen og stående volum på lang sikt. Utgangstettheten i bestandet er avgjørende. Ved høy plantetetthet vil avvirkningskvantumet kunne økes, og en kan tynne uten å redusere langsiktig produksjonsevne og

årlig tilvekst. Tynning vil samtidig gi en mulighet for å høste biomasse tidligere i omløpet, sammenliknet med om all hogst skal vente til sluttavvirkning. Det forutsetter god plantetetthet. Søgaard og Granhus (2012) viste at ved en aktiv skogskjøtsel, med høyere utplantingstall og tynning primært i de tetteste bestandene, kan en høste mer tynningsvirke uten å forringe det langsiktige produksjonsnivået. Høy tetthet i bestandet vil imidlertid redusere trærnes individuelle stabilitet, og en må vurdere risiko.

Både Mayer mfl. (2020) og Mäkipää mfl. (2023) viser at de fleste enkeltstudier ikke viser signifikant effekt av tynning på jordkarbon, men at det også er noen studier som viser karbontap. To meta-studier viser ingen signifikant negativ effekt av tynning på jordkarbon (ref. i Mayer mfl. 2020). Effekten er ofte kort og avhengig av treslaget (Zhang mfl. 2018). En meta-studie publisert i 2022 (Yang mfl.) viste imidlertid at tynning økte utslipp av CO₂ og N₂O, og reduserte opptak av CH₄ i jorda.

Tynning kan gi mindre tilførsel av død ved i bestandet (referanser i Mayer mfl. 2020), og dermed lavere karbonbeholdning i død ved.

Oppsummert, passende tynningstiltak kan resultere i mer vitale og resistente skoger som på lengre sikt vokser - og derfor tar opp CO₂ - mer kontinuerlig og med mindre forstyrrelser, særlig i et klima i endring (Collalti mfl. 2018). Det er imidlertid ikke klart definerte forutsetninger for hvordan tynning best kan utføres som et klimatiltak for å gi økt netto CO₂ opptak i skog. Det er avhengig av mange faktorer som for eksempel treslag, bonitet, alder og tetthet av skogen som skal bli tynnet, i tillegg til utformingen av tynningsinngrepet (Braastad og Tveite 2001).

Tynning kan også resultere i en høyere sagtømmerandel ved sluttavvirkning, og dermed økt karbonlager i treprodukter og bidra til reduserte utslipp i andre sektorer (Eriksson mfl. 2007). Samtidig vil tynning også gi mulighet til å høste virke som ellers hadde gått tapt gjennom selvtynning. Dette kan gi mer virke til bioenergi, som også bidra til reduserte fossile utslipp (Fahey mfl. 2010).

8.1.1 Overordnet om synergi- og samspillseffekter med andre tiltak

Som det framgår over, har tynning synergi- og samspillseffekter med flere andre tiltak som blir beskrevet i rapporten. Dels vil alle tiltak som gjøres i foryngelsen (kap. 4, 5 og 6), og senere i ungskogpleien (kap. 7), påvirke utgangstetthet i bestandet, noe som i sin tur er avgjørende for mulighetene for og resultatet av tynning.

Tynning kan stabilisere et skogbestand, slik at andre måter metoder for avvirkning og foryngelse enn flatehogst og planting er mulig. Lukkede hogstformer med naturlig foryngelse kan begrense CO₂ utslipp fra jord etter slutthogst (Mayer mfl. 2020). Samtidig kan tynning også skaffe forhold som er nødvendig for å plante nye treslag som trenger beskyttelse gjennom skjerm. Det kan følgelig ha samspillseffekter med treslagsvalg (kap. 2).

Videre vil tynning ha samspillseffekter med råtebekjempelse på arealer hvor dette er aktuelt (se også kap. 9). Tynning kan øke risiko for råteskader. Søgaard mfl. (2017) skrev «På råteutsatte bestand er reduisering av tynninger eller sein tynning aktuelt siden spredning av rotkjuke på bestandet via rotsystemet skjer 2-3 ganger fortere i det døde rotsystemet til stubber enn hos levende røtter med aktive forsvarsmekanismer.».

8.1.2 Overordnet om tiltaket sett i lys av behov for tilpasning til et endret klima

Tynning som klimatiltak er ikke et tiltak primært for å øke CO₂ opptaket over et omløp, men for å redusere risiko for tap og gjennom det mer forutsigbart og potensielt høyere CO₂-opptak.

Passende tynningstiltak kan resultere i mer vitale og resistente skoger på lengre sikt som vokser og derfor tar opp CO₂ mer kontinuerlig og med mindre forstyrrelser - særlig i et klima i endring (Collalti

mfl. 2018). Slik at tynningens rolle, og ikke minst samspillseffekter med andre tiltak som treslagsvalg etter hogst, plantetetthet, ungskogpleie og råtebekjempelse vil spille inn i en vurdering av tiltak for å utforme en mer robust framtidsskog.

8.2 Ny kunnskap som kan endre tidligere vurdering av klimaeffekt

Beskrivelsen av tynning som klimatiltak i Søgaard mfl. (2015) inkluderte ingen kvantitative analyser. Søgaard og Granhus (2012) gjorde noen simuleringer for gamle Akershus fylke. Det er følgelig ingen nasjonale studier av potensiell klimaeffekt av tynning på CO₂ opptak.

Det er imidlertid nå ny kunnskap (Allen mfl. 2020, Kuehne mfl. 2022) som viser hvordan tynning påvirker volumproduksjon i gran og furu i Norge, slik at det nå er et bedre grunnlag for å kunne gjøre en slik studie.

8.3 Usikkerhet og kunnskapsbehov knyttet til utforming av tiltaket og klimaeffekt

Det er mer behov for forskning på fordelingen av dimensjoner og andelen som går til selvtynning med og uten tynning.

Hvordan påvirker tynning vs. ikke tynning tømmerkvalitet, mortalitet, forkortet eller forlenget omløpstid, middeldimensjon og driftskostnader.

Vil andelen biomasse som kan tas ut øke i et endret klima?

Vil selvtynning (mortalitet) i et endret klima oppføre seg annerledes enn det nåværende empiriske modeller basert på et historisk klimaregime viser? En nyere studie viste at gran- og furuskog kan «tåle» mer trær per arealenhet nå enn tidligere (Mäkinen mfl. 2021).

Har tynning betydning for redusert transpirasjon i tørkeutsatte områder - for eksempel lavereliggende strøk på Østlandet? Kan tynning redusere tørkestress? En internasjonal meta-studie tyder på at tynning kan redusere tørkestress (Sohn mfl. 2016).

Skadefrekvens ved tynning – gjør man vondt verre ved å gå inn med store maskiner og «pleie» skogen – blir skadeandelen og dermed råtefaren større eller mindre på lang sikt selv om skadde og mindreverdige trær tas ut?

Størrelsen på produksjonstapet ved stikkveibasert tynning? For eksempel blir også gode framtidstrær tatt ut i stikkveien.

Våre tynningsmaler er basert på et annerledes regime der høy kvalitet og nyttbart stammevolum har vært målet. Tynningsmalene bør gjøres mer fleksible der ulike mål inkluderes. F. eks. best og størst stammevolum (i), størst biomasse (ii), redusert risiko for kalamiteter (storm/snø/klima, insekter og sopp) (iii). Utføre en modernisering og samling av ulike tynningsmaler i et interaktivt webbasert program (jf. svensk modell).

Jordkarbon

Intensiv tynning kan innebære forstyrrelser som kan påskynde tap av jordkarbon. Det er begrenset informasjon om hvordan disse endringene i CO₂-utslipp fra jorden er etter tynningsinngrep, da dette kun har blitt kvantifisert på et fåtall prøveflater (Mäkipää mfl. 2023). Det er ikke data for norske forhold. Studier av/i langsiktige feltforsøk er nødvendig for å kunne kvantifisere endringer i jordkarbon for våre forhold.

8.4 Effekter på terrestrisk naturmangfold

På samme måte som for ungskogpleie, vil tynning kunne være positivt fordi det reduserer tettheten av tresjiktet. Dersom eventuell treslagsvariasjon i bestanden reduseres gjennom tynninger vil det kunne ha negative effekter på naturmangfoldet. Tynning vil også begrense tilførsel (i form av selvtynning) av død ved i slutfasen av bestandsløpet.

9 Råtebekjempelse

9.1 Definisjon av tiltaket

Råtebekjempelse beskrives i Klimakur2030 (Miljødirektoratet mfl. 2020). Som beskrevet der, skader råte først og fremst gran.

Rotkjuke er den største skadegjøreren og smitten skjer gjennom åpne sårflater med hjelp av luftspredde sopp sporer (primærsmitte) eller ved soppmycelvekst gjennom rotkontakter mellom nærliggende trær (sekundærsmitte). Rotkjuke råten kan føre til at biomasse brytes ned, som medfører et utslipp av CO₂, og at kvaliteten og styrken på trevirket reduseres slik at det ikke kan brukes til langlevde produkter. Dessuten vil energiinnholdet i trevirke reduseres.

Råtebekjempelse er følgelig et formål, og består av flere aktuelle tiltak.

Stubbesnittflatene ved tynning eller foryngelseshogst er de største inngangsportene for rotkjuke. Smitten skjer raskt etter at treet er skjært av stubben. En behandling for å hindre angrep av rotkjuke bør derfor skje umiddelbart etter at treet er skjært av stubben. Behandling kan gjøres ved at stubbeoverflate påføres en ureaoppløsning (minst 30%) eller et biologisk produkt basert på sporer til stor barksopp (Rotstop) som hindrer at rotkjuke etablerer seg.

Mulige tiltak for å begrense primærsmitte av rotkjuke kan være å legge hogsten til perioder med frost eller snø på bakken eller bruk av stubbebehandling ved hogst i mildere perioder. Stubbebehandling med urea eller Rotstop er tiltak som ved hogst i perioder med aktiv sporeproduksjon til rotkjuke (temperatur over +5 grader) hindrer smitte via stubbeoverflater. Dette tiltaket er vurdert som like effektive som vinterhogst. Riktig applisert gir stubbebehandling 95-100% beskyttelse mot etablering av rotkjuke via ferske stubbeoverflater. Det må presiseres at disse tiltakene er preventive og fjerner ikke rotkjuke fra stubber til trær som ble smittet før hogst. Fra økonomisk perspektiv, har svenske forskere konkludert at stubbebehandling lønner seg ved både tynning og sluttavvirkning i rene granskog eller blandingsskog (granandel minst 50%) på bestand hvor gjennomsnittlig høyde til gran er minst 26 m ved alder på 100 år (Thor mfl. 2006).

På granbestand med høy frekvens av rotkjuke råte er skifte av treslag eller etablering av blandingsskog anbefalt for å hindre videre økning av råtefrekvens pga. sekundærsmitte (soppmycelspredning fra infiserte stubber fra forrige generasjon til neste generasjons grantrær eller mellom neste generasjons grantrær). Se gjerne [kap. 2](#) om treslagsvalg etter hogst.

9.1.1 Overordnet om synergi- og samspillseffekter med andre tiltak

Som beskrevet ovenfor så er skifte av treslag et mulig tiltak, og det er således synergieffekter med treslagsvalg etter hogst (se [kap. 2](#)).

Det kan også være samspillseffekter med skogplanteforedling (se [kap. 6](#), og [kap. 9.3](#) nedenfor).

9.1.2 Overordnet om tiltaket sett i lys av behov for tilpasning til et endret klima

Det er gode grunner til å forvente at uten tiltak kommer råteomfanget til å øke videre i takt med klimaoppvarmingen. For det første, varmere vintere utvider rotkjukes sporulerings sesong, noe som gjør at perioder med risiko for stubbeinfeksjon (primærsmitte) blir forlenget. For det andre, lengre vekstsesong stimulerer både råteprosess, altså soppens mineralisering av ved til CO₂, og soppens vegetative spredning i røtter (sekundærsmitte). Basert på analyser fra 273 bestand fra Innlandet og Trøndelag, har blandingsskog med minst 10% av andre treslag generelt lavere råtefrekvens hos gran

enn rene granbestand (NIBIO, upubliserte data). I tillegg til å bidra til reduksjon av råtefrekvens, er gran-furu eller gran-lauvtre blandingsskog, sammenlignet med ren granskog, bedre bufret mot enkelte abiotiske skader (tørke) og biotiske skadegjørere (barkbiller), utfordringer som er antatt til å øke med et varmere klima.

9.2 Ny kunnskap som kan endre tidligere vurdering av klimaeffekt

Räty mfl. (2022) påviste at råtefrekvens øker med større diameterklasser og at trær med avansert råte er mindre både i brysthøydiameter og lengde enn trær med tidlig råte, noe som indikerer at råte reduserer tilveksten til infiserte trær. Aza mfl. (2022) brukte Rotstand simulering for å vurdere lønnsomheten av et treslagsskifte på granbestand med forskjellig bonitet og råtefrekvens. Deres konklusjon var at valget mellom gran og furu på råteinfesterte bestand var avhengig av bonitet og råtefrekvens; desto høyere bonitet, jo høyere må råtefrekvensen være før det lønner seg, fra et økonomisk perspektiv, å skifte fra gran til furu. Det må merkes at studiet til Aza mfl. (2022) vurderte ikke resultatene fra klimaperspektiv, altså hvorvidt treslagsskifte påvirker karbonlagring i skog eller i treprodukter.

