

Klimakur 2030 – beskrivelse av utvalgte klimatiltak knyttet til skog

Redigert

NIBIO RAPPORT | VOL. 6 | NR. 9 | 2020



Gunnhild Sjøgaard, Alfredssen, Gry; Antón Fernández, Clara; Astrup, Rasmus; Blom, Hans; Clarke, Nicholas; Eriksen, Rune; Granhus, Aksel; Hanssen, Kjersti Holt; Hietala, Ari; Krokene, Paal; Mohr, Christian Wilhelm; Nygaard, Per Holm; Solberg, Svein; Steffenrem, Arne
Divisjon for skog og utmark

TITTEL/TITLE

Klimakur 2030 – beskrivelse av utvalgte klimatiltak knyttet til skog

(Først publisert 3.2.2020. Redigert 7.2.2020.)

FORFATTER(E)/AUTHOR(S)

Søgaard, Gunnhild; Alfredssen, Gry; Antón Fernández, Clara; Astrup, Rasmus; Blom, Hans; Clarke, Nicholas; Eriksen, Rune; Granhus, Aksel; Hanssen, Kjersti Holt; Hietala, Ari; Krokene, Paal; Mohr, Christian Wilhelm; Nygaard, Per Holm; Solberg, Svein; Steffenrem, Arne

DATO/DATE:	RAPPORT NR./ REPORT NO.:	TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:	PROSJEKTNR./PROJECT NO.:	SAKSNR./ARCHIVE NO.:
07.02.2020	6/9/2020	Åpen	341110-8	20/00142
ISBN:		ISSN:	ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:	ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:
978-82-17-02503-0		2464-1162	84	2

OPPDRAAGSGIVER/EMPLOYER:

Miljødirektoratet - M-1631/2020
Landbruksdirektoratet

KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:

Vilde Fluge Lillesund
Torleif Terum

STIKKORD/KEYWORDS:

Skogforvaltning, skogbruk, CO₂, karbon
Forest management, forestry, CO₂, Carbon

FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:

Skogforvaltning
Forest management

SAMMENDRAG/SUMMARY:

Skogen i Norge har et årlig netto opptak i underkant av 30 mill. tonn CO₂. Størrelsen på opptaket påvirkes av forvaltningen av skogarealene, både gjennom endringer i totalarealet (avskoging og påskoging), og forvaltningen av de eksisterende skogarealene. I denne rapporten presenteres en første vurdering av syv klimatiltak som ikke tidligere er utredet, en kunnskapsoppdatering av noen tidligere utredede klimatiltak, og en framskrivning av mulige effekter på netto CO₂-opptak av ulike nivå på implementerte tiltak. Rapporten er skrevet på bestilling fra Landbruksdirektoratet og Miljødirektoratet, og det er direktoratene som har gjort utvalget av tiltak.

Blant de «nye» klimatiltakene som har blitt vurdert er både mer tradisjonelle skogskjøtseltiltak, som ungskogpleie, grøfterensk og tiltak mot beiteskader, men også tiltak som i stor grad er klimatilpasningstiltak. Disse har sitt potensial først og fremst i å redusere fremtidige utslipp, fremfor å øke opptaket i seg selv. Dette inkluderer forebygging av insektskader, skogbrann, råte og stormskader. For samtlige syv «nye» klimatiltak har vi foruten å vurdere klimaeffekter, også gjort en kort gjennomgang av aspekter knyttet til betydning for naturmangfold, samt kostnader og barrierer knyttet til implementering. Dette er et første kunnskapsgrunnlag på noen mulige nye tiltak, og ingen fullstendig utredning.

Tidligere utredede klimatiltak hvor vi har vurdert kunnskapsstatus er økt plantetetthet, skogplanteforedling, nitrogen gjødsling, askegjødsling, høsting av GROT og markberedning. For

**NIBIO**NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

disse tiltakene har vi også gjort en kort gjennomgang av dagens virkemiddelbruk gjennom regelverk og tilskuddsordninger.

Ved hjelp av simuleringsverktøyet Sitree har vi laget framskrivninger av utviklingen i årlig netto opptak ved ulike nivåer av allerede implementerte klimatiltak; tettere planting og økt andel areal som plantes, ulik grad av bruk av foredlet plantemateriale og ulike arealomfang av nitrogengjødsling. Satsning på klimatiltak i skog vil ha generelt ha begrenset effekt på måloppnåelse på kort sikt (2030), men på lenger sikt vil tiltakene potensielt kunne ha stor effekt. En økning i plantingen, bruken av foredlet plantemateriale og gjødsling vil samlet kunne gi en økning i årlig netto opptak av CO₂ på omlag 3,5 mill. tonn i 2100 sammenliknet med dagens praksis. Implementering av nye klimatiltak i tillegg vil kunne øke det årlige netto opptaket i norsk skog ytterligere.

LAND/COUNTRY:	Norge
FYLKE/COUNTY:	Viken
KOMMUNE/MUNICIPALITY:	Ås
STED/LOKALITET:	Ås

GODKJENT /APPROVED



BJØRN HÅVARD EVJEN

PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER



GUNNHILD SØGAARD



NIBIO
NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Forord

I Granavolden-plattformen står det at regjeringen vil gjennomføre en utredning med helhetlige forslag til tiltak og virkemidler for å oppfylle nye klimamål i 2030 og 2050 etter modell av «Klimakur». Som et ledd i dette arbeidet ga Regjeringen i mai 2019 Miljødirektoratet og en rekke andre etater i oppdrag å utrede tiltak og virkemidler som kan kutte de norske utslippene innenfor ikke-kvotepliktig sektor med minst 50 prosent innen 2030. I oppdragsbrevet heter det at «Det skal utredes ulike tiltak og virkemidler som kan utløse minst 50% reduksjon i ikkekvotepliktige utslipp i 2030 sammenlignet med 2005. Det skal i tillegg utredes ulike tiltak og virkemidler for økning i opptak og reduksjon av klimagassutslipp i skog- og arealbrukssektoren (LULUCF).»

Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet ga NIBIO i bestilling å utarbeide en første utredning av syv utvalgte «nye» klimatiltak for å øke opptak i, eller redusere utslipp fra skog, samt vurdering av om det er ny tilgjengelig kunnskap om tidligere utredede klimatiltak i skog. Det ble også bestilt en tiltaksanalyse med framskrivning av utvalgte tiltak basert på en framskrivning av arealbrukssektoren som ble levert departementene som underlag for klimalovrapportering (Søgaard mfl. 2019).

Denne rapporten er altså ingen helhetlig gjennomgang av mulige skogrelaterte tiltak innen arealbrukssektoren, men beskrivelser av noen ulike tiltak utvalgt av direktoratsgruppen. NIBIO har ikke vært involvert i prosessen med utvalg av tiltak, men står i sin helhet bak utredningene som har blitt gjort av de utvalgte tiltakene.

Det har vært forskjellige bidragsytere fra NIBIO til de ulike kapitlene og delkapitlene, og mange har gitt innspill til flere av kapitlene. Hovedbidragsytere bak de ulike kapitlene er imidlertid som følger:

Ungskogpleie: Aksel Granhus, Rune Eriksen

Grøfterensk etter hogst: Gunnhild Søgaard, Rune Eriksen

Begrense beiteskader av hjortevilt: Aksel Granhus, Rune Eriksen

Forebygge insektskader: Paal Krokene

Råtebekjempelse ved hogst av gran: Ari Hietala, Gry Alfredsen

Øke stormstabilitet: Svein Solberg

Skogbrannbekjempelse og forebyggende skogskjøtsel: Per Holm Nygaard

Plantetetthet og oppfyllelse av foryngelsesplikten: Gunnhild Søgaard

Skogplanteforedling: Arne Steffenrem

Nitrogengjødsling: Nicholas Clarke og Kjersti Holt Hanssen

Askespredning: Kjersti Holt Hanssen og Nicholas Clarke

Høsting av GROT: Nicholas Clarke og Kjersti Holt Hanssen

Markberedning: Kjersti Holt Hanssen og Nicholas Clarke

Framskrivning implementerte tiltak: Gunnhild Søgaard, Clara Antón Fernández, Christian Wilhelm Mohr, Rasmus Astrup, Gry Alfredsen

Effekter på naturmangfold: Hans Blom

Prosjektet har vært ledet av Gunnhild Søgaard, som også har redigert rapporten.

Ås, 07.02.20

Gunnhild Søgaard

Innhold

1 Innledning	8
2 Mulige nye tiltak	9
2.1 Ungskogpleie	9
2.1.1 Datagrunnlaget	10
2.1.2 Estimert behov	11
2.1.3 Klimaeffekt av tiltaket	12
2.1.4 Kostnader	14
2.1.5 Barrierer for gjennomføring av tiltak	14
2.1.6 Betydning på naturmangfold og flerbruk	14
2.1.7 Referanser	15
2.2 Grøfterensk etter hogst	16
2.2.1 Beskrivelse av arealet	17
2.2.2 Klimaeffekt av tiltaket	18
2.2.3 Kostnader	21
2.2.4 Barrierer for gjennomføring av tiltak	21
2.2.5 Betydning for naturmangfold	21
2.2.6 Referanser	22
2.3 Begrense beiteskader av hjortevilt	23
2.3.1 Beiteskader av hjortevilt	23
2.3.2 Klimaeffekt av å redusere beiteskader	24
2.3.3 Mulige tiltak	25
2.3.4 Kostnader og barrierer knyttet til implementering av tiltak	26
2.3.5 Oppsummering	27
2.3.6 Betydning på naturmangfold	27
2.3.7 Referanser	28
2.4 Forebygge insektskader	29
2.4.1 Insektskader og klimaendringer	29
2.4.2 Beskrivelse av konkrete tiltak	30
2.4.3 Klimaeffekt av tiltak	31
2.4.4 Kostnader	33
2.4.5 Barrierer for gjennomføring av tiltak	33
2.4.6 Betydning for naturmangfold	33
2.4.7 Referanser	34
2.5 Råtebekjempelse ved hogst av gran	35
2.5.1 Tiltak	35
2.5.2 Klimaeffekt av tiltak	36
2.5.3 Kostnader	37
2.5.4 Barrierer for gjennomføring av tiltak	37
2.5.5 Betydning for naturmangfold	38
2.5.6 Referanser	38
2.6 Øke stormstabilitet	40
2.6.1 Aktuelle tiltak	40
2.6.2 Kortsiktige tiltak	40