Denne nye kunnskapen er imidlertid ikke tilstrekkelig til å forbedre beregninger av tiltakets status og mulig potensial med hensyn til klimaeffekt (tonn CO₂) og areal jf. det som ble vist i Sjøgaard mfl. (2020b).

9.3 Usikkerhet og kunnskapsbehov knyttet til utforming av tiltaket og klimaeffekt

Før hogst har man generelt lite kunnskap om råtestatus og primært smittetrykk av rotkjuke på enkelte bestand og i deres nærliggende skog – derfor det er vanskelig å vurdere på forhånd hvorvidt man med fordel kunne brukt stubbebehandling eller satset på treslagsskifte. Et område hvor rutinemessig stubbebehandling kan være godt begrunnet er i førstegenerasjons granbestand på Vestlandet hvor råtefrekvensen er relativt lav ennå (Huse mfl. 1994). Men det finnes også en del granbestand med lav råtefrekvens i det naturlige utbredelsesområdet til gran i Norge (Huse mfl. 1994). For å ta hensyn til usikkerheten om råtestatus, er en mulighet å ta i bruk rutinemessig stubbebehandling ved all barmarksdrift av gran på mineraljord i det naturlige granskogsområdet, men avbryte behandlingen hvis det skulle vise seg ved hogst at bestandet har høy råtefrekvens.

Når det gjelder lønnsomhet ved treslagsskifte eller etablering av blandingsskog på granbestand med høy råtefrekvens, har dette ikke blitt vurdert fra klimaperspektiv i tidligere studier. Slik vurdering kan gjøres ved simuleringer (for eksempel Rotstand) som tar hensyn til bonitet, råtefrekvens, klimasone og flere alternative treslag, lauvtre inkludert. Karbonlagring, både i skog og i treprodukter, burde inkluderes i vurderingene. Räty mfl. (2022) påviste at trær med avansert råte er mindre enn trær med tidlig råte, noe som indikerer at råte reduserer tilvekst hos angrepne trær. Hvorvidt råte hos syke trær påvirker tilvekst hos nærliggende friske trær, altså eventuelt øker deres tilvekst pga. mindre konkurranse, er ikke kjent.

Det arbeides med å utvikle planter som er mer resistente mot rotråte. På råteutsatt mark vil det derfor, på sikt, kunne bli aktuelt å plante materiale med bedre resistens. Våre upubliserte undersøkelser (Lara Henaó mfl., manuskript) viser at råte i trær oppstår veldig ofte som romlig gruppert i norske granskoger, sannsynligvis et resultat av sekundærsmitte av råtesopper. Når det gjelder det praktiske rundt etablering av blandingsskog på råteutsatte bestand, er det mest gunstig å plante resistente treslag rundt råteinfiserte granstubber fra forrige tregenerasjon – simuleringene har antydning at tilfeldig planting av furu på råteinfesterte granbestand ikke reduserer råtefrekvensen (Möykkyne og Pukkala 2011). For å praktisere presisjonsplanting av resistente treslag rundt råteinfiserte granstubber, må den som planter vite hvor slike stubber befinner seg i bestandet. For å få dette til,

trenger vi registrering av helsetilstand og nøyaktige GPS koordinater til hvert hogget tre. Dette krever forbedring av presisjon til dagens hogstmaskiner og etablering av rutiner for registrering av råtestatus til hvert hogget tre samt teknologi for å overføre registreringene fra hogstmaskin til skogbruksplanlegging og planting.

Til slutt, vi har manglende kunnskap om utbredelse og hyppighet av fururotkjuka i Norge. Granrotkjuke dominerer i det naturlige granskogsområdet som går fra Agder til Saltfjellet. Fururotkjuka er vanlig på Vestlandet, mens granrotkjuke virker til å ha lavere frekvens der (Heggertveit og Solheim 1998, Fjærli 2016). Fururotkjuka har også blitt observert i furuskog på Østlandet (Roll-Hansen og Roll-Hansen 1983) og i Midt-Norge (Hietala, upublisert observasjon). Studier i Finland og Sverige viser at generelt over 95% av trær som er infisert av rotkjuke i granbestand er angrepet av granrotkjuke og 1-2% av fururotkjuke (Piri og Korhonen 2001, Swedjemark og Stenlid 1993). I tilfelle det finnes granbestand med høy råtefrekvens, med fururotkjuke som dominant rotkjukeart, vil treslagsskifte til furu være lite effektiv. Dette er et scenario som kan oppstå ved dyrking av gran, spesielt på Vestlandet.

9.4 Effekter på terrestrisk naturmangfold

For bestandsskogbruket er rotkjuker skadelige råtesopper som forårsaker rotråte, særlig på gran (granrotkjuke, fururotkjuke), men også på mange andre trearter og busker (fururotkjuke). Rotkjuke kan være en ganske dominerende sopp i angrepet virke, og det er uklart hvilke andre arter av sopper og eventuelt insekter som vil kunne etablere seg i død ved kolonisert av rotkjuke. Betydningen av bekjemping av rotråte gjennom påvirkning på tilgjengelig volum død ved for andre organismer vil kunne være negativ, men vurderes som moderat (Søgaard mfl. 2020a).

I granbestand med høy forekomst av rotkjukeråte i det naturlige granskogsområdet hvor granrotkjuke er den dominerende rotkjukearten er skifte av treslag eller etablering av blandingsskog anbefalt (ref. [kap. 9.1](#)). I granbestand på Vestlandet med høy forekomst av rotkjukeråte vil et omløp med furu eller lauvtre ikke nødvendigvis fjerne rotkjukeproblemet, fordi fururotkjuke er den dominerende rotkjukearten i regionen og den kan også infisere furu og flere lauvtreslag. På generelt grunnlag vil økt treslagsblanding både i og mellom bestand, i motsetning til monokulturer, være gunstig for naturmangfoldet. Se også [kap. 2.4](#) om betydning av treslagsvalg.

10 Gjødsling med treaske på torvmark

10.1 Definisjon av tiltaket

I skog på torvmark kan det være aktuelt å gjødsla med aske. Torvmarka må være grøftet for at askegjødslingen skal føre til økt skogproduksjon, hvis ikke vil høy grunnvannsstand gjøre at produksjonen uansett blir lav. I Norge er om lag 1 062 000 daa torvmark grøftet for økt skogtilvekst (Stokland mfl. 2022). Fra 2007 ble nygrøfting av myr for skogproduksjon ikke lenger tillatt i henhold til Norsk PEFC Skogstandard,

På torvmark er det som regel ikke mangel på nitrogen som hemmer veksten, men mangel på andre næringsstoffer som fosfor og kalium. Disse næringsstoffene finnes i aske. Askegjødsling av torvmark hever pH, øker mikrobiell aktivitet og omsetning, gir bedre forhold for foryngelse og øker skogproduksjonen. Det er vist at produksjonen på grøftet torvmark kan mer en tidobles etter tilførsel av aske, selv om en dobling av tilveksten nok er et mer vanlig nivå.

Effekten av gjødsling med treaske på torvmark som et klimatiltak ble utredet i Søgaard mfl. (2020b). Basert på tilgjengelig litteratur ble det estimert at tilførsel av minst 0,3-0,6 tonn treaske per daa på drenert organisk jord vil kunne gi en total effekt på mellom 0,2-0,4 tonn CO₂-ekvivalenter per daa og år, og at denne effekten vil vare i minst 40 år. Det er usikkerhet ved estimatet, da det er basert på et begrenset utvalg av feltforsøk.

Gjødsling med aske på torvmark ble omtalt i M-174 (Miljødirektoratet mfl. 2014), og det ble blant annet pekt på at «gjødsling med aske er mer vanlig i noen av våre naboland, spesielt i Finland, men også i Sverige og noen av de baltiske landene». Gjødsling med aske på torvmark er ikke tillatt i Norge i dag, fordi «Forskrift om gjødselvarer mv. av organisk opphav» ikke definerer skog som et av arealene det kan spres aske på.

10.1.1 Overordnet om synergi- og samspillseffekter med andre tiltak

Det kan være en samspillseffekt med grøfterensk på organisk jord (kap. 3) i de tilfellene der dreneringseffekten av grøftene er i ferd med å avta. Jfr. Stokland mfl. (2022) har mer enn halvparten av grøftene på organisk jord svak eller dårlig tilstand, noe som kan redusere effekten på tilveksten av å tilføre aske.

Ved etablering av et nytt bestand etter hogst på drenert torvmark gjødslet med aske vil det være samspillseffekter knyttet til plantetetthet (kap. 4), fordi karbonbindingseffekten også på torvmark vil være avhengig av tettheten i bestandet. På noen typer torvmark vil tilførsel av aske være en forutsetning for investering i planting, fordi produksjonen vil være svært lav uten.

10.1.2 Overordnet om tiltaket sett i lys av behov for tilpasning til et endret klima

Ifølge VKM mfl. (2022) vil et varmere klima (>1,7 ° C) kunne føre til at torvmark krymper¹ og slipper ut karbon. I hvilken grad grøftet torvmark påvirkes, og om effekten av å tilføre aske til grøftet torvmark endres i et varmere klima, er ukjent.

10.2 Ny kunnskap som kan endre tidligere vurdering av klimaeffekt

Det er ikke funnet ny litteratur som endrer tidligere konklusjoner. En gjennomgangsstudie av Mäkipää mfl. (2023) viser i tråd med funnene i Søgaard mfl. (2020b) at askegjødsling enten ikke påvirker eller reduserer utslipp av metan og lystgass (N₂O), mens de understreker at effekten på CO₂-utslipp fra jorda er mer variabel, og er avhengig av tiden som har gått etter gjødsling. Videre viser de til at CO₂-utslippet fra jorda øker mest etter askegjødsling på de mest nitrogenrike torvmarkene. En annen, nyere studie er et inkuberingsforsøk av Bornø mfl. (2020) som viste at tilsetning av ulike doser aske til tre ulike typer torvjord førte til redusert eller uendret utslipp av N₂O, særlig ved doser under 9 t per ha. Dette er også i tråd med funnene i Søgaard mfl. (2020b).

10.3 Usikkerhet og kunnskapsbehov knyttet til utforming av tiltaket og klimaeffekt

Det ble i Søgaard mfl. (2020b) påpekt at det er usikkerhet ved estimatet av klimagasseffekten, da det er basert på et begrenset utvalg av feltforsøk. Som nevnt over vil effekten variere med for eksempel hvilken type torvmark som gjødsles, og tidsperspektivet. Det er få studier som tar for seg klimagassbalansen i hele økosystemet (effekter på skogens tilvekst, jordkarbon, samlet utslipp og opptak av CO₂, lystgass og metan) etter askegjødsling på torvmark, særlig i et virkelig langt (hundreårs-) tidsperspektiv, og det er behov for mer kunnskap om hvordan tilførsel av aske påvirker mikroorganismene i jorda og dermed karbondynamikken. Gitt foreliggende studier er det likevel svært sannsynlig at askegjødsling på drenert organisk jord vil ha en positiv effekt på klimagassbalansen. Usikkerheten er størst for langtidseffektene.

En barriere for bedre beregning av klimaeffekten er kostnadene og tidsperspektivet ved å anlegge gode feltforsøk og modellstudier som gir et godt bilde av den totale effekten, også gitt at det er stor variasjon i skogøkosystemer på torvmark.

Det har foreløpig ikke skjedd endringer i aktuelle forskrifter med hensyn til hvor aske kan spres, slik at spredning av treaske i skog fortsatt ikke er tillatt i Norge. Mattilsynet (T. Compaore, pers. medd.) opplyser at det er ønskelig å innføre noen grenseverdier for miljøgifter i aske til gjødselvereforskriften, med bakgrunn i Eus regelverk, men med noen tilpasninger. Spredning av aske i skog kan reguleres i «Forskrift om berekraftig skogbruk», som er en forskrift som regulerer skogeiers aktivitet i egen skog.

Mange økosystemundersøkelser er gjort på mineraljord og det er uklart i hvilken grad resultatene fra disse kan overføres til torvmark.

¹ In Northern and Eastern Europe, peatlands are projected to shrink with 1.7°C GWL, and become carbon sources at 3°C GWL, peat bogs to lose 50% carbon at 2°C GWL, and blanket peatland to shrink or regionally disappear. Side 262 i VKM mfl. 2022.

10.4 Effekter på terrestrisk naturmangfold

I gjennomgangen til Søgaard mfl. (2020b) av ulike effekter på markvegetasjon og andre organismer konkluderte de med at gjødsling med treaske har innvirkning på artsmangfoldet, men at effektene er klart større på torvmark enn på mineraljord. Vegetasjonen endres i retning av en mer fastmarkslignende vegetasjonstype. Endringene kan øke med økende askemengde, og være langvarige (Moilanen mfl. 2002). Askegjødsling er imidlertid bare aktuelt for grøftet torvmark, hvor naturverdiene allerede vil være påvirket av grøftingen. Potensielle negative effekter for naturmangfold er gjennomgått av Søgaard mfl. (2020b), og de peker blant annet på at det er usikkerhet knyttet til akkumulering og tilgjengelighet av tungmetaller i tilknytning til tiltaket.

Søgaard mfl. (2020b) konkluderte med at tiltaket har innvirkning på artsmangfoldet, men at kunnskapsgrunnlaget er mangelfullt for norske forhold, og at det var behov for flere undersøkelser i felt.

Når det gjelder effekter av treaskespredning på grunnvegetasjon, er det publisert nye artikler fra forsøk på mineraljord, men ikke på torvmark. I et forsøk med økende askedoser på mineraljord i Danmark, ble mosedekning i løpet av kort tid redusert med økende askedose (3-90 t ha⁻¹) og senere sakte reetablert. Samtidig endret artssammensetningen seg til høyere forekomst av dominerende mosearter (Ethelberg-Findsen mfl. 2021). I et gjødslingsforsøk med nitrogen og treaske, både separat og sammen, i granskog på mineraljord i Hobøl (i Viken), fant Økland mfl. (2022) begrensede effekter på karplanter to år etter behandlingene, men det var nedgang i mangfold og forekomst av ulike mose- og lavarter. Det er uklart i hvilken grad disse resultatene fra studier på mineraljord kan overføres til torvmark.

11 Nitrogengjødsling av skog

11.1 Definisjon av tiltaket

Der hvor mangel på nitrogen begrenser skogens tilvekst, vil nitrogengjødsling gi økt diameter- og høydevekst, og dermed øke det årlige CO₂-opptaket. Den vanligste gjødslingsmetoden i norsk skogbruk er å tilføre 15 kg nitrogen per daa omtrent 10 år før hogst. Dette vil øke skogens tilvekst med rundt 0,1-0,2 m³ per daa og år i en periode på 8-10 år, eller omtrent 1,5 m³ ekstratilvekst. I tillegg vil nitrogengjødsling påvirke mengde og kvalitet av strø, og sammensetningen av mikroorganismer i jorda. De fleste studier viser at også mengden organisk materiale i jorda øker ved nitrogengjødsling.

Klimagasseffekten av gjødsling ble utredet i rapporten «Målrettet gjødsling av skog som klim tiltak» i 2014 (Miljødirektoratet mfl. 2014). Basert på rapporten ble det fra 2016 gitt tilskudd til gjødsling av skog. Det ble lagt noen kriterier til grunn for støtteordningen, i tråd med innspillene gitt i rapporten. Det ble blant annet identifisert en geografisk sone (hensynssonen) som ble ansett som sårbar for ekstra tilførsel av nitrogen, der det ble satt et tak på hvor store arealer som kunne gjødsles. Det har generelt vært god respons på støtteordningen, der aktiviteten har vært størst i tradisjonelle skogstrøk. Fem år etter innføring ble ordningen vurdert i rapporten “Vurdering av tilskuddsordning for gjødsling av skog” (Landbruksdirektoratet mfl. 2021).

11.1.1 Overordnet om synergi- og samspillseffekter med andre tiltak

Effekten av gjødsling blir størst i velstelte, friske bestand med passe tetthet (Miljødirektoratet mfl. 2014). Det kan derfor være positive synergieffekter både med riktig utført ungskogpleie ([kap. 7](#)), tynning ([kap. 8](#)) og råtebekjempelse ([kap. 9](#)). Gjødsling bør utføres noen år etter tynning, fordi begge tiltakene kan gi en økt fare for vindfall rett etter gjennomføringen, og fordi tynning også gir en gjødslingseffekt.

11.1.2 Overordnet om tiltaket sett i lys av behov for tilpasning til et endret klima

I de tilfeller der veksten er begrenset av andre faktorer enn nitrogen, for eksempel tilgang på lys og vann, vil gjødslingen ha redusert effekt. Lim mfl. (2015) viste for eksempel at variasjon i årsnedbør påvirket effekten av gjødsling i et furubestand i Nord-Sverige, med mindre vekst i tørre år, mens Henriksson mfl. (2021) fant at økt opptak av vann også økte opptaket av nitrogen i trærne etter gjødsling. Optimalt sett bør man derfor ikke gjødsle når det er svært tørt. Selv om årsnedbøren forventes å øke som følge av klimaendringer øker også fordampningen, og det beregnes en økning i markvannsunderskuddet og økt forekomst av tørke i vekstsesongen, spesielt mot slutten av århundret (Hanssen-Bauer mfl. 2015, VKM mfl. 2022). Dette kan på sikt påvirke effekten av skoggjødsling negativt.

Nitrogengjødsling kan påvirke konsentrasjonen og sammensetningen av kjemiske forsvarsstoffer hos gran. Dette kan ha betydning for granas forsvarsevne mot ulike skadegjørere som kan tenkes å øke i et endret klima (Nybakken mfl. 2018). Betydningen vil variere med utførelse av gjødslingen og egenskaper ved bestandet. Et forsøk med engangs gjødsling med vanlig dose (15 kg nitrogen per daa) ga nokså begrensede effekter på grantrærnes forsvarsstoffer (Hanssen mfl. 2020), mens hyppig gjentatt gjødsling (Nybakken mfl. 2018) ga klare endringer. Forsvarsstoffene spiller også en viktig rolle for å bremse nedbrytningen av strø, og dermed for binding av karbon i jord, men det er liten kunnskap om mulig betydning.

11.2 Ny kunnskap som kan endre tidligere vurdering av klimaeffekt

I rapporten “Vurdering av tilskuddsordning for gjødsling av skog” (Landbruksdirektoratet mfl. 2021) ble det vurdert at det ikke har kommet ny kunnskap rundt gjødslingens effekter på klimagasser som endrer tidligere konklusjoner. Det ble imidlertid slått fast at vi har fått bedre kunnskap om effekten av gjødsling på jordkarbon enn da rapporten “Målrettet gjødsling av skog som klimatiltak” ble publisert (Miljødirektoratet mfl. 2014). Effekten av nitrogen gjødsling på jordkarbonlager er generelt positiv. Nitrogen gjødsling er imidlertid ikke anbefalt i områder med høy nitrogenavsetning eller der det er mye nitrogen fra tidligere jordbruk (Mayer mfl. 2020, Mäkipää mfl. 2023). Den relative effekten av nitrogen gjødsling kan være større ved høyere breddegrader (Jørgensen mfl. 2021). Økningen i karbonlageret kan skyldes både redusert nedbrytning av organisk stoff ($\geq 70\%$) og økt strøtilførsel ($\leq 20\%$) (Mäkipää mfl. 2023). I en ny studie i en furuskog i Nord-Sverige fant Marshall mfl. (2021) at økningen i jordkarbon berodde helt på redusert nedbrytning. Nitrogenanrikning i en nordsvensk furuskog ledet til endringer i sammensetningen av jordas organiske materiale, med flere forbindelser fra lignin, noe som kan påvirke nedbrytningen av organisk stoff (Hasegawa mfl. 2021). I en meta-analyse fant Gill mfl. (2021) at nitrogen gjødsling kan stimulere nedbrytningshastighet på et tidlig stadium, men redusere det på et senere stadium.

Resultater fra et forsøk i sørsvensk bjørk/granskog, støtter at en nitrogendose på 150 kg per ha kan tilføres uten store endringer i fluksene av klimagassene metan (CH_4) og lystgass (N_2O), men at repetert nitrogen gjødsling kan svekke jordas metanopptak over tid (Håkansson mfl. 2021). Effekten av nitrogen gjødsling på opptak av metan i skogsjord virker å være insignifikant i boreale skoger der nitrogentilførsel ligger under 48 kg nitrogen per ha per år (Xia mfl. 2020). I en granskog i Øst-Finland, ble det lavere opptak av lystgass på en nitrogen gjødslet flate enn på en ugjødslet flate, kanskje på grunn av høyere pH på den gjødslete flaten (Siljanen mfl. 2020). Effekten av nitrogen gjødsling på klimagassutslipp eller –opptak er avhengig av for eksempel jordas fuktighet, siltinnhold og pH, gjødslingshastighet, og tid siden gjødsling (Mäkipää mfl. 2023).

Resultater fra modellering av effekten av hogst etter nitrogen gjødsling på bekkevann på nedbørfeltet Birkenes i Agder med bruk av MAGIC-modellen viste forhøyde konsentrasjoner av nitrat i 5-10 år etter gjødsling og hogst (Valinia mfl. 2020). Nitratavrenning ble høyere etter stammehogst sammenlignet med heltrehogst, men vannkvaliteten ble forbedret raskere etter stammehogst enn etter heltrehogst, sannsynligvis fordi forsuringen ble større etter heltrehogst grunnet større utvasking av basekationer, nitrogen og karbon fra jorda (Valinia mfl. 2020). En simulert nitrogen gjødsling ti år før hogst resulterte ikke i umiddelbart økt nitrogenavrenning, men ledet til økt avrenning etter hogst, både med stammehogst og heltrehogst (Valinia mfl. 2020). Buffersoner ble ikke brukt i modelleringen (Birkenes har årssikker vannføring), og det ble antatt flatehogst på hele nedbørfeltets areal, noe som er veldig usannsynlig i norsk skogbruk. Dette kan altså ses som et «worst case»-scenario. Valinia mfl. (2020) konkluderte med at man bør ta hensyn til eventuell forsøringsrisiko hvis man skal fjerne hogstresten, i hvert fall i områder som er følsomme for forsuring. Reglene som er på plass for å beskytte vannressursene etter nitrogen gjødsling er sannsynligvis tilstrekkelige, men det er stor grad av usikkerhet om den langsiktige effekten (Sundnes mfl. 2020). Å bruke heltrehogst istedenfor vanlig stammehogst skulle kunne redusere tålegrensen for surhet (m.a.o. skulle økosystemet tåle avsetning av antropogent sulfat dårligere), mens tålegrensen for nitrat skulle øke fordi mer nitrogen blir fjernet fra økosystemet etter heltrehogst (Kaste mfl. 2019).

I et annet gjødslingsforsøk ved Glitrevann nær Drammen, ble det konkludert med at det var liten risiko for at nitrogen gjødsling skulle redusere drikkevannskvaliteten i nedbørfeltet (Jackson-Blake og Clayer 2020).

11.3 Usikkerhet og kunnskapsbehov knyttet til utforming av tiltaket og klimaeffekt

Effekten av gjødsling varierer nokså mye mellom bestand. Selv om vi har noen tommelfingerregler å følge, har vi fortsatt for liten kunnskap til å gi presise retningslinjer for å velge ut de bestandene hvor gjødslingen gir best effekt. Nye analyser av norske gjødslingsforsøk, med moderne verktøy, vil kunne sette oss i stand til å gi mer presise råd.

Selv om Landbruksdirektoratet mfl. (2021) vurderte at effekten av nitrogengjødsling på jordkarbonlager er positiv, og nyere studer understøtter dette, er det fortsatt kunnskapshull knyttet til langtidseffekter av nitrogengjødsling på jordkarbon. Balansen mellom lagring av karbon i jorda og utslipp til atmosfæren via nedbrytningsprosesser styres av mikroorganismer. Nitrogengjødslingens påvirkning på mikroorganismer er kompleks. I skogøkosystemer er mikroorganismene i jorda dominert av sopp, spesielt mykorrhizasopp, som lever i symbiose med treerøtter. Soppene har funksjonelle egenskaper som bidrar til både nedbryting og oppbygging av organisk materiale (Clemmensen mfl. 2013, Bödeker mfl. 2016), og dermed påvirker de karbonlagringen i jorda. Hvordan mykorrhizasopp og deres egenskaper påvirkes av nitrogengjødsling er fortsatt et aktivt forskningsområde, og mange kunnskapshull gjenstår.

Et annet felt med begrenset kunnskap er knyttet til hvordan tilførsel av nitrogen påvirker kjemiske stabiliseringsmekanismer. Organiske nitrogenforbindelser interagerer primært med polyfenoler (for eksempel tanniner) i skogsjord, som kan resultere i dannelsen av stabile organiske komplekser som er motstandsdyktige mot nedbrytning (Hättenschwiler og Vitousek 2000, Adamczyk mfl. 2019). Ved tilsetning av nitrogen påvirkes jordas kjemiske egenskaper, og dette kan ha betydning for kompleksdannelsen mellom organiske forbindelser og mellom organiske forbindelser og mineralpartikler.

11.4 Effekter på terrestrisk naturmangfold

Nitrogengjødsling av skog er et av de mest omdiskuterte tiltakene med hensyn til potensielle negative effekter for biologisk mangfold (Aarrestad mfl. 2013). En generell oversikt er gitt i Landbruksdirektoratets rapport 36/2021, hvor det ble vurdert at det er lite sannsynlig at gjødsling med dagens praksis og omfang vil gi vesentlige effekter for naturmangfold på landskapsnivå. Videre ble det vurdert at gjødslingen kan gi endringer i artssammensetning og -mangfold på bestandsnivå, men at en engangs gjødsling sannsynligvis vil ha små og til dels reversible effekter. Kap.5 samt vedlegg 8 (Schei mfl. 2021) i Landbruksdirektoratets rapport gir en oppdatert kunnskapsoversikt om virkningen av gjødsling på naturmangfold.

Nitrogengjødsling kan føre til eutrofiering og forsuring av økosystemer med betydelige effekter på det biologiske mangfold (Aarrestad mfl. 2013). Kjente effekter av nitrogengjødsling er økt biomasseproduksjon og endringer i konkurranseforhold mellom planter. Dette gir endret artssammensetning i vegetasjonstypene med økt innslag av urter og gras og tilbakegang av blåbær (Granath og Strengbom 2017). Økland mfl. (2022) rapporterer fra et forsøk der det ble observert moderate effekter på artsrikheten av karplanter, men negative effekter på moser og levermoser to år etter gjødsling. Rasktvoksende og nitrogenkrevende planter vil imidlertid på sikt kunne konkurrere ut karakteristiske arter i næringsfattige og middels næringsrike habitater, særlig arter som har lav dekningsgrad, noe som igjen fører til en reduksjon i artsmangfold. Lav og soppfloraen er spesielt sårbar med fare for tilbakegang av flere rødlistede sopper. Naturtyper som er tilpasset et lavt nitrogennivå er mest utsatt for påvirkninger fra nitrogengjødsling, blant annet bærlyngskog.