2.6.3	Langsiktige tiltak.....	41
2.6.4	Klimaeffekt av stormskader	42
2.6.5	Kostnader	43
2.6.6	Barrierer for gjennomføring av tiltak	44
2.6.7	Betydning for naturmangfold.....	44
2.6.8	Referanser	44
2.7	Skogbrannbekjempelse og forebyggende skogskjøtsel.....	45
2.7.1	Bakgrunn	45
2.7.2	Skogbrannbekjempelse	46
2.7.3	Betydning for naturmangfold ved effektiv slokking av skogbranner	46
2.7.4	Forebygging gjennom skogskjøtsel	46
2.7.5	Betydning for naturmangfold av forebyggende skogskjøtsel	47
2.7.6	Klimaeffekter av skogbrann	47
2.7.7	Referanser	48
3	Tidligere vurderte tiltak.....	50
3.1	Økt plantetetthet.....	50
3.1.1	Innledning	50
3.1.2	Dagens regelverk og tilskuddsordning	51
3.1.3	Oppdatering av kunnskapsgrunnlaget jf. M-386.....	52
3.1.4	Vurdering av restpotensial	53
3.1.5	Referanser	53
3.2	Skogplanteforedling	55
3.2.1	Innledning	55
3.2.2	Dagens regelverk og tilskuddsordning	55
3.2.3	Oppdatering av kunnskapsgrunnlaget jf. M-386.....	55
3.2.4	Vurdering av restpotensial	57
3.2.5	Referanser	59
3.3	Nitrogengjødsling	61
3.3.1	Innledning	61
3.3.2	Dagens regelverk og tilskuddsordning	61
3.3.3	Oppdatering av kunnskapsgrunnlaget jf. M-386.....	62
3.3.4	Vurdering av restpotensial	62
3.3.5	Referanser	63
3.4	Askegjødsling.....	64
3.4.1	Innledning	64
3.4.2	Dagens regelverk og tilskuddsordning	64
3.4.3	Oppdatering av kunnskapsgrunnlaget jf. M-174.....	64
3.4.4	Referanser	65
3.5	Høsting av GROT.....	66
3.5.1	Innledning	66
3.5.2	Dagens regelverk og tidligere tilskuddsordning.....	66
3.5.3	Oppdatering av kunnskapsgrunnlaget jf. M-386.....	66
3.5.4	Referanser	67
3.6	Markberedning	69
3.6.1	Innledning	69
3.6.2	Dagens regelverk og tilskuddsordning	69
3.6.3	Oppdatering av kunnskapsgrunnlaget jf. M-386.....	70

3.6.4 Referanser	70
4 Framskrivning implementerte tiltak	72
4.1 Innledning	72
4.2 Materiale og metoder	72
4.2.1 Hogst	72
4.2.2 Tiltakene – forutsetninger for vurdering av restpotensial	74
4.3 Resultater	74
4.3.1 Tettere planting og oppfyllelse av foryngelsesplikten	75
4.3.2 Skogplanteforedling	76
4.3.3 Nitrogengjødsling	77
4.4 Diskusjon	78
4.4.1 Usikkerhet	78
4.4.2 Karbonbeholdninger	78
4.4.3 Sammenlikning med business-as-usual scenariet	79
4.4.4 Plantetetthet og oppfyllelse av foryngelsesplikten	81
4.4.5 Areal egnet for gjødsling som klimatiltak og klimaeffekt	81
4.5 Referanser	83
5 Noen betraktninger rundt samspillseffekter	84
5.1 Referanser	84
VEDLEGG 1 Avtale om konsulentbistand	85
VEDLEGG 2 Tabeller	87

1 Innledning

Skogen i Norge har et årlig netto opptak i underkant av 30 mill. tonn CO₂ (Miljødirektoratet mfl. 2019). Opptaket påvirkes av forvaltningen av skogarealene, både gjennom endringer i totalarealet (avskoging og påskoging), og forvaltningen av de eksisterende skogarealene. I denne rapporten presenteres en første vurdering av syv klimatiltak som ikke tidligere er utredet, en kunnskapsoppdatering av noen tidligere utredede klimatiltak, og en framskrivning av mulige effekter av ulike nivå på implementerte tiltak. Rapporten er skrevet på bestilling fra Landbruksdirektoratet og Miljødirektoratet, og det er direktoratene som har gjort utvalget av tiltak. Dette er på ingen måte noen helhetlig gjennomgang av mulige klimatiltak i skogbruket, men et første steg på veien for å øke kunnskapsnivået om noen av de tiltakene som kan være aktuelle.

Blant de «nye» tiltakene er flere som i stor grad er klimatilpasningstiltak, og som har sitt potensial først og fremst i å redusere fremtidige utslipp, fremfor å øke opptaket i seg selv. Selv om klimaendringene kan bringe med seg bedre vekstforhold for mange trær, med høyere temperaturer og mer nedbør, så bringer de også en økt risiko. I rapporten «Skogbehandling for verdiproduksjon i et klima i endring» (Søgaard mfl. 2017) beskrives en rekke tilpasninger i skogbruket for å kunne opprettholde verdiproduksjonen. I mange tilfeller vil dette kunne være samsvarende med tiltak for å motvirke klimaendringer, men ikke alltid.

Verken i Søgaard mfl. (2017) eller i denne rapporten går vi detaljert inn i de risikovurderinger som kan eller bør gjøres på bestandsnivå og på landskapsnivå, og vi problematiserer heller ikke rundt risikominimering og risikospredning i skogeiers strategiske valg.

Et aspekt ved klimatiltak som tidligere har vært lite belyst er de samspillseffekter som finnes. Tiltakseffekten vil påvirkes av gjennomføring av andre tiltak. Et nærliggende eksempel er betydningen av forsterket oppfylling av foryngelsesplikten om det gir mer planting, og samtidig høyere grad av foredlet plantemateriale og tettere planting på de arealene som plantes. Tilsvarende vil hogstnivå og hvilke bestand som prioriteres for hogst påvirke både omfang og hvilke arealer som er tilgjengelig for foryngelse. Denne rapporten er et første steg i en kartlegging av noen klimatiltak som ikke tidligere har vært utredet, og de er analysert enkeltvis uten å ta høyde for eventuelle samspillseffekter. I et oppsummerende kapittel avslutningsvis peker vi imidlertid på noen samspillseffekter.

I denne rapporten er fokus på betydning av klimatiltak innen arealbrukssektoren. Her vil primært endringer i årlig netto opptak av karbon på skogarealene fanges opp. Mange av tiltakene vil imidlertid ha stor betydning for kvaliteten på virket, noe som vil ha betydning for hvilken substitusjonseffekt en kan få av avvirket volum. Selv om substitusjonseffekter fanges opp i andre sektorer, så har vi påpekt betydning av skader / reduserte skader på potensialet for substitusjon der dette er relevant.

Vi har også forsøksvis hatt fokus på klimaeffekten slik den vil fanges opp i klimagassregnskapet, og vi problematiserer litt rundt dette blant annet knyttet til skader etter ulike forstyrrelser. Det vil gjerne være slik at etter store skader, for eksempel en skogbrann eller større stormfelling, så vil hogst flyttes til de utsatte områdene. Betydningen i klimagassregnskapet blir således ikke nødvendigvis tilsvarende det totale skadeomfanget.

2 Mulige nye tiltak

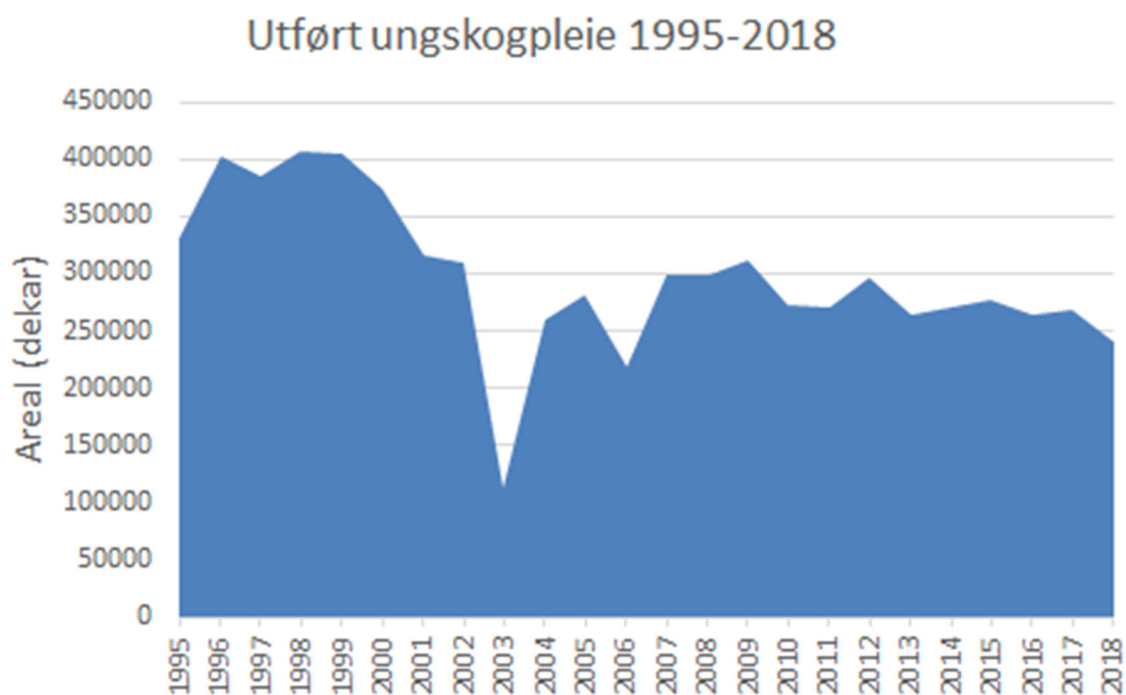
2.1 Ungskogpleie

Ungskogpleie er et samlebegrep for tiltak som gjøres i etablert skog, men før trærne har vokst seg store nok til å gi nyttbart virke. Hensikten er å påvirke den videre utviklingen til skogbestandet i ønsket retning (vanligvis med henblikk på optimal verdiproduksjon), ved å regulere treslagssammensetningen og tretettheten slik at en gir best mulig utviklingsmuligheter for de trærne som kan gi best kvalitet og høyest produksjon på det aktuelle arealet. Etter utført ungskogpleie skal skogen kunne vokse uten ytterligere inngrep frem til eventuelle tynninger med uttak av nyttbart virke, eller frem til sluttavvirkning der en velger tynningsfritt skogbruk. Utført ungskogpleie vil også føre til at driftskostnadene blir lavere ved etterfølgende tynning(er) og sluttavvirkning. Dette fordi produktiviteten til hogstmaskiner i stor grad påvirkes av trærnes størrelse. Når volumet som skal hogges er fordelt på færre, men større trær, blir driftskostnadene per m³ lavere.

Avhengig av utgangssituasjonen (for eksempel tretetthet, treslag og trærnes romlige fordeling) vil inngrepet kunne ta form av enten en ren avstandsregulering, eventuelt som et ryddingsinngrep der en først og fremst fjerner uønskede treslag som konkurrerer med de ønskede fremtidstrærne om lys, vann og næring. Ofte vil inngrepet innebære en kombinasjon av disse, ved at en både fjerner uønskede konkurrenter (som oftest lauvtrær) og samtidig sørger for en passe avstand mellom de trærne en ønsker å satse videre på. Utført ungskogpleie vil også være gunstig med tanke på stabiliteten til trærne, siden deres motstandskraft mot vind- og snøbrekkskader i stor grad formes mens de fortsatt er unge. Viktig her er at man gjennom ungskogpleien legger til rette for at trærne utvikler et stort rotsystem, en symmetrisk krone og et høyt diameter-høyde forhold. Utføring av ungskogpleie vil dermed også redusere sannsynligheten for klimabetingede skader senere i omløpet.