Endringene i biologisk og funksjonelt mangfold kan strekke seg fra lokal til landskapskala, som vist for insekter og planter (funksjonell homogenisering av samfunn; Hedwall mfl. 2011, Rodriguez mfl. 2021). Hvis vi taper de nitrogenfølsomme artene først på lokal skala og over tid også på

landskapsskala, kan det få større konsekvenser for skogens næringsnettverk og viktige økosystemprosesser, og økosystemets resiliens mot klimaendringer (Schei mfl. 2021). Schei mfl. (2021) påpeker at flere av studiene er utført med høyere gjødslingsdoser enn det som er vanlig i Norge, og at det er betydelig kunnskapsmangel knyttet til påvirkningen på biologisk mangfold ved et norsk gjødslingsregime (150 kg nitrogen per ha som engangsdose, ca. 10 år før hogst).

12 Planting av skog på nye arealer

12.1 Definisjon av tiltaket

Planting av skog på nye arealer ble utredet i 2013, og det ble da «*tatt utgangspunkt i at dette omfatter åpne arealer som ikke er i hevd (arealer under gjengroing som ennå ikke fyller skogdefinisjonen) samt uskjøttede arealer i ulike typer lauv- og blandingsskog, hvor skogproduksjonen kan økes ved treslagsskifte (gjengroingsarealer som fyller skogdefinisjonen).*» (Miljødirektoratet mfl. 2013).

Dette er altså arealer som allerede er i ferd med å gro igjen, som oftest med ulike løvtrær, og er ca. 92% av det totale arealet (ca. 9 600 km²) som er vurdert egnet til planting av skog i Norge. Teknisk sett når disse arealene som oftest allerede skogdefinisjonen (10 % kronedekning). Skogplanting på disse arealene kan derfor egentlig kalles et slags framskyndet etablering av skogbestand (eng. “accelerated forest conversion”) (Bright mfl. 2020), og innebærer i praksis som oftest et treslagsskifte. Dette i motsetning til planting på de andre 8 % (ca. 900 km²) som gjelder åpne arealer uten trebevolking, der planting av skog kalles påskoging (eng. “afforestation”).

Selv om det i ulike utredninger (Miljødirektoratet mfl. 2013, Søgaard mfl. 2019, Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet 2022) primært er fokusert på gran, så er ikke tiltaket begrenset til gran som treslag. Også andre treslag kan være aktuelle både ved framskynding av etablering av et skogbestand og planting av skog på nye arealer uten trevegetasjon. F.eks. fant Godal og Grønlund (2014) at sitkagran (*Picea sitchensis* Bong. Carr.) binder tre ganger så mye karbon fra atmosfæren som gran på mange av de områdene som egnet seg til ny planting. Det kan også være aktuelt med lauvtreslag. Som diskutert i [kap. 2](#) vil økt bruk av treslagsblandinger og/eller en økt andel av lauvtrebestand kunne redusere risikoen for klimarelaterte skogskader. De ulike lauvtreslagene vil imidlertid gjerne ha en god del lavere volumproduksjon enn gran, både på Øst- og Vestlandet (Øyen og Bøhler 2011, Øyen og Tveite 1998, Øyen mfl. 2008), selv om forskjellene i total biomasse og karboninnhold kan være noe mindre enn for volum. Det kan være større utfordringer med foryngelsen av lauvtreslag, særlig på grunn av beiting. Effektene på jordkarbon av å plante ulike treslag er diskutert i [kap. 2.2.2](#).

12.1.1 Overordnet om synergi- og samspillseffekter med andre tiltak

De øvrige tiltakene beskrevet i rapporten er skogskjøtseltiltak som kan gjennomføres gjennom et bestandsomløp. I utgangspunktet kan alle disse være aktuelle for bestand etablert gjennom planting av skog på nye arealer, og gi synergieffekter.

12.1.2 Overordnet om tiltaket sett i lys av behov for tilpasning til et endret klima

Valg av treslag er viktig sett i lys av klimatilpasning. Dette er belyst i [kap. 2](#). Også andre valg gjennom det påfølgende omløpet vil påvirke risiko knyttet til klimaendringer, og for eksempel betydning av tetthet av planter gjennom omløpet er beskrevet i [kap. 4](#) (plantetetthet), [kap. 7](#) (ungskogpleie) og [kap. 8](#) (tynning).

12.2 Ny kunnskap som kan endre tidligere vurdering av klimaeffekt

Det har siden utredningen i 2019 vært publisert resultater blant annet fra prosjektene BalanC (ledet av NIBIO), HiddenCosts (ledet av NORCE) og Climate-Land (ledet av SSB, hvor NIBIO var en av forskningspartnerne). Det er ikke ny kunnskap fra disse prosjektene som har betydning for den overordnede konklusjonen gjort i 2019.

Imidlertid antyder modelleringsresultatene fra 2019 en større akkumulering av karbonlageret i jorda under gran sammenliknet med bjørk enn hva som er funnet i feltstudier. Det var ingen forskjell jordkarbonlageret ned til 1 m jorddybde i parallelle bestand av plantet gran og stedefen bjørk 45–60 år etter granplantingen (Kjønaas mfl. 2021). Begrensede endringer i jordkarbonlageret er også rapportert i en studie av Strand mfl. (2021), som ikke fant noen signifikant forskjell i jordkarbonlagre ned til 30 cm mineraljord mellom et 50-årig bestand med plantet gran sammenliknet med beitemark. Jordkarbonlageret i granbestandet og beitemarka var heller ikke signifikant forskjellig fra en nærliggende 80 år gammel granskog. Jordkarbonlagrene i granbestandene var imidlertid signifikant lavere enn i et parallelt areal med eng. På den andre siden var lagrene i granbestandene også betydelig lavere enn jordlagre i regionale skogøkosystem (Strand mfl. 2016). Mens Strand mfl. (2021) fant en svært begrenset oppbygning av organisk materiale i humussjiktet i granbestandene, fant Kjønaas mfl. (2021) en betydelig akkumulering, og dermed også en betydelig forskjell i allokeringen av karbon i jordprofilen mellom bestandene av bjørk og gran. Begge disse studiene omfattet effekter av plantet gran. Prosjektene HiddenCosts og Climate-Land har ikke framskaffet empiriske, kvantitative data for jordkarbon.

Som beskrevet i kap. 2 påvirker ulike treslag jordkarbon ulikt (Mayer mfl. 2020). Mens det er usikkert i hvilken grad treslag påvirker det totale karbonlageret i jorda, vil treslag kunne påvirke i hvilken del av jordprofilen akkumuleringen av karbon finner sted (Vesterdal mfl. 2013). Dette betyr at påskoging gjennom tilplanting av arealer med ulike treslag og treslagskifte potensielt vil kunne påvirke både kvaliteten, stabiliteten og mengden av karbon i ulike deler av jordsmonnet. Forvaltning av skogarealene vil også påvirke jordkarbon, slik at samlet effekt på jordkarbon ved planting av skog på allerede tresatte arealer også må ta inn over seg betydning av at arealene kan forventes å forvaltes ulikt avhengig av om de fortsetter å gro igjen uten tiltak, eller om de plantes med skog. Denne nye kunnskapen endrer ikke konklusjonen om tiltakets netto effekt fra tidligere studier (Søgaard mfl. 2019, Bright mfl. 2020), men understreker at det fortsatt er et kunnskapsbehov (se kap. 12.3).

Effekten av påskoging – planting av skog på arealer som ikke har skog i dag, vil avhenge av arealbruken på det gitte arealet. Planting av skog på tidligere dyrket mark vil mest sannsynlig bidra til at jorden i større grad opptre som et karbonsluk, potensielt over en tidsramme på 100 år eller mer (Mayer mfl. 2020). Effekten av planting på beitearealer er ikke så entydig, og det kan potensielt ha en negativ effekt på jordkarbon (Bárcena mfl. 2014). Dette er i tråd med standard metodikk for beregning av effekter på jordkarbon ved arealbruksoverganger som benyttet i det nasjonale klimagassregnskapet under FNs klimakonvensjon (Miljødirektoratet mfl. 2022), hvor overgangen dyrket mark til skog gir akkumulering og overgangen beite til skog gir tap av jordkarbon. Effekten på den aktuelle lokaliteten kan imidlertid variere mye, blant annet avhengig av tilstanden til arealene (for eksempel Strand mfl. 2021).

12.3 Usikkerhet og kunnskapsbehov knyttet til utforming av tiltaket og klimaeffekt

Usikkerheten rundt de biogeofysiske påvirkningene (dvs. endring i overflatens albedo og vann-, og varme flukser) på det lokale klimaet som følge av framskyndet etablering av skogbestand er høy, rett og slett fordi vi mangler studier i Norge. Framskyndet etablering av skogbestand er hovedsakelig en endring i treslag som iverksettes i en klimamodell som bytting av skogtype (dvs. fra løvskog til barskog), men de fleste studiene har satt søkelys på påskoging der dyrket mark (eller beitemark) byttes ut med barskog. I Norge er forskjellen i albedo og vann-, og varmeklukser mellom løv- og barskog svært mye mindre enn forskjellen mellom åpne arealer og skog (Kumkar mfl. 2020). «Online» klimamodellstudiene av Naudts mfl. (2016) og Luyssaert mfl. (2018) – de eneste som har sett på treslagsskifte med resultater som er aktuelle for Norge – peker på at det er liten påvirkning på den årlige lokale temperaturen grunnet svak nedkjøling om sommeren som kompenseres for svak oppvarming om vinteren.

Det finnes ny klimaforskning som belyser effekter av påskoging i Norge. Mooney mfl. (2021) brukte en regional klimamodell med høy romslig oppløsning til å evaluere den biogeofysiske påvirkningen på det lokale klimaet etter planting av barskog på 35 598 km² med åpne arealer («grass/shrubland») i Norge. De rapporterer en lokal oppvarming vinter og vår og en nedkjøling om sommeren, og ingen betydelig endring i mengde lokal nedbør. Den samme klimamodellen og påskogingseksperimentet (dvs. planting av barskog på 35 598 km² åpent areal under 1 100 m.o.h.) var brukt i Mooney mfl. (2022) til å undersøke påvirkningen på det lokale nedbørsregimet i dag og i framtiden (klimaoppvarmingsscenarioet «RCP8.5») der det var funnet økning i antall «rain-on-snow» hendelser. Usikkerheten knyttet til funnene i begge studiene omfatter for det meste realismen til det eksperimentelle designet – dvs. hvor og hvor mye av påskogingen som var implementert i modellen var implementert på det aktuelle påskogingsarealet identifisert i Søgaard mfl. (2019).

Når det gjelder skog sammenliknet med åpne arealer – med forskjellen som en indikasjon på skogens påvirkning på det lokale klimaet (for eksempel – i påskogingsscenarioer), har nyere empiriske studier pekt på en mulig svak økning i både i skydekke (Xu mfl. 2022) og i nedbør (Meier mfl. 2021).

Jordkarbon

I tillegg til at det eksisterer svært få studier på mineraljord, er det en omfattende kunnskapsmangel med hensyn til hvordan spesielt påskoging av arealer med organisk jord vil påvirke distribusjonen av unge (labile) og gamle (stabile) jordkarbonlagre. Dette gjør det vanskelig å forutse langtidseffekten av påskoging både på karbonlagringen og karbondynamikken. Vi mangler studier fra Norge, og det er ikke mulig å trekke konklusjoner basert på internasjonale studier ettersom både effekter på jordlager dypere enn 30 cm og retningen på endringer er svært usikre (Mayer mfl. 2020; Reynolds, 2007). Manglende konklusjoner kan skyldes at effekten på jordkarbon i stor grad er knyttet til konteksten, det vil si variasjon i edafiske, klimatiske og biologiske faktorer, og skogskjøtsel (Mayer mfl. 2020). Det er dermed behov for studier som omfatter faktorer som typisk har en stor variasjon under norske forhold.

12.4 Effekter på terrestrisk naturmangfold

En oppdatert kunnskapsoversikt er gitt av Søgaard mfl. (2019), der en samlet vurdering konkluderer med at planting med gran på gjengroingsarealer har relativt begrensede effekter på naturmangfold når det plantes i henhold til lovverk og sertifiseringsordninger, og begrenset til de mest vanlige vegetasjonstypene på midlere boniteter. Det er økende konflikt med hensyn til naturmangfold ved økende bonitet. Betydningen av gjengroingsgrad vil variere, men generelt avtar artsrikdommen i de tidlige stadiene av gjengroingsprosessen, mens artsmangfoldet vil kunne øke igjen med økende alder på skogen etter at den er blitt hogstmoden.

I de tilplantede arealene vil artssammensetningen endre seg ved treslagsskifte fra lauvdominans til gran. Dette kan være særlig gjeldende for mykorrhiza-sopp og karplanter (Skarpaas og Halvorsen 2022). De langsiktige effektene av dette kjenner vi ikke ennå. Kjønnaas mfl. (2021) fant en endring i bunnvegetasjonen, med lavere dekningsgrad av vedaktige planter, urter, bregner og gressarter i bestand av gran sammenliknet med parallelle bestand av bjørk. I jordsmonnet ble det funnet en nedgang i artsrikdom både for bakterier og sopp under gran sammenliknet med bjørk. Den største forskjellen ble funnet for humussjiktet (Mundra mfl. 2022). Danielsen mfl. (2021) fant tilsvarende forskjeller imellom bjørk og granbestand for sopp i humussjiktet.

Litteraturreferanser

- Aarrestad, P.A., Bendiksen, E., Bjerke, J.W., Brandrud, T.E., Hofgaard, A., Rusch, G. og Stabbetorp, O.E. 2013. Effekter av treslagsskifte, treplanting og nitrogen gjødsling i skog på biologisk mangfold. Kunnskapsgrunnlag for å vurdere skogtiltak i klimasammenheng. – NINA Rapport 959.
- Adamczyk, B., Sietiö, O.-M., Biasi, C. og Heinonsalo, J. 1991. Interaction between tannins and fungal necromass stabilizes fungal residues in boreal forest soils. *New Phytologist* 223 (1), 16-21.
<https://doi.org/10.1111/nph.15729>
- Allen, M. G., Antón-Fernández, C. og Astrup, R. 2020. A stand-level growth and yield model for thinned and unthinned managed Norway spruce forests in Norway. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 35 (5-6), 238-251
- Allen, M. G., Brunner, A., Antón-Fernández, C. og Astrup, R. 2021. The relationship between volume increment and stand density in Norway spruce plantations. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 94(1), 151-165. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpaa020>
- Andivia, E., Villar-Salvador, P., Olliet, J. A., Puértolas, J., Dumroese, R. K., Ivetić, V., Molina-Venegas, R., Arellano E. C., Li, G. og Ovalle J. F. 2021. Climate and species stress resistance modulate the higher survival of large seedlings in forest restorations worldwide. *Ecological Applications* 31(6): e02394. [10.1002/eap.2394](https://doi.org/10.1002/eap.2394)
- Andreassen, K., Borgen, S. K., Callesen, I., Dalsgaard, L., Hylen, G., Kjønnaas, O. J., Lange, H., Nordbakken, J.-F., Rosberg, I., Skår, S., Stuanes, A. og Økland T. 2017. Forest soil carbon changes from measurements and models – Site-specific comparisons and implications for UNFCCC reporting. Dalsgaard, L., Kjønnaas, O. J., Lange, H. (red.). NIBIO rapport 3(114)
- Androsiuk, P., Shimono, A., Westin, J., Lindgren, D., Fries, A., og Wang, X. R. 2013. Genetic status of Norway spruce (*Picea abies*) breeding populations for northern Sweden. *Silvae Genetica*, 62(3), 127-136. <Go to ISI>://WOS:000327578000008
- Atlegrim, O. 1989. Exclusion of birds from bilberry stands: impact on insect larval density and damage to the bilberry. – *Oecologia* 79, 136–139
- Aza A., Kallio A.M., Pukkala T., Hietala A., Gobakken T. og Astrup R. 2022. Species selection in areas subjected to risk of root and butt rot: applying Precision forestry in Norway. *Silva Fennica* Vol. 56:3
<https://doi.org/10.14214/sf.10732>
- Barbier, S., Gosselin, F. og Balandier, P. 2008. Influence of tree species on understory vegetation diversity and mechanisms involved – A critical review for temperate and boreal forests. – *Forest Ecology and Management* 254: 1-15
- Barcena, T.G, Kiaer, L.P., Vesterdal, L., Stefansdottir, H.M., Gundersen P. og Sigurdsson, B.D. 2014. Soil carbon stock change following afforestation in Northern Europe: A meta-analysis. *Global Change Biology*, 20 (8), pp. 2393-2405
- Bennett, A. C., McDowell, N. G., Allen, C. D., og Anderson-Teixeira, K. J. 2015. Larger trees suffer most during drought in forests worldwide. *Nature plants*, 1(10), 1-5.
- Bergseng, E., Eriksen, R., Granhus, A., Hoen, H. F. og Bolkesjø, T. 2018. Utredning om hogst av ungskog. NIBIO rapport 4(39).
- Berlin, M., Persson, T., Jansson, G., Haapanen, M., Ruotsalainen, S., Barring, L., og Gull, B. A. 2016. Scots pine transfer effect models for growth and survival in Sweden and Finland. *Silva Fennica*, 50(3).
https://doi.org/ARTN_156210.14214/sf.1562
- Bielak, K., Dudzińska M., og Pretsch, H. 2014. Mixed stands of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and Norway spruce [*Picea abies* (L.) Karst] can be more productive than monocultures. Evidence from over 100 years of observation of long-term experiments. *Forest Systems*, 23(3), 573-589.
<https://doi.org/10.5424/fs/2014233-06195>
- Bjøre E.T. 1995. Infeksjon av rotkjuke og effekten av urea ved astandsregulering av gran. Hovedoppgave. Norges Landbrukshøgskole.
- Bjørnstad, B.H. 2019. Grøfting av fastmark. Skogkurs resymé nr. 11.
<https://www.skogkurs.no/userfiles/files/Diverse/Resyme/11.pdf>
- Blasko, R., Forsmark, B., Gundale, M. J., Lundmark T. og Nordin T. 2020. Impacts of tree species identity and species mixing on ecosystem carbon and nitrogen stocks in a boreal forest. *Forest Ecology and Management* 458.
- Braastad, H. og Tveite, B. 2000. Ungskogpleie i granbestand. Effekten på tilvekst, diameterfordeling, kronehøyde og kvisttykkelse. Rapport fra skogforskningen 11/00. 24 s.

- Braastad H. og Tveite B. 2001. Tynning i gran- og furubestand: effekt på tynning på volumproduksjon, middeldiameter og diameter av de 800 grøvste trær per ha. Rapport fra Norsk institutt for skogforskning 10/01.
- Braathe, P. 1988. Utviklingen av gjenvekst med ulike blandingsforhold mellom bartrær og løvtrær – II. Rapport 8, Norsk Institutt for skogforskning, Ås.
- Borys, A., Suckow, F., Reyer, C., Gutsch, M. og Lasch-Born, P. 2016. The impact of climate change under different thinning regimes on carbon sequestration in a German forest district. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 21(6), 861-881.
- Bright, R. M., Allen, M. G., Antón-Fernández, C., Belbo, H., Dalsgaard, L., Eisner, S., Granhus, A., Kjønås, O. J., Sjøgaard, G. og Astrup, R. 2020. Evaluating the terrestrial carbon dioxide removal potential of improved forest management and accelerated forest conversion in Norway. *Global Change Biology*, 26(9), 5087-5105.
- Bödeker, I. T., Lindahl, B. D., Olson, Å. Og Clemmensen, K. E. 2016. Mycorrhizal and saprotrophic fungal guilds compete for the same organic substrates but affect decomposition differently. *Functional Ecology*, 30(12), 1967-1978.
- Clemmensen, K. E., Bahr, A., Ovaskainen, O., Dahlberg, A., Ekblad, A., Wallander, H., Stenlid, J., Finlay, R. D., Wardle D. A. og Lindahl, B. 2013. Roots and associated fungi drive long-term carbon sequestration in boreal forest. *Science*, 339(6127), 1615-1618.
- Collalti, A., Trotta, C., Keenan, T. F., Ibrom, A., Bond-Lamberty, B., Grote, R., Vicca, S., Reyer, C. P. O., Migliavacca M., Verousstraete F., Anav, A., Campioli, M., Scoccimarro, E., Šigut, L., Cescatti, A. og Matteucci, G. 2018. Thinning can reduce losses in carbon use efficiency and carbon stocks in managed forests under warmer climate. *Journal of Advances in Modeling Earth Systems*, 10, 2427–2452. <https://doi.org/10.1029/2018MS001275>
- Dalmonech, D., Marano, G., Amthor, J. S., Cescatti, A., Lindner, M., Trotta, C., og Collalti, A. 2022. Feasibility of enhancing carbon sequestration and stock capacity in temperate and boreal European forests via changes to management regimes. *Agricultural and Forest Meteorology*, 327, 109203.
- Dalsgaard, L., Granhus, A., Sjøgaard, G., Andreassen, K., Børja, I., Clarke, N., Kjønås, O. J. og Stokland, J. N. 2015. Karbondynamikk ved ulike hogstformer og avvirkningsstrategier. En litteraturstudie med 52ate52 på Oslo kommuneskog. SOL Oppdragsrapport 2015-04. <http://hdl.handle.net/11250/2436847>
- Danielsen JS, Morgado L, Mundra S, Nybakken L, Davey M og Kausrud H. 2021. Establishment of spruce plantations in native birch forests reduces soil fungal diversity. *FEMS Microbiology Ecology* 97: fiab074.
- Edesi, J., Tikkinen, M., Elfstrand, M., Olson, A., Varis, S., Egertsdotter, U., og Aronen, T. 2021. Root Rot Resistance Locus PaLAR3 Is Delivered by Somatic Embryogenesis (SE) Pipeline in Norway Spruce (*Picea abies* (L.) Karst.). *Forests*, 12(2). <https://doi.org/ARTN193.10.3390/f12020193>
- Eriksson, E., Gillespie, A. R., Gustavsson, L., Langvall, O., Olsson, M., Sathre, R., og Stendahl, J. 2007. Integrated carbon analysis of forest management practices and wood substitution. *Canadian Journal of Forest Research*, 37(3), 671-681.
- Eldegard, K., Scholten, J., Stokland, J.N., Granhus, A. og Lie, M. 2019. The influence of stand density on bilberry (*Vaccinium myrtillus* L.) cover depends on stand age, solar irradiation, and tree species composition. *Forest Ecology and Management* 432: 582-590.
- Ethelberg-Findsen, D., Rønn, R. og Ekelund, F. 2021. Wood Ash Application Reduces Bryophyte Cover and Changes Species Composition in a Norway Spruce (*Picea abies*) Plantation. *Forests* 12, 178. <https://doi.org/10.3390/f12020178>.
- Fahey, T. J., Woodbury, P. B., Battles, J. J., Goodale, C. L., Hamburg, S. P., Ollinger, S. V. og Woodall, C. W. 2010. Forest carbon storage: ecology, management, and policy. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 8(5), 245-252
- Fjærli, A. F. 2016. Råte i gran på Nord-Vestlandet. Masteroppgave. Norges Miljø- og Biovitenskapelige Universitet.
- Frivold, L.H. og Frank, J. 2002. Growth of mixed birch-coniferous stands in relation to pure coniferous stands at similar sites in south-eastern Norway. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 17(2), 139-149.
- Garzon, M. B., Robson, T. M. og Hampe, A. 2019. Delta TraitSDMs: species distribution models that account for local adaptation and phenotypic plasticity. *New Phytologist*, 222(4), 1757-1765. <https://doi.org/10.1111/nph.15716>
- Gill, A.L., Schilling, J., og Hobbie, S.E. 2021. Experimental nitrogen 52ate52lization globally accelerates, then slows decomposition of leaf litter. *Ecol. Lett.* 24, 802–811. <https://doi.org/10.1111/ele.13700>
- Godal, O. og Grønlund A. 2014. Estimates of carbon sequestration coefficients for forestry grown on Norwegian agricultural land. Working paper No. 07/14. Centre for Applied Research at NHH