Ungskogpleie utføres gjerne når trærne er mellom 3-6 meter høye (overhøyde); det vil si når skogen er i hogstklasse 2. Men inngrep både når trærne er høyere og lavere enn dette kan også gi et bra resultat. I noen tilfeller (høy bonitet hvor det gjerne kommer et tett oppslag av stubbeskudd fra lauvtrærne etter rydding) kan det være nødvendig med to eller flere inngrep som da gjennomføres med noen års mellomrom (Andersson og Björkdahl 1984).

I perioden etter 1995 har det årlige arealet med utført ungskogpleie stort sett variert mellom 250 og 400 000 dekar (figur 1). En kan merke seg den betydelige reduksjonen rundt årtusenskiftet og det eksepsjonelt lave omfanget i 2003, da tilskuddet til ungskogpleie ble fjernet. Etter gjeninnføring av tilskuddsordningen har aktiviteten igjen tatt seg opp, men har siden ligget på et betydelig lavere nivå enn i perioden før 2003.



Figur 1. Utført ungskogpleie 1995-2018. Statistikken omfatter ungskogpleie der deler av kostnadene er dekket med skogfondsmidler og/eller offentlige tilskudd. Kilde: Statistisk Sentralbyrå.

2.1.1 Datagrunnlaget

Det er her forsøkt å kvantifisere hvor store arealer som er aktuelle for ungskogpleie de nærmeste årene. Vi har tatt utgangspunkt i registreringene til Landsskogtakseringen, hvor en i hogstklasse 1 og 2 registrerer følgende variabler for skogbestandet der prøveflata ligger (Viken 2019):

- Totalt treantall fordelt på bar- og lauvtrær
- Middelhøyde for henholdsvis bar- lauvtrær
- Middelhøyden til fremtidstrærne

Vi forutsetter at ungskogpleie vil være aktuelt i følgende situasjoner:

- Når det er et betydelig antall trær som er høyere enn de fremtidstrærne en ønsker å satse på
- Når den totale tretettheten er høy, forutsatt at fremtidstrærne er lavere eller omtrent like høye som den gjennomsnittlige trehøyden i bestandet

Med fremtidstrær menes de trærne som taksator i felt vurderer at vil bli satt igjen etter en tenkt avstandsregulering, eventuelt alle trærne dersom avstandsregulering/ungskogpleie allerede er utført.

Vi har brukt følgende formel som uttrykk for høydedifferansen mellom fremtidstrærne og konkurrentene:

$$\text{Høydedifferanse} = \text{middelshøyde for totalt treantall} - \text{middelshøyde fremtidstrær}$$

Positive differanser vil med dette beskrive en situasjon hvor fremtidstrærne er mindre enn flertallet av de konkurrerende trærne, mens negative verdier tilsvarer en tilstand der de fleste konkurrentene er mindre enn de trærne en vil satse på, og dermed i liten grad påvirker utviklingen til disse. Med dette som utgangspunkt og med opplysninger om den totale tretettheten per dekar, har vi noe skjematisk «rangert» arealene med hensyn på antatt behov for ungskogpleie (tabell 1). Kombinasjoner av

treantall per dekar og høydedifferanser som er farget med grønt forutsetter vi at er arealer hvor det ikke er behov for ungsogpleie, mens de oransje kombinasjonene er arealer hvor vi anser det som usikkert om det er et behov. Kombinasjoner farget med rødt er ment å indikere arealer med et umiddelbart eller snarlig (innen 5 år) behov. Ved å sammenholde størrelsen av denne kategorien med aktivitetsstatistikk (figur 1) og årlig hogstareal, kan en også få et holdepunkt for hvor store arealer som har et etterslep innen ungsogpleie.

Datamaterialet som er benyttet er fra registreringene som ble utført av Landsskogtakseringen i femårsperioden 2013-2017, og vi har avgrenset til kun å vise til resultater og arealtall for gran- og furuskog.

Tabell 1. Klassifisering av arealene etter antatt behov for ungsogpleie, med utgangspunkt i kombinasjoner av totalt treantall per dekar og høydedifferansen mellom alle trærne i bestandet og fremtidstrærne. Grønt = ikke behov, oransje = usikkert behov, rødt = klart behov (umiddelbart eller senest innen 5 år).

Høyde- differanse (m)	Totalt treantall per dekar				
	≤200	200-299	300-399	400-499	≥500
≥ 2					
1 → 1,9					
0 → 0,9					
-1 → -0,1					
-2 → -1,1					
< -2					

2.1.2 Estimert behov

Av et samlet barskogareal¹ i hogstklasse 1 og 2 på drøyt 10 millioner dekar (tabell 2) har vi med de ovenfor nevnte kriteriene estimert at det er et klart behov for ungsogpleie på om lag 970 000 dekar, tilsvarende 7,1 prosent av det totale ungsogarealet i barskog. I granskog er andelen med klart behov relativt sett høyest på de beste bonitetene, mens det ikke er en tilsvarende trend i furuskog (tabell 2). Kategorien «usikker» utgjør hhv. 4,45 millioner dekar (43,6 %), mens "uten behov" utgjør om lag like stort areal (4,77 millioner dekar, 45,8 %). Med disse forutsetningene får en at arealene med hhv. klart behov og usikkert behov er i størrelsesorden 3-4 og 19 ganger større enn det årlige arealet som ungsogpleies i dag. Spennvidden i disse anslagene er vid, og det er sannsynlig at en mer inngående analyse av datamaterialet enn det det har vært tid til i dette oppdraget kunne ha redusert usikkerheten en del. Vi har her valgt å være konservative, og med de kriterier vi har brukt for å «identifisere» arealer med et klart behov, må det arealet vi har estimert anses som et absolutt minimum.

Data fra Landsskogtakseringen og fra den årlige Resultatkartleggingen (som gjennomføres av kommunal skogbruksmyndighet) viser at det årlige hogstarealet (sluttavvirkning) i Norge i en årrekke har ligget relativt stabilt på rundt 400 000 dekar. Dersom en forutsetter at det på ethvert areal som avvirkes med flatehogst eller frøtrestillingshogst som et minimum vil bli behov for minst én runde med ungsogpleie (i granskog på høy bonitet vil det ofte være behov for minst to inngrep), tilsier dette et årlig behov som er i samme størrelsesorden som det totale arealet som avvirkes. Ut fra statistikk publisert av SSB og gjengitt i figur 1, fremgår det at det årlige omfanget av ungsogpleie i tiårsperioden 2009-2018 i gjennomsnitt har vært på 273 500 dekar. I samme periode har det årlige hogstarealet (sluttavvirkning) holdt seg relativt konstant på et nivå rundt 400 000 dekar (Kilde: Resultatkartlegging for skogbruk og miljø) Dette indikerer et betydelig etterslep i forhold til behovet.

¹ Arealer hvor aktuelt boniteringstreslag er gran eller furu.

For å komme ajour i en situasjon med et etterslep må innsatsen økes til et nivå som er høyere enn det årlige tilfanget av nye arealer i en periode.

Tabell 2. Areal i hogstklasse 1 og 2, fordelt på aktuelt boniteringstreslag. Utvalget omfatter kun prøveflater hvor boniteten er middels eller høy (H40 = 11-26). Samlet areal er derfor en del lavere enn det totale arealet i tabell 1.

Bonitet (H40)	Behov	Granskog		Furuskog		Barskog totalt	
		Areal (dekar)	%	Areal (dekar)	%	Areal (dekar)	%
Høy (17-26)	Ikke behov	775 970	44,2	63 990	44,1	800 300	42,1
	Usikker	644 390	36,7	72 100	49,7	756 140	39,8
	Behov	335 260	19,1	9 010	6,2	344 270	18,1
	SUM	1 755 610	100	145 100	100	1 900 710	100
Middels (11-14)	Ikke behov	1 947 580	51,6	666 000	37,3	2 415 300	43,4
	Usikker	1 518 590	40,2	980 550	54,9	2 697 410	48,5
	Behov	311 830	8,3	140 590	7,9	452 420	8,1
	SUM	3 777 990	100	1 787 140	100	5 565 130	100
Lav (6-11)	Ikke behov	579 400	55,5	973 300	57,8	1 552 690	56,9
	Usikker	394 640	37,8	605 580	40,0	1 000 220	36,7
	Behov	69 400	6,7	105 440	6,3	174 840	6,4
	SUM	1 043 400	100	1 684 330	100	2 727 760	100
Totalt	Ikke behov	3 302 940	50,2	1 703 280	47,1	4 768 290	46,8
	Usikker	2 557 610	38,9	1 658 230	45,9	4 453 770	43,7
	Behov	716 480	10,9	255 050	7,1	971 530	9,5
	SUM	6 577 030	100	361 6560	100	10 193 600	100

2.1.3 Klimaeffekt av tiltaket

For å beregne klimaeffekten av å øke ungskogpleieaktiviteten legger vi til grunn et ambisjonsnivå der en ønsker å komme ajour i forhold til dagens etterslep i løpet av fem år, og samtidig legger omfanget på et nivå der en også årlig behandler nye arealer som kommer til.

Etterslepet per i dag er estimert med utgangspunkt i arealtall fra tabell 2, og vi forutsetter at dette omfatter alle arealer med klart behov og i tillegg 30 prosent av arealet som er vurdert som usikkert med hensyn på behov (971 530 + 1 339 200 dekar), til sammen 2 307 670 dekar. Fordelt over fem år får vi da litt over 460 000 dekar med "etterslepsareal" som må behandles hvert år i perioden.

Vi forutsetter i tillegg behandling av et årlig areal som vi antar vokser inn i behandlingsklar tilstand (400 000 dekar), fratrasket det arealet som uansett behandles i dag. Dette antas å utgjøre 126 500 dekar (400 000 dekar minus 273 500 dekar). Det totale arealet som vi forutsetter at behandles årlig utover normal aktivitet frem til det estimerte etterslepet er tatt inn etter fem år omfatter dermed 588 000 dekar. I dette scenarioet blir det totale arealet som behandles i femårsperioden dermed om lag det tredobbelte av dagens nivå.