- Granath, G. og Strengbom, J. 2017. Nitrogen fertilization reduces wild berry production in boreal forests. *Forest Ecology and Management* 390, 119-126
- Grossnickle, S.C. 2012. Why seedlings survive: influence of plant attributes. *New Forests* 43, 711-738. <https://doi.org/10.1007/s11056-012-9336-6>
- Gruba, P., og Socha, J. 2019. Exploring the effects of dominant forest tree species, soil texture, altitude, and pH_{H2O} on soil carbon stocks using generalized additive models. *Forest Ecology and Management*, 447, 105-114.
- Gålnander, H. Berlin, M. og Sonesson, J. 2020. Framtidens skogar – består de av planterede plantor eller naturligt förnygrade träd? Arbetsrapport 1052-2020. Skogforsk. 34 s.
- Haapanen, M. 2020. Performance of genetically improved Norway spruce in one-third rotation-aged progeny trials in southern Finland. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 35(5-6), 221-226. <https://doi.org/10.1080/02827581.2020.1776763>
- Haapanen, M., Hynynen, J., Ruotsalainen, S., Siipilehto, J., og Kilpeläinen, M. L. 2016. Realised and projected gains in growth, quality and simulated yield of genetically improved Scots pine in southern Finland. *European Journal of Forest Research*, 135(6), 997-1009. <https://doi.org/10.1007/s10342-016-0989-0>
- Hanewinkel, M., Albrecht, A., og Schmidt, M. 2013. Influence of stand characteristics and landscape structure on wind damage. I: Gardiner, B., Schuck, A., Schelhaas, M.-J., Orazio, C., Blennow, K., og Nicoll, B. (red.). *Living with storm damage to forests*. European Forest Institute. 39-45.
- Hanssen-Bauer, I., Førland, E. J., Haddeland, I., Hisdal, H., Mayer, S., Nesje, A., Nilsen, J. E. Ø., Sandven, S., Sandø, A. B., Sorteberg, A. og Ådlandsvik, B., (Red.) 2015. Klima I Norge 2100. Kunnskapsgrunnlag for klimatilpasning oppdatert I 2015. NCCS report no. 2/2015.
- Hanssen, K.H. og Fløistad, I.S. 2018. Snutebilleskader I Sør-Norge 2017. (Pine weevil injuries in South Norway 2017). NIBIO Rapport 4(167) 31 p. ISBN 978-82-17-02236-7
- Hanssen, K.H. og Kühne, C. 2022. Gran og bjørk i blanding-- hvordan går det egentlig? Skog nr. 4 s. 44-46.
- Hanssen, K. H., Asplund, J., Clarke, N., Selmer, R., Nybakken, L. 2020. Fertilization of Norway spruce forest with wood ash and nitrogen affected both tree growth and composition of chemical defence. *Forestry* 93: 589-600. DOI: 10.1093/forestry/cpz078
- Hanssen, K.H., Solberg, S., Hietala, A., Krokene, P., Rolstad, R., Solheim, H., og Økland, B. 2019. Skogskader – en kunnskapssammenstilling. NIBIO Rapport 5 (143). <http://hdl.handle.net/11250/2632291>
- Hansson, K., Fröberg, M., Helmisaari, H. S., Kleja, D. B., Olsson, B. A., Olsson, M., og Persson, T. 2013. Carbon and nitrogen pools and fluxes above and below ground in spruce, pine and birch stands in southern Sweden. *Forest Ecology and Management*, 309, 28-35.
- Hasegawa, S., Marshall, J., Sparrman, T., og Näsholm, T., 2021. Decadal nitrogen addition alters chemical composition of soil organic matter in a boreal forest. *Geoderma* 386, 114906. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114906>
- Hautala, H., Jalonen, J., Laaka-Lindberg, S. og Vanha-Majamaa, I. 2004. Impacts of retention felling on coarse woody debris (CWD) in mature boreal spruce forests in Finland. *Biodiversity and Conservation* 13: 1541-1554.
- Hedwall, P.-O., Brunet, J., Nordin, A. og Bergh, J. 2011. Decreased variation of forest understory vegetation is an effect of 53ate53lization in young stands of *Picea abies*. – *Scandinavian Journal of Forest Research* 26 (S11): 46-55.
- Hedwall, P.-O., Brunet, J., Nordin, A., Bergh, J. og Halvorsen, R. 2013. Changes in the abundance of keystone forest floor species in response to changes of forest structure. *Journal of Vegetation Science*. 24: 296-306.
- Heggertveit, J. og Solheim, H. 1998. Stubberegistrering av 53ate I gran etter hogst I kommunene Molde, Nesset og Rauma. *Rapport fra skogforskningen* 16/98. Ås: Norsk institutt for skogforskning. 15 s.
- Henriksson, N., Lim, H., Marshall, J., Franklin, O., McMurtrie, R. E., Lutter, R., Magh, R., Lundmark, T., Näsholm, T. 2021. Tree water uptake enhances nitrogen acquisition in a fertilized boreal forest-- but not under nitrogen-poor conditions. *New Phytologist*: 10 DOI: 10.1111/nph.17578.
- Hertel, A.G., Steyaert, S.M.J.G., Zedrosser, A., Mysterud, A., Lodberg-Holm, H.K., Gelink, H.W., Kindberg, J. og Swenson, J.E., 2016. Bears and berries: species-specific selective foraging on a patchily distributed food resource in a human-altered landscape. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 70: 831-842.
- Heuchel, A., Hall, D., Zhao, W., Gao, J., Wennström, U., og Wang, X. R. 2022. Genetic diversity and background pollen contamination in Norway spruce and Scots pine seed orchard crops. *Forestry research*, 2(8). <https://doi.org/10.48130/FR-2022-0008>
- Hjelm, K., Nilsson, U., Johansson, U. og Nordin, P. 2019. Effects of mechanical site preparation and slash removal on long-term productivity of conifer plantations in Sweden. *Can. Jour. For Res.* 49 (10) 1311-1319

- Huse, K. J., Solheim, H. og Venn, K. 1994. Råte I gran registrert på stubber etter hogst vinteren 1992. Stump inventory of root and butt rots in Norway spruce in 1992. Skogforsk rapport 23/94
- Huse, K.J., Solheim, H. og Pettersen, J. 2013. Råtebekjempelse. Skogkurs resymé nr. 3. Skogbrukets Kursinstitutt, Biri.
- Hättenschwiler, S. og Vitousek, P.M. 2000. The role of polyphenols in terrestrial ecosystem nutrient cycling. *Trends in Ecology and Evolution* 15: 238– 243. <https://doi.org/10.48130/FR-2022-0008>
- Hökkä, H., Laurén, A., Stenberg, L., Launiainen, S., Leppä, K. og Nieminen, M. 2021. Defining guidelines for ditch depth in drained Scots pine dominated peatland forests. <https://jukuri.luke.fi/handle/10024/547605>
- Håkansson, C., Hedwall, P.-O., Strömgren, M., Axelsson, M., og Bergh, J. 2021. Effects of fertilization on soil CH₄ and N₂O fluxes in young Norway spruce stands. *For. Ecol. Manag.* 499, 119610. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119610>
- Hättenschwiler, S. og Vitousek, P.M. 2000. The role of polyphenols in terrestrial ecosystem nutrient cycling. *Trends in Ecology and Evolution* 15: 238– 243. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)01861-9](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)01861-9)
- Jackson-Blake, L., og Clayer, F. 2020. Assessment of risks to drinking water provision in Glitrevann from forest fertilization and harvesting. NIVA Rapport 7458-2020.
- Jandl, R., Lindner, M., Vesterdal, L., Bauwens, B., Baritz, R., Hagedorn, F., Johnson, D. W., Minkinen, K. og Byrne, K. A. 2007. How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? *Geoderma* 137: 253-268 DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2006.09.003>.
- Jonsson, M., Ranius, T., Ekvall, H., Bostedt, G., Dahlberg, A., Ehnström, B., Nordén, B. og Stokland, J. 2006. Cost-effectiveness of silvicultural measures to increase substrate availability for red-listed wood-living organisms in Norway spruce forests. *Biological Conservation* 127: 443-462.
- Jump, A. S., Mátyás, C., og Peñuelas, J. 2009. The altitude-for-latitude disparity in the range retractions of woody species. *Trends in ecology & evolution*, 24(12), 694-701.
- Jørgensen, K., Granath, G., Lindahl, B.D., og Strengbom, J., 2021. Forest management to increase carbon sequestration in boreal *Pinus sylvestris* forests. *Plant and Soil* 466, 165-178. DOI: 10.1007/s11104-021-05038-0.
- Jørgensen, K., Granath, G., Strengbom, J., og Lindahl, B. D. 2022. Links between boreal forest management, soil fungal communities and below-ground carbon sequestration. *Functional Ecology*, 36(2), 392-405.
- Kaste, Ø., Wright, R.F., og Valinia, S. 2019. Intensified forestry as a climate mitigation measure – how can it affect critical loads for S and N deposition? Niva Rapport 7436-2019.
- Kaste, Ø., Skarbøvik, E., Clarke, N. og de Wit, H. 2021. Gjødsling av skog-- vurdering av eksisterende hensynssone og tak for nitrogengjødsling på bakgrunn av ny kunnskap. NIVA Rapport 7663-2021.
- Kaste, Ø., Wright, R.F., og Valinia, S. 2019. Intensified forestry as a climate mitigation measure – how can it affect critical loads for S and N deposition? Niva Rapport 7436-2019.
- Kindermann, G. E., Schörghuber, S., Linkosalo, T., Sanchez, A., Rammer, W., Seidl, R., og Lexer, M. J. 2013. Potential stocks and increments of woody biomass in the European Union under different management and climate scenarios. *Carbon balance and management*, 8(1), 1-20.
- Kjønaas, O. J., Økland, T., Andreassen, K., Stuanes, A., Nordbakken, J.-F., Røsberg, I., Lange, H. og Hysten, G. 2017. Repeated Sampling of two Tree Species Experiments in S.E. Norway. In: *Forest soil carbon changes from measurements and models Site-specific comparisons and implications for UNFCCC reporting*. Eds. L. Dalsgaard, O. J. Kjønaas and H. Lange. NIBIO report 3(117)
- Kjønaas, O. J., Bárcena, T. G., Hysten G., Nordbakken, J-F. og Økland, T. 2021. Boreal tree species change as a climate mitigation strategy: impact on ecosystem C and N stocks and soil nutrient levels. *Ecosphere* 12(11), e03826
- Kleber, M., Eusterhues, K., Keiluweit, M., Mikutta, C., Mikutta, R., og Nico, P. S. 2015. Mineral–organic associations: formation, properties, and relevance in soil environments. *Advances in agronomy*, 130, 1-140.
- Klein, D., Höllerl, S., Blaschke, M., og Schulz, C. 2013. The contribution of managed and unmanaged forests to climate change mitigation—a model approach at stand level for the main tree species in Bavaria. *Forests*, 4(1), 43-69.
- Koralewski, T. E., Wang, H. H., Grant, W. E. og Byram, T. D. 2015. Plants on the move: Assisted migration of forest trees in the face of climate change. *Forest Ecology and Management*, 344, 30-37. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.02.014>
- Kuehne, C., McLean, J.P., Maleki, K., Antón-Fernández, C. og Rasmus, A. 2022. A stand-level growth and yield model for thinned and unthinned even-aged Scots pine forests in Norway. *Silva Fennica* 56(1): 10627.

- Kumkar, Y., Astrup, R., Stordal, F., og Bright, R. M. 2020. Quantifying regional surface energy responses to forest structural change in Nordic Fennoscandia. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 125(15), e2019JD032092.
- Lajtha, K., Bowden, R. D., Crow, S., Fekete, I., Kotroczo, Z., Plante, A., Simpson, M. J. og Nadelhoffer, K. J. 2018. The detrital input and removal treatment (DIRT) network: Insights into soil carbon stabilization. *Science of the Total Environment*, 640, 1112-1120.
- Landbruksdirektoratet, Miljødirektoratet og Norsk institutt for bioøkonomi. 2021. Vurdering av tilskuddsordning for gjødsling av skog. Rapport nr. 36/2021. https://www.landbruksdirektoratet.no/nb/filarkiv/rapporter/Vurdering%20av%20tilskuddsordning%20of%20gj%C3%B8dsling%20av%20skog%20Rapport%2036_2021.pdf/_attachment/inline/84ce3162-Off6-43ac-b5ae-c307356a24a2:1e9b2813fc7c081951e5211b724ca37baef0bf53/Vurdering%20av%20tilskuddsordning%20of%20gj%C3%B8dsling%20av%20skog%20Rapport%2036_2021.pdf.
- Landbruksdirektoratet. 2022. Kartlegging av foryngelse og miljøhensyn ved hogst. Rapport 2021. Rapport nr 36/2022.
- Landbruksdirektoratet. 2023. Tilskudd til gjødsling av skog som klimatilak <https://www.landbruksdirektoratet.no/nb/skogbruk/ordninger-for-skogbruk/tilskudd-til-gjodsling-av-skog-som-klimatilak?openStep=c57d2b23-ba89-477d-be6f-23326e8379f8-0> (hentet 9.2.2023)
- Laganière, J., Boča, A., Van Miegroet, H., og Paré, D. 2017. A tree species effect on soil that is consistent across the species' range: the case of aspen and soil carbon in North America. *Forests*, 8(4), 113.
- Leppä, K., Korkiakoski, M., Nieminen, M., Laiho, R., Hotanen, J-P., Kieloaho, A-J., Korpela, L., Laurila, T., Lohila, A., Minkkinen, K., Mäkipää, R., Ojanen, P., Pearson, M., Penttilä, T., Tuovinen, J-P. og Launiainen, S. 2020. Vegetation controls of water and energy balance of a drained peatland forest: Responses to alternative harvesting practices. *Agric. For. Meteorol.*, 295 (2020), Article 108198. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0168192320303002>
- Lim, H., Oren, R., Palmroth, S., Tor-ngern, P., Mörling, T., Näsholm, T., Lundmark, T., Helmisaari, H. S., Leppälampi-Kujansuu, J. og Linder, S. 2015. Inter-annual variability of precipitation constrains the production response of boreal *Pinus sylvestris* to nitrogen fertilization. *Forest Ecology and Management* 348: 31-45 DOI: 10.1016/j.foreco.2015.03.029.
- Liziniwicz, M. og Berlin, M. 2019. Differences in growth and areal production between Norway spruce (*Picea abies* L. Karst) regeneration material representing different levels of genetic improvement. *Forest Ecology and Management*, 435, 158-169. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.12.044>
- Liziniwicz, M., Berlin, M. og Karlsson, B. 2018. Early assessments are reliable indicators for future volume production in Norway spruce (*Picea abies* L. Karst) genetic field trials. *Forest Ecology and Management*, 411, 75-81. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.01.015>
- Liziniwicz, M., Karlsson, B. og Helmersson, A. 2019. Improved varieties perform well in realized genetic gain trials with Norway spruce seed sources in southern Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 34(6), 409-416. <https://doi.org/10.1080/02827581.2019.1622035>
- Liziniwicz, M., Berlin, M., Solvin, T., Hallingback, H. R., Haapanen, M., Ruotsalainen, S. og Steffenrem, A. 2023. Development of a universal height response model for transfer of Norway spruce (*Picea abies* L. Karst) in Fennoscandia. *Forest Ecology and Management*, 528. <https://doi.org/ARTN12062810.1016/j.foreco.2022.120628>
- Lukina, N., Kuznetsova, A., Tikhonova, E., Smirnov, V., Danilova, M., Gornov, A., Bakhmet, O., Kryshen, A., Tebenkova, D., Shashkov, M og Knyazeva, S. 2020. Linking forest vegetation and soil carbon stock in northwestern Russia. *Forests*, 11(9), 979.
- Lützw, M. V., Kögel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Matzner, E., Guggenberger, G., Marschner, B., og Flessa, H. 2006. Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions—a review. *European journal of soil science*, 57(4), 426-445.
- Luyssaert, S., Marie, G., Valade, A., Chen, Y. Y., Njakou Djomo, S., Ryder, J., Otto, J., Naudts, K., Lansø, A. S., Ghattas, J. og McGrath, M. J. 2018. Trade-offs in using European forests to meet climate objectives. *Nature*, 562(7726), 259-262.
- Marshall, J.D., Peichl, M., Tarvainen, L., Lim, H., Lundmark, T., Näsholm, T., Öquist, M., og Linder, S. 2021. A carbon-budget approach shows that reduced decomposition causes the nitrogen-induced increase in soil carbon in a boreal forest. *For. Ecol. Manag.* 502, 119750. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119750>
- Mason, W. og Connolly, T. 2013. Mixtures with spruce species can be more productive than monocultures: Evidence from the Gisburn experiment in Britain. *Forestry*. 87. 209-217. 10.1093/forestry/cpt042.

- Mason, B., og Valinger, E. 2013. Managing forests to reduce storm damage. I: Gardiner, B., Schuck, A., Schelhaas, M.-J., Orazio, C., Blennow, K., og Nicoll, B. (red.). Living with storm damage to forests. European Forest Institute. 89-98.
- Mayer, M., Prescott, C.E., Abaker, W.E.A., Augusto, L., Cécillon, L., Ferreira, G.W.D., James, J., Jandl, R., Katzensteiner, K., Laclau, J.-P., Laganière, J., Nouvellon, Y., Paré, D., Stanturf, J.A., Vanguelova, E.I. og Vesterdal, L. 2020. Tamm Review: Influence of forest management activities on soil organic carbon stocks: A knowledge synthesis. For. Ecol. Manag. 466, 118127. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118127>
- Mauri, A., Girardello, M., Strona, G., Beck, P. S. A., Forzieri, G., Caudullo, G., Manca, F., og Cescatti, A. 2022. EU-Trees4F, a dataset on the future distribution of European tree species. Scientific Data, 9(1). [https://doi.org/ARTN 37 10.1038/s41597-022-01128-5](https://doi.org/ARTN%2037%2010.1038/s41597-022-01128-5)
- McDowell, N. G., Allen, C. D., Anderson-Teixeira, K., Aukema, B. H., Bond-Lamberty, B., Chini, L., Clark J. S., Dietze, M., Grossiord, C., Hanbury-Brown, A., Hurtt, G. C., Jackson R. B., Johnson D. J., Kueppers, L., Lichstein J. W., Ogle, K., Poulter, B., Pugh, T. A. M., Seidl, R., Turner, M. G., Uriarte, M., Walker, A. P. og Xu, C. 2020. Pervasive shifts in forest dynamics in a changing world. Science, 368(6494), eaaz9463.
- Meier, R., Schwaab, J., Seneviratne, S. I., Sprenger, M., Lewis, E., og Davin, E. L. 2021. Empirical estimate of forestation-induced precipitation changes in Europe. Nature geoscience, 14(7), 473-478.
- Miina, J., Hotanen, J. P., Salo, K. 2009. Modelling the Abundance and Temporal Variation in the Production of Bilberry (*Vaccinium myrtillus* L.) in Finnish Mineral Soil Forests. Silva Fennica 43: 577-593.
- Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet 2019. Utredning av forbud mot utsetting av utenlandske treslag til skogbruksformål. Miljødirektoratet Rapport M-1378
- Miljødirektoratet, Landbruksdirektoratet og Norsk institutt for bioøkonomi. 2016. Vern eller bruk av skog som klimatiltak. Miljødirektoratet Rapport M-519
- Miljødirektoratet, Statens landbruksforvaltning og Skog og Landskap. 2013. Planting av skog på nye arealer som klimatiltak – Egnede arealer og miljøkriterier. Miljødirektoratet Rapport M-26
- Miljødirektoratet, Statens landbruksforvaltning og Norsk institutt for skog og landskap. 2014. Måltrettet gjødsling av skog som klimatiltak. Egnede arealer og miljøkriterier. Miljødirektoratet Rapport M-174
- Miljødirektoratet, Statens vegvesen, Kystverket, Landbruksdirektoratet, Norges vassdrags- og energidirektorat og Enova. 2020. Klimakur 2030: Tiltak og virkemidler mot 2030. Miljødirektoratet rapport M-1625.
- Miljødirektoratet, Statistisk Sentralbyrå og NIBIO. 2022. Greenhouse Gas Emissions 1990-2020, National Inventory Report. M-2268. Miljødirektoratet. <https://www.miljodirektoratet.no/publikasjoner/2022/april/greenhouse-gas-emissions-1990-2020-national-inventory-report/>
- Mjöfors, K., Strömgren, M., Nohrstedt, H. O., Johansson, M. B. og Gardenäs, A. I. 2017. Indications that site preparation increases forest ecosystem carbon stocks in the long term. Scandinavian Journal of Forest Research 32: 717-725. DOI: 10.1080/02827581.2017.1293152
- Moilanen, M., Silfverberg, K. og Hokkanen, T.J. 2002. Effects of wood-ash on the tree, growth, vegetation and substrate quality of a drained mire: a case study. Forest Ecology and Management 171: 321-338.
- Mooney, P. A., Lee, H., og Sobolowski, S. 2021. Impact of Quasi-Idealized Future Land Cover Scenarios at High Latitudes in Complex Terrain. Earth's Future, 9(2), e2020EF001838.
- Moreau, G., Chagnon, C., Achim, A., Caspersen, J., D'Orangeville, L., Sánchez-Pinillos, M., og Thiffault, N. 2022. Opportunities and limitations of thinning to increase resistance and resilience of trees and forests to global change. Forestry, 95(5), 595-615.
- Mundra, S., Kausarud, H., Økland, T., Nordbakken, J.-F., Ransedokken, Y. og Kjønås, O. J. 2022. Shift in tree species changes the belowground biota of boreal forests. New Phytologist, 234(6), 2073-2087. <https://doi.org/10.1111/nph.18109>
- Myre, M. F., Steffenrem, A., Edvardsen, Ø. M. og Hjorth, F. 2021. Prognoser for granfrøproduksjon i norske frøplantasjer fra 2020.
- Mäkinen, H., Henttonen, H.M., Kohnle, U., Kuehne, C., Nöjd, P., Yue, C., Klädke, J. og Siipilehto J. 2021. Site carrying capacity of Norway spruce and Scots pine stands has increased in Germany and northern Europe. For Ecol Manag 492, article id 119214. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119214>.
- Mäkipää, R., Abramoff, R., Adamczyk, B., Baldy, V., Biryol, C., Bosela, M., Casals, P., Yuste, J.C., Dondini, M., Filipek, S., Garcia-Pausas, J., Gros, R., Gömöryová, E., Hashimoto, S., Hasegawa, M., Immonen, P., Laiho, R., Li, H., Li, Q., Luyssaert, S., Menival, C., Mori, T., Naudts, K., Santonja, M., Smolander, A., Toriyama, J., Tupek, B., Ubeda, X., Verkerk, P.J., og Lehtonen, A. 2023. How does management affect soil C sequestration and greenhouse gas fluxes in boreal and temperate forests? – A review. Forest Ecology and Management, 529, 120637.

- Möykkynen, T. og Pukkala, T. 2011. Effect of planting Scots pine around Norway spruce stumps on the spread of *Heterobasidion* coll. *Forest Pathology*, 41(3), 212-220.
- Naudts, K., Chen, Y., McGrath, M. J., Ryder, J., Valade, A., Otto, J. og Luyssaert, S. 2016. Europe's forest management did not mitigate climate warming. *Science*, 351(6273), 597-600.
- Nilsson, U., Luoranen, J., Kolström, T., Örländer, G. og Puttonen, P. 2010. Reforestation with planting in northern Europe, *Scandinavian Journal of Forest Research*, 25:4, 283-294, DOI: 10.1080/02827581.2010.498384
- Nybakken, L., Lie, M. H., Julkunen-Titto, R., Asplund, J. og Ohlson, M. 2018. Fertilization Changes Chemical Defence in Needles of Mature Norway Spruce (*Picea abies*). *Frontier in Plant Science* 9, 770.
- Nørgård-Nielsen, C. 2001. Vejledning i styrelsen af stormfasthed og sundhed i nåletræbevoksninger. *Dansk Skovbrugs Tidsskrift* 4/01, 216-263.
- Peltre, C., Fernández, J. M., Craine, J. M., og Plante, A. F. 2013. Relationships between biological and thermal indices of soil organic matter stability differ with soil organic carbon level. *Soil Science Society of America Journal*, 77(6), 2020-2028.
- Piri, T. og Korhonen, K. 2001 Infection of advance regeneration of Norway spruce by *Heterobasidion parviporum*. *Can. J. For. Res.* 31: 937-942
- Puhe, J. 2003. Growth and development of the root system of Norway spruce (*Picea abies*) in forest stands – a review. *Forest Ecology and Management* 175: 253-273
- Pukkala, T., Laiho, O. og Lähde, E. 2016. Continuous cover management reduces wind damage. *Forest Ecology and Management*, 372, 120-127.
- Reynolds, B. 2007. Implications of changing from grazed or semi-natural vegetation to forestry for carbon stores and fluxes in upland organo-mineral soils in the UK. *Hydrology and Earth System Sciences*, 11(1), 61-76.
- Rodríguez, A., Hekkala, A.M., Sjögren, J., Strengbom, J. og Löfroth, T. 2021. Boreal forest fertilization leads to functional homogenization of ground beetle assemblages. – *Journal of Applied Ecology* 58: 1145-1154.
- Roll-Hansen, F. og Roll-Hansen, H. 1993. Sykdommer på skogtrær. 2. utgave. Landbruksforlaget 1993. 20 s.
- Rosvall, O., Jansson, G., Andersson, B., Ericsson, T., Karlsson, B., Sonesson, J. og Stener, L. G. 2001. Genetiska vinster i nuvarande och framtida fröplantager och klonblandningar (in Swedish).
- Räty, J., Hietala, A. M., Breidenbach, J., og Astrup, R. 2023. An analysis of stand-level size distributions of decay-affected Norway spruce trees based on harvester data. *Annals of Forest Science*, 80(1), 1-15.
- Schei, F.H., Nordén, J., Jacobsen, R.M. og Bredin, Y.K. 2021. Gjødsling av skog – oppdatert kunnskap om virkning på naturmangfold. – Vedlegg 8 I Landbruksdirektoratets Rapport 36. Vurdering av tilskuddsordning for gjødsling av skog.
- Schmied, G., Hilmers, T., Uhl, E. og Pretzsch, H. 2022. The Past Matters: Previous management strategies modulate current growth and drought responses of Norway spruce (*Picea abies* H. Karst.). *Forests* 13. DOI: 10.3390/f13020243.
- Selmer, R.N. 2018. Effekt av skoggjødsling på det kjemiske forsvaret hos gran (*Picea abies*). Masteroppgave 2018, 30 stp, Fakultetet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA).
- Selås, V., Framstad, E., Rolstad, J., Sonerud, G. A., Spidsø, T. og Wegge, P. 2021. Bilberry seed production explains spatiotemporal synchronicity in bank vole population fluctuations in Norway. – *Ecological Research* 36: 409-419.
- Sikström, U., Hjelm, K., Hanssen, K.H., Saksa, T. og Wallertz, K. 2020. Influence of mechanical site preparation on regeneration success of planted conifers in clearcuts in Fennoscandia – a review. *Silva Fennica* 54 (10172). DOI: 10.14214/sf.10172
- Siljanen, H.M.P., Welti, N., Voigt, C., Heiskanen, J., Biasi, C. og Martikainen, P.J., 2020. Atmospheric impact of nitrous oxide uptake by boreal forest soils can be comparable to that of methane uptake. *Plant Soil* 454, 121-138. <https://doi.org/10.1007/s11104-020-04638-6>
- Skogfrøverket. 2017. Skogfrøverkets strategi for skogplanteforedling 2010-2040 (revidert 2017).
- Sohn, J. A., Saha, S. og Bauhus, J. 2016. Potential of forest thinning to mitigate drought stress: A meta-analysis. *Forest Ecology and Management*, 380, 261-273.
- Solberg, S., Heggem, E. S. F., Søvde, N. E. og McInnes, H. 2017. Skogbehandling langs kraftlinjer. Teorigrunnlag. NIBIO Rapport 3 (65).
- Solheim, H. 2003. Skader og råte etter tynning i granskog. *Aktuelt fra skogforskningen* 6/03.