Klimaeffekten av å utføre ungskogpleie på disse arealene i et slikt scenario er estimert med følgende forutsetninger:

- For lav, middels og høy bonitet er det forutsatt årlig middeltilvekst (uten forsinket utvikling) på hhv. 0,2, 0,4, og 1,0 kubikkmeter per dekar

- Vi legger til grunn to ulike mulighetsrom når det gjelder hvor mye tilveksten reduseres over et omløp når det ikke gjennomføres ungskogpleie - henholdsvis 10 og 30 prosent²
- Vi antar samme fordeling med hensyn på bonitet på de nye arealene som vokser inn i behandlingsklar alder som fordelingen i tabell 2
- Ved omregning av meropptaket per produsert kubikkmeter stammevirke til CO₂-ekvivalenter har vi forutsatt tørrvekt (densitet) 380 kg per m³ og et karboninnhold i biomassen på 50%.
- Ved omregning fra tonn karbon til tonn til CO₂ er det benyttet en multiplikasjonsfaktor lik 44/12
- Det estimerte meropptaket omfatter kun opptaket i stammevirke, ikke øvrige biomassefraksjoner

Med disse forutsetningene får vi at den skisserte innsatsen over en femårsperiode frem til dagens etterslep er tatt inn gir et økt opptak på 98 000 tonn CO₂-ekvivalenter dersom en forutsetter at omløpstiden øker med 10 prosent uten ungskogpleie. Ved en økning av omløpstiden på 30 prosent blir det tilsvarende meropptaket på 249 500 tonn. Dette utgjør videre et meropptak på henholdsvis 0,33 og 0,85 tonn CO₂-ekvivalenter per hektar og år. Med forutsetning om en gjennomsnittlig omløpstid (med ungskogpleie) på 80 år for de aktuelle arealene, blir da samlet meropptak frem til år 2100 på 1,57 millioner tonn for alternativet der vi antar 10 prosent økning av omløpstiden, og 3,99 millioner tonn ved 30 prosent økning. En fortsatt høy innsats utover dagens nivå etter at det estimerte etterslepet er tatt inn vil også gi en betydelig tilleggseffekt, men er ikke estimert her.

Det er grunn til å bemerke at disse anslagene må betraktes som foreløpige, og kun vist for å indikere effektens størrelsesorden. Modellbaserte simuleringer vil kunne gi et mere presist estimat, men det har det ikke vært mulig å gjennomføre innenfor tidsrammen av dette oppdraget.

Det må også fremheves at grunnlaget vårt for å estimere hvor mye opptaket reduseres ved å ikke gjennomføre ungskogpleie er noe mangelfullt. Dette skyldes dels at det er få norske avstandsreguleringsforsøk av eldre dato hvor en har kontrollruter som har stått helt urørt. Samtidig er det stor variasjonen i utgangstilstand i ungskogen, både med hensyn på tetthet og treslagssammensetning. Dette vil i sin tur gi seg utslag i en varierende respons på ungskogpleie. Eksempelvis vil vi ut fra dagens kunnskap kunne forvente en stor effekt på biomasseproduksjonen i ungskog der en ut fra boniteten på arealet ønsker å satse på gran, når granforyngelsen er sterkt hemmet av pionerarter (bjørk o.a.) med rask ungdomsvekst (Braathe 1988, Brække og Granhus 2001). På den andre siden kan en vente noe negativ effekt på biomasseproduksjonen ved å regulere ned tettheten i tette, ensartede bestand uten særlig oppslag av pionerarter. Mellom disse ytterpunktene vil det være andre kombinasjoner med hensyn på treslagsfordeling og tetthet som gjør det vanskelig å generalisere, noe som gjør at vi har valgt å estimere effekten med to ulike forutsetninger for omløpstid ved manglende ungskogpleie.

Uavhengig av treslagssammensetning kan en forvente en positiv effekt på størrelsen (diameter) på de trærne som høstes ved sluttavvirkning når konkurransen mellom trærne reduseres. Dette vil føre til at en større andel av biomassen som høstes forventes å ha dimensjoner for sagtømmer. Effekten av ungskogpleie på virkeskvalitet vurderes også som positiv både ved at kvalitativt dårlige trær selekteres ut i ungskogpleien, og ved at trærne raskere når dimensjoner der de kan benyttes til sagtømmer. Klimaeffekten av økt volum sagtømmer og en generell kvalitetsforbedring gjennom potensielt økt substitusjonseffekt er imidlertid ikke vurdert nærmere her.

Effektene av ungskogpleie med hensyn til trærnes motstandskraft mot vind- og snøbrekkskader er et ytterligere moment som drøftes nærmere i kapittel 2.6 [Øke stormstabilitet](#).

² I beregningene har vi her lagt til grunn hhv. 10 og 30 % økning av omløpstiden.

Det meropptaket vi har estimert er gjennomsnittlig årlig meropptak sett over et helt omløp. Det vil kreve mer grundige modellbaserte analyser å estimere effekten fordelt på hhv. 2030, 2050 og 2100. Generelt kan en si at siden trærnes vekst under norske forhold er forholdsvis lav, og fordi en også får et visst utslipp fra de trærne som felles og blir liggende igjen i skogen, kan det ikke forventes et meropptak innen en så vidt kort tidshorisont som frem til 2030. Effekten på det årlige opptaket vil først slå inn senere, men frem mot 2050 vil effekten være desto større.

Å regulere lauvet til en lavskjerm som senere tas ut, kan øke totalproduksjonen. Lavskjerm med bjørk som klimatiltak er beskrevet i Søgaard mfl. (2015) og Miljødirektoratet (2015).

2.1.4 Kostnader

Statistikk publisert av Statistisk sentralbyrå (SSB) viser at kostnadene for ungskogpleie i 2018 i gjennomsnitt var på 418 kroner per dekar. Med denne kostnaden som utgangspunkt får vi en tiltakskostnad varierende fra kr 61 (30 % økt omløpstid) til kr 156 (10 % økt omløpstid) per ekstra tonn CO₂.

2.1.5 Barrierer for gjennomføring av tiltak

Det har vært relativt stort fokus fra skogeierorganisasjonenes side på å få opp aktiviteten i ungskogpleie. Forhold som kan antas å være aktivitetsbegrensende:

- Lang investeringshorisont – det tar lang tid før merinntektene kommer
- Manglende kunnskap hos en del skogeiere knyttet til de økonomiske og produksjonsmessige effektene av tiltaket
- Mangelfull kjennskap til behovet på den enkelte eiendom. Dette må antas å variere med den økonomiske betydningen av skogen for den enkelte skogeier og tilgangen på nyere skogbruksplaner lokalt
- Begrenset kapasitet til gjennomføring. Det vil kreves en vesentlig økt kapasitet for å håndtere den store mengden manuelt arbeid som det vil være behov for til å utføre ungskogpleie på alt etterslepsareal

Erfaringene fra begynnelsen på 2000-tallet, da tilskuddet til ungskogpleie ble midlertidig fjernet, viser at tilskudd har en klar effekt. Videre antar vi at et mer systematisk fokus på ungskogpleie fra det offentlige og private veiledningsapparatet i skogbruket vil kunne bidra til økt aktivitet. Det er formodentlig også av betydning at det gjerne går om lag 15 år mellom hver gang nye skogbruksplaner utarbeides for et område. Med den raske utviklingen i ungskog er dette, spesielt for større skogeiendommer, ikke optimalt for å kunne holde oversikt over behovet til enhver tid. Utvikling av fjernmålingsmetoder for å kartlegge arealer med ungskogpleiebehov vil kunne være til hjelp i så måte.

Tilgangen på kvalifisert arbeidskraft vil også være en vesentlig utfordring. Ungskogpleie med dagens dominerende motormanuelle metoder er arbeidsintensivt. Arbeidsprestasjonene i en relativt ny tidsstudie varierte mellom 0,42 og 5,14 effektive arbeidstimer per dekar (LeBel og Dubeau 2007). Dersom en forutsetter 1 500 effektive arbeidstimer per årsverk, og et tidsforbruk per dekar lik gjennomsnittet av disse ytterpunktene, vil det være et behov på rundt 1 800 ekstra årsverk bare for å ta unna arealet vi har estimert til å ha et klart behov for ungskogpleie (970 000 dekar).

2.1.6 Betydning på naturmangfold og flerbruk

Ungskogpleie vil kunne ha følgende effekter relatert til naturmangfold og flerbruk:

- Redusert innslag av ulike treslag på bestandsnivå, dersom diversitet i treslagsfordelingen ikke hensyntas spesielt ved gjennomføring av inngrepet

- Økt lystilgang til skogbunnen og dermed bedre betingelser for lite skyggetålende arter i felt- og bunnsjiktet
- Tiltaket vil på kort sikt kunne vanskeliggjøre allmenn ferdsel på grunn av liggende rydestammer/hogstavfallet, men vil på sikt legge til rette for lettere ferdsel (mer åpen skog)

2.1.7 Referanser

Miljødirektoratet 2015. Klimatiltak og utslippsbaner mot 2030. Kunnskapsgrunnlag for lavutslippsutvikling. Miljødirektoratet Rapport M-386. 322 s.

Andersson, S-O. og Björkdahl, G. 1984. Om björkstubbkottens höjdtutveckling i ungdomsskedet. Sveriges Skogsvårdsförbunds Tidskrift 82(3-4): 61-67.

Braathe, P. 1988. Utviklingen av gjenvekst med ulike blandingsforhold mellom bartrær og løvtrær –II. Rapport fra Norsk institutt for skogforskning 8: 1-50.

Brække, F.H. og Granhus, A. 2001. Ungskogpleie i naturlig forynget gran på middels og høy bonitet. Rapport fra skogforskningen 10: 1-24.

LeBel, L. G. og Dubeau, D. 2007. Predicting the productivity of motor-manual workers in precommercial thinning operations. Forestry Chronicle, 83 (2): 215-220.

Søgaard, G., Granhus, A., Gizachew, B., Clarke, N., Andreassen, K. og Eriksen, R. 2015. En vurdering av utvalgte skogtiltak - innspill på veien mot lavutslippssamfunnet. Oppdragsrapport fra Skog og landskap 02: 1-49.

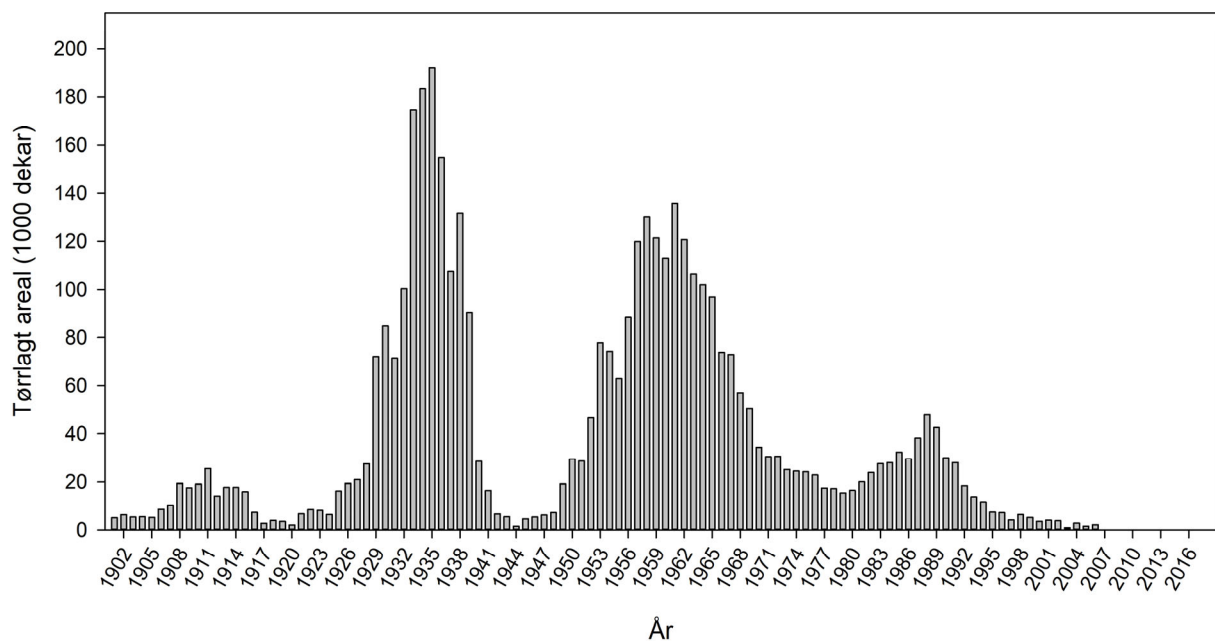
Viken, K.O. 2018. Landsskogtakseringens feltinstruks 2018. NIBIO BOK;4(6)

<https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2496902>

2.2 Grøfterensk etter hogst

Det har historisk sett vært en betydelig aktivitet knyttet til grøfting med tanke på skogproduksjon, og både eksisterende skogmark og myr har blitt drenert (figur 2). I følge foreløpige³ tall fra Landsskogtakseringen er det anslagsvis 2 700 km² skog med grøtfeilt (det vil si areal av skogbestand som er grøftet for å fremme skogproduksjonen, vanligvis gjennom et nett av side og avløpsgrøfter). Og det aller meste av dette er produktiv skog (93 %).

Det ble innført forbud mot nygrøfting av myr og sumpskog med sikte på skogproduksjon i 2006 (jf. §5 i Forskrift om bærekraftig skogbruk, med ikrafttredelse 1.7.2006). Slik at nye arealer med drenert organisk jord ikke vil komme til (annet enn ved gjengroing eller planting av tidligere drenerte arealer, som for eksempel jordbruksarealer). Det foregår fortsatt noe nygrøfting på mark som ikke er definert som myr/sumpskog, det vil si på fastmark der det kan skje en forsumping etter hogst. Det er imidlertid ikke tilgjengelig statistikk som sier noe om omfang av fastmarkgrøfting i areal (og etter 2010 heller ikke statistikk for kostnad).



Figur 2. Tørrlagt areal i dekar per år for perioden 1901 til 2016. Inkluderer både skogsmark (mineraljord og organisk jord), samt åpen og tresatt myr. For 1901 – 1945: Norges Offisielle Statistikk XI. 154. Skogstatistikk 1952. For 1946 – 1956: Norges Offisielle Statistikk XI. 347. Skogstatistikk 1953 - 1956. For 1962 – 1967: Norges Offisielle Statistikk XII. 256. Skogstatistikk 1968. For 1968 - 2018 03677: Skoggrøfting. Tørrlagt areal og grøftelengde (F) 1968 – 2018. Inkluderer tørrlagt skogsmark, næringsrik tilsigsmyr, svakt tilsigspreget myr og rein nedbørsmyr (i gjennomsnitt utgjorde disse henholdsvis 48, 28, 21 og 3 % av arealet tørrlagt).

Etter hogst vil det på noen typer arealer bli midlertidig høyere grunnvannsnivå. Jamfør Skogkurs (2019) vil grunnvannet på disse arealene ofte stå 5-10 cm under markoverflata i vekstsesongen etter hogst. Dette reduserer mulighetene til god foryngelse og skogproduksjon.

Hvordan grøfting kan utføres er beskrevet i norm for grøfting etter hogst på skogsmark utarbeidet av Skogkurs april 2019 (Bjørnstad 2019).

³ Estimert basert på registreringer på 3/5 av Landsskogtakseringens prøveflater i skog. Data for alle prøveflater forventes å være klare i 2021.

2.2.1 Beskrivelse av arealet

Det gjennomføres en registrering av grøfter og grøftenes tilstand på alle Landsskogtakseringens prøveflater i skog og på myr. Dette ble påbegynt i 2016, og presentasjonen her er basert på et foreløpig datasett basert på at 3/5 av prøveflatene er registrert (2016 – 18). Det er altså et begrenset utvalg som ligger bak, og tallene må kun sees på som en indikasjon på fordelinger. Det som presenteres her inkluderer kun arealer med produktiv skog (altså ikke uproduktiv skog, tresatte eller åpne arealer).

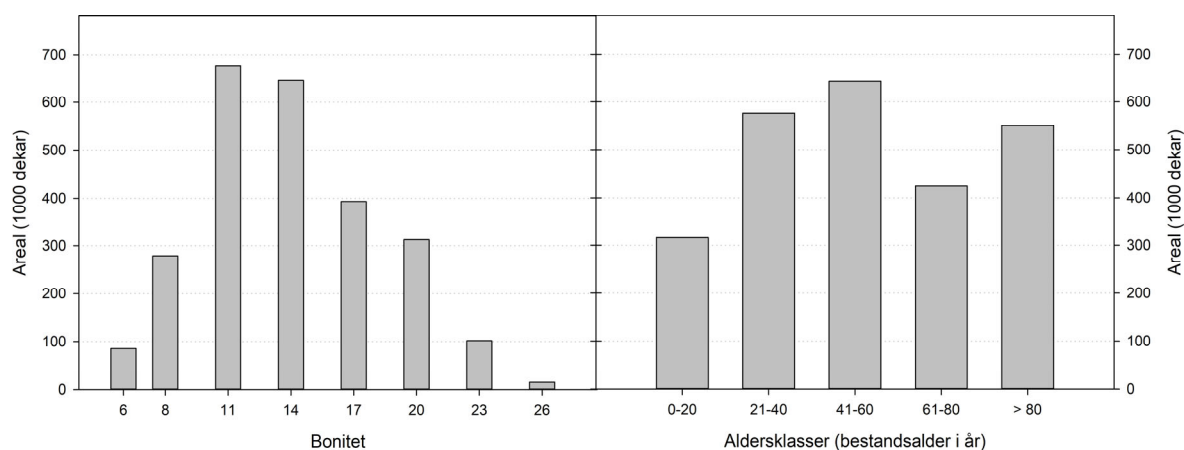
Det som ligger bak tallene presentert her er der hvor det er registrert at det er et grøftesystem. Et grøftesystem består av 2 eller flere grøfter der hensikt og/eller funksjon til grøftene er å drenere ett areal. Ofte vil et grøftesystem bestå av sidegrøfter og avløpsgrøfter, men det kan også bestå av bare en av typene.

Arealer med avskjæringsgrøft (det vil si at det er en enkelt grøft som har en dreneringseffekt for arealet nedenfor grøften) er ikke inkludert. Likeledes er areal med grøfter som er etablert for andre formål, for eksempel veigrøfter eller grøfter tilgrensende jordbruksarealer som ikke er etablert for å drenere det angjeldende bestandet registreres, heller ikke inkludert i statistikken som presenteres her.

Det meste av arealet (67 %) er på mineraljord, mens 33 % er på organisk jord.

Arealet som er drenert består i all hovedsak av midlere og gode boniteter (figur 3), og over 50 % av arealet er på middels bonitet (11 og 14). Kun i underkant av 15 % er lave boniteter (6 og 8).

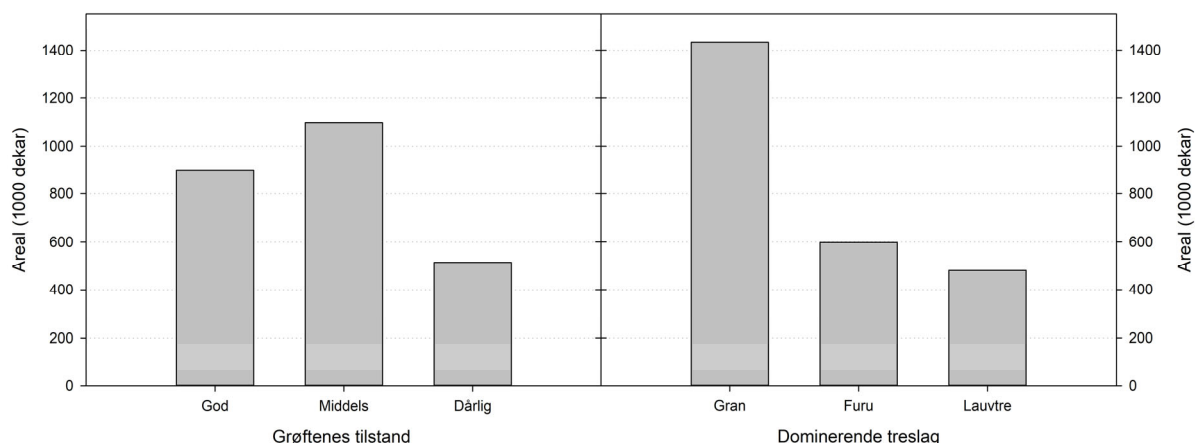
Arealet fordeler seg over alle aldersklasser (figur 3). Nedre aldersgrense for h.kl. V er fra 60 til 100 år for de dominerende bonitetene (middels og høy), og nedre aldersgrense for h.kl. IV er 40 til 70 år. Om lag 65 % av *det drenerte* arealet med produktiv skog er over 40 år, og en kan derfor anta at en betydelig del av arealet er hogstmodent eller nær hogstmodent.



Figur 3. Bonitetsfordeling (venstre) og aldersklassefordeling (høyre) i produktiv skog som er grøftet.

Grøftenes tilstand er fordelt i tre klasser, god, middels og dårlig basert på registrering i felt. Tilstanden har sammenheng med hvor dypt grøftene er gravet, og grad av sammenrasing og gjengroing. For å oppnå optimal vekst er det nødvendig å senke grunnvannet til 30-40 cm under markoverflata. Vurdering av dybde, skråning og bredde i bunn for å oppnå dette vil variere med jordbunnsforhold og grøftetype. (Landsskogtakseringens feltinstruks 2018). Basert på registreringer utført ved inventering (2016 – 2018) så ser en at grøftene stort sett har middels eller god tilstand, det vil si at de kan ha noe dreneringseffekt (figur 4). Om lag 21 % har dårlig tilstand, og marginal eller ingen dreneringseffekt. Dette er tilstand før eventuell hogst, og grøftenes tilstand kan påvirkes av hogstinnngrepet.

Gran er dominerende treslag på 57 % av arealet, furu på 24 % og lauvtrær på 19 % (figur 4).