- Soucémariadin, L., Cécillon, L., Chenu, C., Baudin, F., Nicolas, M., Girardin, C., og Barré, P. 2018. Is Rock-Eval 6 thermal analysis a good indicator of soil organic carbon lability?—A method-comparison study in forest soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 117, 108-116.
- Spielvogel, S., Prietzel, J., Leide, J., Riedel, M., Zemke, J., og Kögel-Knabner, I. 2014. Distribution of cutin and suberin biomarkers under forest trees with different root systems. *Plant and soil*, 381, 95-110.
- Stokland, J., Granhus, A. og Søgaaard, G. 2022. Grøftede arealer i skog og myr i Norge. Statistikk fra Landsskogtakseringen 2016-2020. NIBIO Rapport 8 (90). <https://hdl.handle.net/11250/3008088>
- Sundnes, F., Karlsson, M., Platjouw, F.M., Clarke, N., Kaste, Ø., og Valinia, S. 2020. Climate mitigation and intensified forest management in Norway – to what extent are surface waters safeguarded? *Ambio* 49, 1736-1746 DOI: 10.1007/s13280-020-01357-1.
- Steffenrem, A., Solheim, H., og Skrøppa, T. 2016. Genetic parameters for wood quality traits and resistance to the pathogens *Heterobasidion parviporum* and *Endoconidiophora polonica* in a Norway spruce breeding population. *European Journal of Forest Research*, 135(5), 815-825. <https://doi.org/10.1007/s10342-016-0975-6>
- Storaunet, K.O. og Rolstad, J. 2020. Naturskog i Norge. En arealberegning basert på bestandsalder i Landsskogtakseringens takstomdrev fra 1990 til 2016. NIBIO Rapport 6(44)
- Strand, L. T., Fjellstad, W., Jackson-Blake, L. og de Wit, H. A. 2021. Afforestation of a pasture in Norway did not result in higher soil carbon, 50 years after planting. *Landscape and Urban Planning*, 207, 104007.
- Sundnes, F., Karlsson, M., Platjouw, F.M., Clarke, N., Kaste, Ø., og Valinia, S. 2020. Climate mitigation and intensified forest management in Norway – to what extent are surface waters safeguarded? *Ambio* 49, 1736-1746 DOI: 10.1007/s13280-020-01357-1.
- Sverdrup-Thygeson, A. og Framstad, E. 2007. Bioenergitiltak og effekter på biomangfold. – NINA Rapport 311.
- Swedjemark, G. og Stenlid, J. 1993. Population Dynamics of the Root Rot Fungus *Heterobasidion annosum* Following Thinning of *Picea abies*. *Oikos* 66: 247-254
- Søgaaard, G., Alfredsen, G., Antón-Fernández, C., Astrup, R.A., Belbo, H., Clarke, N., Eriksen, R., Granhus, A., Hanssen, K.H., Hietala, A.M., Kockum, F., Mohr, C.W., Nordbakken, J-F., Stokland, J.N., Sverker, J. og Økland, T. 2020b. Klimakur 2030 – beskrivelse av utvalgte klimatiltak knyttet til skog. Supplement. NIBIO-Rapport 6(153). <https://hdl.handle.net/11250/2711106>
- Søgaaard, G., Alfredsen, G., Antón-Fernández, C., Astrup, R.A., Blom, H.H., Clarke, N., Eriksen, R., Granhus, A., Hanssen, K. H., Hietala, A. M., Mohr, C. W., Nygaard, P.H., Solberg, S. og Steffenrem, A. 2020a, Klimakur 2030 – beskrivelse av utvalgte klimatiltak knyttet til skog. NIBIO Rapport 6(9). <http://hdl.handle.net/11250/2639345>
- Søgaaard, G., Allen, M., Astrup, R., Belbo, H., Bergseng E., Blom, H. H., Bright, R., Dalsgaard, L., Antón-Fernández, C., Gjerde, I., Granhus, A., Hanssen, K. H., Kjønaas, O. J., Nygaard, P. H., Stokland, J. og Sætersdal, M. 2019. Effekter av planting av skog på nye arealer. Betydning for klima, miljø og næring. NIBIO Rapport 5(3). <http://hdl.handle.net/11250/2585217>
- Søgaaard, G., Astrup, R. A., Allen, M., Andreassen, K., Bergseng, E., Fløistad, I.S., Hanssen, K.H., Hietala, A., Kvaalen, H., Solberg, S., Solheim, H., Steffenrem, A., Stokland, J. og Økland, B. 2017. Skogbehandling for verdiproduksjon i et klima i endring. NIBIO Rapport 3(99)
- Søgaaard, G. og Granhus, A. 2012. Klimaoptimalt skogbruk. En vurdering av utvalgte skogskjøtseltiltak i Akershus fylke. Oppdragsrapport fra Skog og landskap 09/2012.
- Søgaaard, G., Granhus, A., Gizachew, B., Clarke, N., Andreassen, K. og Eriksen, R. 2015. En vurdering av utvalgte skogtiltak - innspill på veien mot Lavutslippssamfunnet 2050. SOL Oppdragsrapport 02/2015. <http://hdl.handle.net/11250/2436809>
- Sønstebo, J. H., Tollefsrud, M. M., Myking, T., Steffenrem, A., Nilsen, A. E., Edvardsen, Ø. M., Johnskås, O. R., og El-kassaby, Y. A. 2018. Genetic diversity of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) seed orchard crops: Effects of number of parents, seed year, and pollen contamination. *Forest Ecology and Management*, 411, 132-141.
- Telewski, F.W. 1989. Structure and function of flexure wood in *Abies fraseri*. *Tree Physiology* 5: 113- 121.
- Telewski, F.W., og Jaffe, M.J. 1986. Thigmomorphogenesis - the role of ethylene in the response of *Pinus taeda* and *Abies fraseri* to mechanical perturbation. *Physiologia Plantarum* 66: 227-233
- Thor, M., Arlinger, J.D. og Stenlid, J. 2006. *Heterobasidion annosum* root rot in *Picea abies*: Modelling economic outcomes of stump treatment in Scandinavian coniferous forests, *Scandinavian Journal of Forest Research*, 21: 414-423

- Thürig, E., Hagedorn, F. og Lindroth, A. 2013. Influence of storm damage on the forest carbon balance. I: Gardiner, E., Schuck, A., Schelhaas, M.-J., Orazio, C., Blennow, K., og Nicoll, B. (red.). Living with storm damage to forests. European Forest Institute. 47-55.
- Tollefsrud, M. M. 2008. Phylogeography, diversity and hybridization in Norway spruce inferred from molecular markers combined with pollen records University of Oslo]. Oslo.
- Tong, C.H.M., Nilsson, M.B., Drott, A. og Peichl, M. 2022a. Drainage ditch cleaning has no impact on the carbon and greenhouse gas balances in a recent forest clear-cut in boreal Sweden. *Forests* 13 (6), 842.
- Tong, C. H. M., Nilsson, M. B., Sikström, U., Ring, E., Drott, A., Eklöf, K., Futter, M., Peacock, M., Segersten, J., og Peichl, M. 2022b. Initial effects of post-harvest ditch cleaning on greenhouse gas fluxes in a hemiboreal peatland forest. *Geoderma*, 426, 116055. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.116055>
- Valinia, S., Kaste, Ø. og Wright, R.F. 2020. Intensified forestry as a climate mitigation measure alters surface water quality in low intensity managed forests. *Scandinavian Journal of Forest Research* DOI: 10.1080/02827581.2020.1854339.
- Vayreda, J., Martinez-Vilalta, J., Gracia, M., Canadell, J.G. og Retana, J. 2016. Anthropogenic-driven rapid shifts in tree distribution lead to increased dominance of broadleaf species. *Glob Change Biol*, 22: 3984-3995. <https://doi.org/10.1111/gcb.13394>
- Vesterdal, L., Clarke, N., Sigurdsson, B. D. og Gundersen, P. 2013. Do tree species influence soil carbon stocks in temperate and boreal forests? *Forest Ecology and Management* 309, 4-18.
- VKM, Kausrud, K., Vandvik, V., Flø, D., Geange, S. R., Hegland, S. J., Hermansen J. S., Hole, L. R., Ims, R. A., Kausrud, H., Kirkendall, L. R., Nordén, J., Nybakken, L., Ohlson, M., Skarpaas, O., Wendell, M., de Boer, H., Eldegard, K., Hindar, K., Krokene, P., Järnegren, J., Måren, I. E., Nielsen, A., Nilsen E. B., Rueness, E. K., Thorstad E. B. og Velle, G. 2022. Impacts of climate change on the boreal forest ecosystem. Scientific Opinion of the Panel on Alien Organisms and Trade in endangered species (CITES) of the Norwegian Scientific Committee for Food and Environment. VKM Rapport 2022:15, ISBN: 978-82-8259-390-8, ISSN: 2535-4019. Vitenskapskomiteen for mat og miljø (VKM), Oslo, Norway.
- Wallentin, C. og Nilsson, U. 2011. Initial effect of thinning on stand gross stem-volume production in a 33 year-old Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) stand in Southern Sweden. *Scandinavian Journal of Forest research*: 26(Suppl 11):21-35.
- Wallertz, K., Hanssen, K. H., Hjelm, K. og Fløistad, I. S. (2016). Effects of planting time on pine weevil (*Hylobius abietis*) damage to Norway spruce seedlings. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 31:3, 262-270, DOI: 10.1080/02827581.2015.1125523
- Wang, T. L., O'Neill, G. A., og Aitken, S. N. 2010. Integrating environmental and genetic effects to predict responses of tree populations to climate. *Ecological Applications*, 20(1), 153-163. <https://doi.org/Doi10.1890/08-2257.1>
- Wegge, P., Moss, R. og Rolstad, J. 2022. Annual variation in breeding success in boreal forest grouse: Four decades of monitoring reveals bottom-up drivers to be more important than predation. - *Ecology and Evolution* 12: e9327.
- Wellhausen, K., Heym, M. og Pretzsch, H. 2017. Mischbestände aus Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) und Fichte (*Picea abies* (KARST.) L.): Ökologie, Ertrag und waldbauliche Behandlung. *Allgemeine Forst- u. Jagdzeitung*, 188(1/2), 3-34.
- Xia, N., Du, E., Wu, X., Tang, Y., Wang, Y. og de Vries, W. 2020. Effects of nitrogen addition on soil methane uptake in global forest biomes. *Environ. Pollut.* 264, 114751, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114751>
- Xu, R., Li, Y., Teuling, A. J., Zhao, L., Spracklen, D. V., Garcia-Carreras, L., Meier, R., Chen, L., Zheng, Y., Lin, H. og Fu, B. 2022. Contrasting impacts of forests on cloud cover based on satellite observations. *Nature communications*, 13(1), 670.
- Yang, L., Niu, S., Tian, D., Zhang, C., Liu, W., Yu, Z., Yan, T., Yang, W., Zhao, X., og Wang, J. 2022. A global synthesis reveals increases in soil greenhouse gas emissions under forest thinning. *Science of the Total Environment*, 804, 150225.
- Zhang, X., Guan, D., Li, W., Sun, D., Jin, C., Yuan, F., Wang, A. og Wu, J. 2018. The effects of forest thinning on soil carbon stocks and dynamics: A meta-analysis. *Forest Ecology and Management*, 429, 36-43.
- Økland, T., Nordbakken, J.-F., Clarke, N. og Hanssen, K.H. 2022. Short-term effects of hardened wood ash and nitrogen fertilisation on understory vegetation in a Norway spruce forest in south-east Norway. *Scandinavian Journal of Forest Research*. DOI: 10.1080/02827581.2022.2104365.
- Øvergård, T. og Hanssen, K. H. 2021. Planting og såing av furu. *Skogkurs veileder*, 20 s.
- Øyen, B.-H. 2001. Langsiktige effekter etter tynning i plantefelt med sitkagran (*Picea sitchensis* Bong. Carr.) i Vest-Norge. Rapport fra skogforskningen 11/01.

- Øyen, B.-H. 2003. Tynning i granskog på Sørlandet - effekter på tilvekst, dimensjon og økonomi. Rapport fra skogforskningen 2/03.
- Øyen, B.-H. og Bøhler, F. 2011. Høydebonitet og produksjonsevne ved konvertering mellom vanlig gran, ask, bok, eik, platanlønn og svartor i Sør-Norge. Forskning fra Skog og landskap 02/11.
- Øyen, B.-H. og Tveite, B. 1998. En sammenligning av høydebonitet og produksjonsevne mellom ulike treslag på samme voksested i Vest-Norge. Rapport fra skogforskningen 15/98.
- Øyen, B.-H., Støtvig, S., Birkeland, T. og Øen, S. 2008. Vekst og produksjon av treslag i kystskogene. I: Øyen, B. (Red.), 2008. Kystskogbruket. Potensial og utfordringer de kommende tiårene. Oppdragsrapport fra Skog og landskap 01/08 s. 20-32.

Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO) ble opprettet 1. juli 2015 som en fusjon av Bioforsk, Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning (NILF) og Norsk institutt for skog og landskap.

Bioøkonomi baserer seg på utnyttelse og forvaltning av biologiske ressurser fra jord og hav, fremfor en fossil økonomi som er basert på kull, olje og gass. NIBIO skal være nasjonalt ledende for utvikling av kunnskap om bioøkonomi.

Gjennom forskning og kunnskapsproduksjon skal instituttet bidra til matsikkerhet, bærekraftig ressursforvaltning, innovasjon og verdiskaping innenfor verdikjedene for mat, skog og andre biobaserte næringer. Instituttet skal levere forskning, forvaltningsstøtte og kunnskap til anvendelse i nasjonal beredskap, forvaltning, næringsliv og samfunnet for øvrig.

NIBIO er eid av Landbruks- og matdepartementet som et forvaltningsorgan med særskilte fullmakter og eget styre. Hovedkontoret er på Ås. Instituttet har flere regionale enheter.