Figur 4. Grøftetilstand vurdert i felt av taksator ved sist inventering (venstre), og treslagsfordeling (høyre) i produktiv skog som er grøftet.

Jamfør Resultatkartleggingen for skogbruk og miljø (Granhus og Eriksen 2017) ble det i perioden 2010 - 2016 utført suppleringsgrøfting eller grøfterensk på i gjennomsnitt 6,2 prosent av foryngelsesarealet. Mens arealet hvor tiltaket ble vurdert som aktuelt dekket ytterligere 4,0 prosent. Det ble konkludert med at «Resultatene sett over perioden 2010-2016 tyder på at behovet for vedlikehold/utbedring av eksisterende grøftfelt inkludert suppleringsgrøfting er betydelig høyere enn de faktisk utførte tiltak.»

I henhold til Resultatkartleggingen har det årlige hogstarealet (foryngelseshogst) variert mellom 342 000 og 526 000 dekar i perioden 1991/92 til 2016 (Granhus mfl. 2018). I de senere årene har arealet ligget omkring 450 000 dekar. Dersom en legger til grunn at 10 % av dette har behov for grøfterensk og/eller suppleringsgrøfting (basert på Granhus og Eriksen sitert tidligere), innebærer det et areal på om lag 45 000 dekar årlig med behov for grøfterensk.

2.2.2 Klimaeffekt av tiltaket

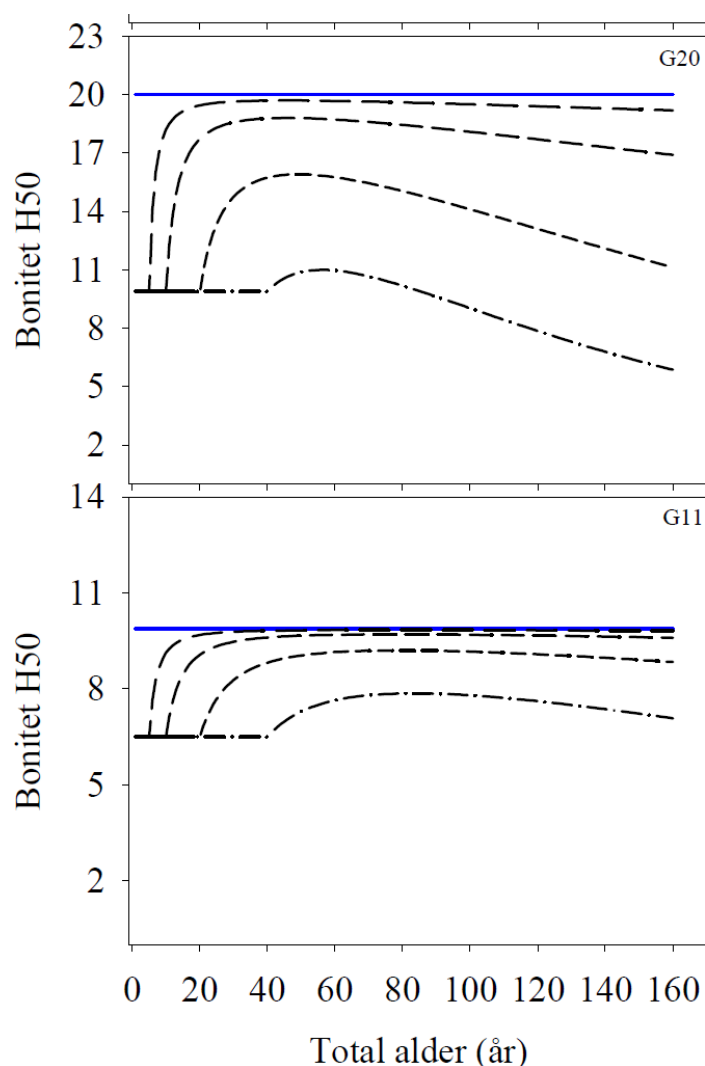
2.2.2.1 Bakgrunn

Klimaeffekten vil avhenge av hvilken effekt en får av utført grøfterensk og suppleringsgrøfting. Det er ikke gitt at alt grøftet areal som avvirkes har behov for grøfterensk og suppleringsgrøfting etter hogst, og det vil variere om effekten er kortvarig eller gir en permanent bonitetsheving på arealet.

Kvaalen (2019) skriver «Når skogen hogges vil vannforbruket i vegetasjonen gå mye ned og grunnvann-standen vil stige. Undersøkelser tyder på at det er først når bestandsvolumet kommer over 100 kubikkmeter per hektar at trærnes transpirasjon trekker ut så mye vann at senkning av grunnvannstanden gjennom grøfting ikke lenger vil øke veksten (Sikström og Hökkä 2016). Å bygge opp ett volum på 100 kubikkmeter tar femten til sytti år avhengig av bonitet, plantetall og hvor mye naturlig foryngelse det er. Dette innebærer at høyere grunnvannstand etter hogst kan forsinke veksten i foryngelsen i mange tiår. Dermed blir det et spørsmål om man i samband med hogsten kan ha økonomisk nytte av å renske grøftene før det etableres ny skog. Svaret på dette avhenger selvsagt av hvor mye veksten forsinkes og hvor stort produksjonspotensialet er.»

Vi har ingen norske feltforsøk som belyser denne effekten, og vi baserer oss her på en teoretisk tilnærming basert på Kvaalen (2019). Studien er basert på at konsekvensen av forsinket høydevekst de første årene i bestandens liv er at trærne får lavere høyde ved en gitt alder senere i livet enn de ellers ville hatt (selv om høydeveksten tar seg opp til normalt nivå etter forsinkelsen). Noe som medfører at boniteten utfra høyde og alder blir satt til lavere verdier enn det ville blitt dersom bestandet var blitt drenert etter hogst. Bonitetsreduksjonen av redusert vekst tilsvarende G11 i et G20 og G8 i et bestand

som normalt ville hatt en G11 bonitet er illustrert i figur 5 for ulike perioder med forsinkelse av veksten.



Figur 5. Virkning av forsinket høydevekst tilsvarende G11 (øvre del) eller G8 (nedre del). Heltrukket rett linje er 0 års forsinkelse, deretter 5, 10, 20, eller 40 år forsinket vekst. Boniteten er oppgitt som overhøyde ved 50 års totalalder der den reelle boniteten er G20 (øvre del) eller G11 (nedre del). Boniteten er regnet med Nord Larsen mfl. (2009) sin funksjon for plantet gran i Danmark (fra Kvaalen 2019).

2.2.2.2 Metode

Vi har lagt til grunn at vedlikehold av dreneringen gjennom grøfterensk og/eller suppleringsgrøfting etter hogst vil gi en heving med en bonitetsklasse sammenliknet med om en ikke gjennomfører dreneringstiltak etter hogst, og har tatt utgangspunkt i forskjellen mellom bonitetsklassene G11 og G14 da det er de to dominerende bonitetsklassene og gran er dominerende treslag på størstedelen av arealet.

Det presiseres at dette er en veldig enkel tilnærming, som ikke bygger på faktisk empiri fra feltforsøk, men som kan gi en indikasjon på en mulig størrelsesorden på gjennomføring av tiltaket.

Som figur 2 illustrerer så har arealet som er tørrlagt variert relativt mye mellom år, og dagens størrelsesorden på foryngelsesareal med dreneringsbehov vil ikke være representativt for arealet på lengre sikt. Vi har tatt utgangspunkt i fordelingen på de Landsskogflater som har registrert grøfter,

med areal som kommer inn i h.kl. V i kommende 5 årsperioder, og at det arealet som er i h.kl. V per i dag avvirkes likt fordelt over de første 20 årene. Dette gir noe årlig variasjon, men generelt en gradvis reduksjon i årlig foryngelsesareal med grøfter over de kommende 80 årene (frem til 2100).

Volumproduksjon i henholdsvis G11 og G14 er basert på Gizachew mfl. (2012), og omregning til biomasse er basert på ekspansjonsfaktorer fra Viken (2012). Biomasse er omregnet til CO₂ ved å multiplisere med 0,5*(44/12).

2.2.2.3 Resultat

Tiltaket gir ingen effekt på kort sikt, men kan potensielt gi en ikke ubetydelig effekt på lengre sikt. Eksemplet med økt tilvekst tilsvarende en økning fra G11 til G14 på alt foryngelsesareal som tidligere er grøftet gir potensielt en årlig effekt på 4,8 mill. tonn CO₂ i året mot slutten av perioden i form av økt netto opptak i levende biomasse (tabell 3).

Dette er et teoretisk eksempel, basert på et gitt sett med forutsetninger. Det er ikke kjent om dette vil være en reell gjennomsnittlig effekt (heving av én bonitetsklasse), og det er ikke tatt høyde for effekten tiltaket vil kunne ha på andre karbonbeholdninger enn levende biomasse, eller på biogeofysiske effekter som albedo og transpirasjon.

Tabell 3. Potensiell årlig effekt av grøfterensk på foryngelsesarealer som tidligere har vært drenert i millioner tonn CO₂ i økt netto opptak i levende biomasse.

År	CO ₂ i mill. t år
2020	0,0
2025	0,0
2030	0,0
2035	0,0
2040	0,0
2045	0,0
2050	0,1
2055	0,2
2060	0,5
2065	0,8
2070	1,2
2075	1,7
2080	2,2
2085	2,8
2090	3,4
2095	4,1
2100	4,8

2.2.3 Kostnader

Skogkurs skriver i sin veileder at «for å få tilstrekkelig tørrleggingseffekt bør avstand mellom grøftene være 40–60 meter avhengig av jordartenes evne til vanntransport og nedbørsforholdene.» (Bjørnstad 2019). De har regnet på to eksempler med henholdsvis 50 og 75 m grøft per dekar, og kommet frem til en kostnad på henholdsvis 450 kr/dekar og 675 kr/dekar (kostnad kr 9/m).

Økonomisk avkastning vil avhenge av i hvor stor grad det bedrer foryngelsen og hvilken tilvekstrespons du får, og hvorvidt tiltaket vil være lønnsomt er følsomt for hvilket rentekrav en har.

Kvaalen (2019) konkluderer med at for en skogeier som har vesentlig høyere avkastningskrav, 3,5–4 prosent, vil det i utgangspunktet ikke være lønnsomt å investere i grøfterensk på G11 (gjelder uten bruk av skogfond eller tilskudd). Også noen finske studier tyder på at det vil være mer lønnsomt å ikke rense grøftene når rentekravet er høyt (Ahtikoski mfl. 2008, Hökkä mfl. 2017).

Skogkurs har to eksempelberegninger i sitt resymé (G14), hvor tiltaket så vidt er lønnsomt ved rentekrav 2,5 % i det ene og klart lønnsomt ved 2,5 % i det andre. Disse eksemplene inkluderer bruk av skogfond.

Tiltaket er følgelig ikke nødvendigvis lønnsomt uten bruk av skogfond og/eller tilskudd.

2.2.4 Barrierer for gjennomføring av tiltak

Kunnskap om tiltaket, både hos skogeiere og entreprenører kan være en barriere. Det har vært satt søkelys på grøfterensk som et skogskjøtseltiltak gjennom et prosjekt i regi Skogkurs. Dette ble avsluttet i 2019, med publisering av et resymé om grøfting av fastmark (Bjørnstad 2019) og en norm for grøfting etter hogst på skogsmark (Skogkurs 2019).

Lønnsomheten av tiltaket kan være en barriere. Så lenge det er et lovlig tiltak i henhold til bærekraftforskriften kan skogfond benyttes til grøfterensk og suppleringsgrøfting. Det vil kunne øke lønnsomheten av tiltaket.

Usikkerhet om reell klimaeffekt ved grøfterensk på drenert organisk jord kan være en barriere. Det har vært stort fokus på betydning både på klima og naturmangfold ved restaurering av tidligere drenerte arealer på organisk jord (tidligere myr). Et alternativ til å renske grøftene og forynge arealet på nytt etter hogst kan være å la arealet gå tilbake til en tilstand nærmere opprinnelig tilstand (enten uten ytterligere tiltak eller ved aktive restaureringstiltak). Vi er per i dag ikke kjent med gode studier som gir entydige resultater med hensyn på klimaeffekten av de ulike alternativene.

2.2.5 Betydning for naturmangfold

Tiltaket slik det er definert her legger til grunn at det forynges med hovedtreslag (gran eller furu) etter hogst uansett, og at effekten av tiltaket primært vil være på tilveksten i bestandet de første årene (til skogen blir stor nok til selv å senke vannstand). Tiltaket forventes derfor ha begrenset innvirkning på naturmangfoldet ettersom det i liten grad påvirker artssammensetning eller skogbilde.

Tiltaket kan imidlertid ha påvirkning på andre miljøparameter, først og fremst knyttet til lokal vannkvalitet.

Dersom alternativet til grøfterensk er å la bestandet gå tilbake til en mer opprinnelig tilstand, dersom det som vil være resultatet er manglende foryngelse og økende grad av forsumping som et resultat av fjerning av skogbestandet, så vil det potensielt kunne ha stor betydning for naturmangfoldet.

2.2.6 Referanser

- Ahtikoski, A., Kojola, S., Hökkä, H. og Penttilä, T. 2008. Ditch network maintenance in peatland forest as a private investment: short- and long-term effects on financial performance at stand level. *Mires Peat* (only online) 3 (3), 1–11. <http://www.mires-and-peat.net/>
- Bjørnstad, B.H. 2019. Grøfting av fastmark. Skogkurs resymé nr. 11. <https://www.skogkurs.no/userfiles/files/Diverse/Resyme/11.pdf>
- Gizachew, B., Brunner, A. og Øyen, B.H. 2012. Stand responses to initial spacing in Norway spruce plantations in Norway. *Scandinavian Journal of Forest Research* 27: 637–648.
- Granhus, A. og Eriksen, R. 2017. Resultatkontroll skogbruk/miljø. Rapport 2016. NIBIO Rapport 3(159)
- Granhus, A., Breidenbach, J., Eriksen, R., Gjertsen, A.K. og Solberg, S. 2018. Tilstand i foryngelsesfelt. Analyse basert på data fra Resultatkartleggingen, Landsskogtakseringen og Økonomisystem for skogordningene (ØKS). NIBIO Rapport 4(159) <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2578695>
- Hökkä, H., Salminen, H., Ahtikoski, A., Kojola, S., Launiainen, S. og Lethonen, M. 2017. Long-term impact of ditch network maintenance on timber production, profitability and environmental loads at regional level in Finland: a simulation study. *Forestry* 2017; 90, 234–246, doi:10.1093/forestry/cpw045
- Kvaalen, H. 2019. Lønnsomhet ved grøfterensk etter hogst. NIBIO Rapport 5(115) <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2622518>
- Sikström, U. og Hökkä, H. 2016. Interactions between soil water conditions and forest stands in boreal forests with implications for ditch network maintenance. *Silvae Fennica*. 50: 1-29.
- Skogkurs. 2019. Norm for grøfting etter hogst på skogsmark. <https://www.skogkurs.no/userfiles/files/Gr%C3%B8fting%20av%20fastmark%20i%20skog%20-%20NORM.pdf>
- Viken, K.O. 2012. Biomass equations and biomass expansion factors (BEFs) for pine (*pinus* spp.), spruce (*picea* spp.) and broadleaved dominated stands in Norway. Master's theses (INA) [593]. Norwegian University of Life Sciences, Ås
- Viken, K.O. 2018. Landsskogtakseringens feltinstruks 2018. NIBIO BOK;4(6) <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2496902>

2.3 Begrense beiteskader av hjortevilt

2.3.1 Beiteskader av hjortevilt

Både elg, hjort og rådyr forårsaker i varierende grad skader på skog i Norge, men det er de to førstnevnte som er av noen vesentlig betydning i denne sammenhengen. Elgen beiter i stor grad på skudd og kvister av trær i vinterhalvåret, og foretrekker ROS-arter (rogn, osp, selje), eik, einer, vier, furu og bjørk i om lag nevnte rekkefølge dersom alle disse er tilgjengelige. Som skadegjører for skogbruket er det for elgens del beiting i yngre furubestand som har størst økonomisk betydning, men elgen kan også beite på gran der det er knapphet på mer foretrukket beite. For hjortens del er gnaging av bark i vinterhalvåret den største utfordringen, mens skader av rådyr først og fremst er i form av feieskader og dermed av marginal betydning. I Mellom-Europa, hvor en mange steder har svært tette bestander av hjort (og rådyr), er imidlertid beitingen deres et betydelig hinder for å få opp ny skog. Tiltak for å begrense viltskader er derfor en integrert del av skogforvaltningen i større grad mange steder i Europa enn hos oss. Utfordringene der er imidlertid knyttet til andre treslag, spesielt edelgran, som er en attraktiv beiteplante for både hjort, elg og rådyr.

Vi har i tida etter krigen sett en voldsom øking av bestandene av både elg, hjort og rådyr, og den årlige avskytingen av elg nådde en topp på 1990-tallet med over 36 000 skutte dyr på det meste. Avskytingen på landsbasis har siden gått en del ned, mens bestanden av hjort har fortsatt å øke og dels har etablert seg i nye områder der hjorten tidligere ikke var vanlig. Hjorteviltbestandene i Norge reguleres først og fremst gjennom jakt, men påvirkes også av beitetilgang/beitekvalitet (som påvirker reproduksjonsrate), påkjørsler og for elgens og rådyras del lokalt gjennom predasjon fra store rovdyr.

2.3.1.1 Datagrunnlaget

Vi har her sett på omfanget av beiteskader av hjortevilt i yngre skog (hogstklasse 1 og 2) registrert i Landsskogtakseringen. Beiteskader av hjortevilt inngår som en av flere typer «bestandsskade» som blir registrert. Innslagspunktet for å registrere beiting som bestandsskade er at minst fem prosent av fremtidstrærne innen et areal av 1 dekar rundt sentrum av prøveflata har fått slik skade (eller har dødd grunnet beiting) siden forrige registrering fem år tidligere. Med fremtidstrær menes de trærne som taksator vurderer at vil bli satt igjen etter en tenkt avstandsregulering, eventuelt alle trærne dersom avstandsregulering/ungskogpleie allerede er utført. Dersom det har forekommet beiting, men under fem prosent av fremtidstrærne er blitt skadet, blir det altså ikke registrert som bestandsskade. Beiteskade på andre trær enn fremtidstrærne inngår ikke i det registrerte skadeomfanget.

Datamaterialet som er benyttet er fra registreringene som ble utført i femårsperioden 2013-2017.

2.3.1.2 Skadeomfang

Av et samlet areal i hogstklasse 1 og 2 på nærmere 14,5 millioner dekar, har beiting av hjortevilt ført til bestandsskade på 1,7 millioner dekar (11,6%). En oppdeling av materialet på ulike landsdeler viser at Østlandet har et høyere skadeomfang enn gjennomsnittet på landsbasis, mens det er lite av denne typen skader i Nord-Norge (tabell 4). Det er rimelig å anta at dette gjenspeiler bestandsstørrelsen av elg, som er den viktigste skadegjøreren samlet sett når det gjelder beiteskader i yngre skog.

2.3.1.3 Skadenes fordeling på skadeklasser

På litt over halvparten av arealet med beiteskader er det mindre enn 25 prosent reduksjon av antallet fremtidstrær, mens reduksjonen er fra 50 prosent og oppover på om lag en femtedel av arealene når en ser hele landet under ett (tabell 4).

Tabell 4. Areal i hogstklasse 1 og 2 med beiteskader av hjortevilt, fordelt på regioner og ulike klasser med hensyn på skadeomfang. Østlandet = Østfold, Akershus, Oslo og Hedmark. Sørlandet = Telemark, Aust-Agder og Vest-Agder, Vestlandet = Rogaland, Hordaland, Sogn og fjordane, Møre og Romsdal, Nord-Norge = Nordland, Troms og Finnmark.

Skade-Klasse	Østlandet		Sørlandet		Vestlandet		Trøndelag		Nord-Norge		Totalt	
	Areal (ha)	%	Areal (ha)	%	Areal (ha)	%	Areal (ha)	%	Areal (ha)	%	Areal (ha)	%
< 5%	647 339	84,8	182 130	92,2	96 973	89,2	161 228	89,9	195 857	96,9	1 283 528	88,4
5-14%	37 311	4,9	4 506	2,3	2 704	2,5	9 012	5,0	901	0,4	54 435	3,7
15-24%	25 775	3,4	4 867	2,5	901	0,8	3 064	1,7	3 605	1,8	38 212	2,6
25-49%	31 724	4,2	3 425	1,7	3 605	3,3	3 425	1,9	901	0,4	43 079	3,0
50-100%	21 630	2,8	2 704	1,4	4 506	4,1	2 704	1,5	901	0,4	32 445	2,2
Sum	763 779	100	197 631	100	108 689	100	179 433	100	202 166	100	1 451 699	100

2.3.1.4 Skadeomfang – bestandstreslag

En sammenligning av skadeomfanget i henholdsvis gran-, furu- og lauvskog i hogstklasse 1 og 2 på middels til høy bonitet (H40 = 11-26, tabell 5) viser som forventet høyere skadeandel for furuskog (17,8% av arealet) enn i granskog (9,0%). Lauvskog har imidlertid en enda høyere skadefrekvens med 26,2% av arealet. Det er imidlertid grunn til å påpeke at andelen yngre lauvskog i datamaterialet er betydelig lavere enn for de andre skogtypene, med dertil hørende færre prøveflater og høyere usikkerhet for estimatene. En bør derfor være varsom med å tillegge resultatene for lauvtreddominert skog stor vekt.

Tabell 5. Areal i hogstklasse 1 og 2 med beiteskader av hjortevilt, fordelt på aktuelt boniteringstreslag. Utvalget omfatter kun prøveflater hvor boniteten er middels eller høy (H40 = 11-26). Samlet areal er derfor en del lavere enn det totale arealet i tabell 4.

Skadeklasse	Gran		Furu		Lauv	
	Areal (ha)	%	Areal (ha)	%	Areal (ha)	%
< 5%	747 386	91,0	195 567	82,2	12 437	73,8
5-14%	24 424	3,0	14 420	6,1	2 253	13,4
15-24%	15 501	1,9	9 463	4,0	360	2,1
25-49%	18 295	2,2	11 986	5,0	0	0,0
50-100	16 042	2,0	6 399	2,7	1 802	10,7
Sum	821 648	100	237 835	100	16 853	100

2.3.2 Klimaeffekt av å redusere beiteskader

Beiteskader i ungskog vil påvirke karbonopptaket dersom beitettrykket er av et så vidt omfang at det reduserer fotosynteseapparatet i ungskogen betydelig, og dersom beitingen medfører økt avgang slik at tretettheten i det fremtidige skogbestandet reduseres til et til et så lavt nivå at markas produksjons-evne ikke utnyttes fullt ut. Et vedvarende høyt beitepress kan også føre til at det tar lang tid å få etablert ny skog, og dermed til lengre omløpstid. Minst like viktig er formodentlig effekten beitingen vil ha på fremtidig virkeskvalitet. Beiting på trærnes toppskudd eller nedbrekking av topper eller stammer (som ofte skjer i forbindelse med elgbeiting) vil uunngåelig føre til alvorlige feil som krok, gankvist og sleng på stammen. Slike virkefeil vil som regel føre til nedklassifisering av den volum- og verdimessig mest verdifulle delen av treet. Ved redusert tetthet i skogbestandet vil en også få grovere kvister og økt andel ungdomsved, og dermed trelast som anses dårligere egnet for konstruksjons-

formål. Beiteskader vil følgelig kunne påvirke både volumproduksjonen og andelen sagtømmer. Klimaeffekten av beiteskadene er altså knyttet både til lavere årlig netto CO₂-opptak i bestandene gjennom forsinket etablering av nytt bestand etter hogst og lavere tetthet grunnet økt avgang, og lavere substitusjonsverdi gjennom redusert kvalitet på virket.

Dersom en tar utgangspunkt i det totale arealet ungskog som er registrert med beiteskader i Landsskogtakseringen i løpet av femårsperioden – om lag 1,7 millioner dekar, så tilsier dette at det årlig i gjennomsnitt skades i overkant av 300 000 dekar med yngre skog i varierende grad. Det må imidlertid bemerkes at alt dette ikke kan forutsettes å være «nye» arealer, det vil inkludere arealer som har vært beitet også i tidligere perioder. Vi har ikke data på hvor stor andel av de registrerte skadene som skyldes ulike hjortedyr, men vi legger her til grunn at det alt vesentlige av de registrerte skadene i ungskog med furu og lauv skyldes elgbeite. Områder med store beiteskader er gjerne konsentrert til elgens vinteroppholdsområder der trærne kan bli beitet gjentatte ganger. Som en tommelfingerregel kan en si at trærne vil være utsatt for elgbeiting fra de har nådd beitehøyde (ca. 0,5 m) inntil de når en høyde på rundt 3-3,5 m. Perioden som de unge trærne er utsatt vil dermed kunne vare 10-15 år, eller endog lengre på svakere boniteter. I områder hvor beitepresset er svært høyt vil en i noen tilfeller også oppleve at foryngelsen holdes nede av hjortedyrene mye lenger på grunn av sterkt redusert høydetilvekst.

Vi har per i dag ikke et tilstrekkelig faglig grunnlag for å beregne hvor mye beitingen fra hjortevilt reduserer karbonlagringen på arealene, ei heller for å beregne reduksjonen i andel skurtømmer. Inntil det eventuelt blir tilgjengelig bedre dokumentasjon må derfor et anslag baseres på en stor grad av skjønn. Et eksempel kan illustrere et slikt regnestykke: Dersom vi forutsetter at 50 000 «nye» dekar med ungskog av furu skades årlig - noe som ut fra tallene som er presentert ovenfor må anses som et forsiktig estimat - og at dette medfører redusert antall fremtidstrær per dekar fra 160 til 100, vil en med forutsetning om middels bonitet ($H_{40}=11$) og ingen tynningsuttak komme til at den tapte årlige virkesproduksjonen utgjør om lag 0,2 millioner kubikkmeter stammevirke (her regnet som gjennomsnitt for et normalt skogomløp på 100 år). Tapt opptak, omregnet til CO₂-ekvivalenter og inkludert treets underjordiske deler, vil med disse forutsetningene utgjøre 0,37 millioner tonn. Dette eksempelet kan antas å representere et konservativt anslag på effektene av beiteskader i yngre furubestand. Samlet klimaeffekt vil som nevnt ovenfor også påvirkes ved at virkekvaliteten, og dermed mulighetene for å produsere trevirke med lang levetid, reduseres. Dette vil medføre lavere substitusjonseffekt for det trevirket som produseres på de aktuelle arealene. Dette synliggjøres ikke direkte i det nasjonale klimagassregnskapet for arealbrukssektoren, da karbonlageret i treprodukter (HWP) er basert på nasjonal produksjon av produkter i tre produktkategorier (sagtømmer, trebaserte paneler og papp og papir).

Dersom en også forutsetter økt omløpstid i det «glisne» skogbestandet vil tapet bli betydelig større. Regneeksempelet tar heller ikke høyde for (tilleggs)effekten av skader i gran- og lauvskog. Utover skader i ungskog, der elgen er den viktigste skadegjøreren blant hjorteviltet, kan en også lokalt ha betydelige skader forårsaket av hjort i eldre granskog (hogstklasse 3-5). Dette gjelder spesielt i plantefelt på Vestlandet, hvor en kan få skader ved at hjorten gnager bark i vinterhalvåret. Slike skader vil i formodentlig i kun beskjeden grad påvirke karbonlagringen i stående skog, men vil medføre muligheter for inngang av råte- og blåvedsopper i stammen. Dette vil i sin tur redusere andelen sagtømmer når skogen skal avvirkes.

2.3.3 Mulige tiltak

Noen aktuelle tiltak for å redusere skadeomfanget fra beiting:

- Reduksjon av bestandsstørrelsen av hjortevilt gjennom jakt
- Inngjerding av foryngelsesfelt
- Påføre fysiske barrierer eller kjemiske repellenter på enkelttrær

- Tiltak for å øke mengden tilgjengelig vinterfôr – det vil si utlegging av alternativt for eller tilrettelegge for at elgen kan utnytte kvister fra sluttavvirkninger og tynninger (hogstavfall)
- Å vente med ungsogpleie til trærne når over kritisk beitehøyde, samt beholde relativt høy tetthet etter ungsogpleie,
- Toppkapping i ungsogpleien.
- Tiltak som kan øke tettheten i furuforyngelser (intensiv markberedning)

2.3.4 Kostnader og barrierer knyttet til implementering av tiltak

Inngjerding vil kunne være et effektivt tiltak, men kostnaden til oppføring per meter gjerde vil være betydelig, og det må påregnes jevnlig vedlikehold frem til foryngelsen har nådd beitesikker høyde. Noen kjemiske repellenter og fysiske barriereskydd har også dokumentert effekt, men virkningen er kortvarig og behandlingen vil dermed måtte gjentas flere ganger. Tiltaket vil således være både arbeidskrevende og dyrt. Effekten av repellenter har også vist seg å være variabel, og dette kan ha sammenheng med tilgangen på alternativt fôr i nærheten av det behandlede området.

Vinterfôring ved utlegging av silo eller rundballer har blitt gjennomført for å redusere elgbeiteskader i noen områder i Norge. Studier gjennomført av Høgskolen i Innlandet viser at de samlede skogskadene i yngre furuskog i Stor-Elvdal i liten grad er endret etter mange år med vinterfôring (referert i Herfindal mfl. 2016). Forfatterne påpeker imidlertid at det er få systematiske undersøkelser som har sett på om utlegging av fôr vil reduserte omfanget av skogskader. Utlegging av alternativt fôr har blitt mindre aktuelt og er inntil videre forbudt etter at man påviste skrantesyke (CWD) hos hjortedyr i Norge.

Intensiv markberedning har blitt testet i mindre skala, men det foreligger så vidt vi kjenner til ikke dokumentasjon på effektene i forhold til eventuelt redusert beiting. Inngrepet vil medføre større grad av mekanisk forstyrrelse av det øverste jordlaget på hogstfeltet enn tradisjonell markberedning. Det er dermed sannsynlig at det kan føre til økt tap av jordkarbon (se for øvrig kapitlet om [markberedning](#)).

Å utsette ungsogpleien til trærne har vokst forbi kritisk beitehøyde (3-3,5 m) er et «klassisk» råd for å redusere de negative konsekvensene av elgbeiting i ungsog. Tanken er at en ved å vente med inngrepet forhåpentligvis vil ha noen flere (uskadde) stammer å velge mellom når en skal gjøre den endelige utvelgelsen av framtidstrær, og at en da er sikret mot at de trærne en velger å sett igjen vil få nye alvorlige skader. Vi kjenner ikke til dokumentasjon på den reelle effekten, men den er ventelig avhengig av både beitetrykket på lokaliteten og hvor mange trær det er i bestanden i utgangspunktet. Toppkapping er en alternativ form for ungsogpleie, hvor en kapper trærne et stykke under toppen (men ikke ved rota), og hensikten er å gi de utvalgte fremtidsstammene et høydeforsprang uten å fjerne konkurrentene helt (Karlsson og Albrektson 2000). Dersom det er nødvendig å utføre ungsogpleie før trærne har nådd beitesikker høyde, bør en tilstrebe å beholde en relativt høy tretetthet etter inngrepet, slik at en kan tåle en del skader (Herfindal mfl. 2015). En konsekvens av en slik tilpasning vil imidlertid være redusert diametertilvekst og eventuelt behov for tidligere tynning.

Toppkapping er relativt lite benyttet i ungsogpleien, og har både mulige fordeler og ulemper. Potensielt kan tiltaket bidra til å bedre kvaliteten på gjenværende fremtidstrær, være rimeligere å gjennomføre enn vanlig ungsogpleie, og det kan også muligens gi noe redusert risiko for råte, samt at det kan være positivt med tanke på beiteskader gjennom å skape attraktive beitetrær. En studie av tilvekstresponser i gran konkluderte med at metodikken ikke anbefales hvis man ønsker å behandle granbestand lavere enn 3,5–4 m (Böhler mfl. 2008). I Sverige har toppkapping av bjørk blitt undersøkt i flere studier (Karlsson og Albrektson 2000, Karlsson og Albrektson 2001, Fällman mfl. 2003, Ligné mfl. 2005), men i mindre grad for furu (Michold 1991).

2.3.5 Oppsummering

Flere tiltak kan være aktuelle for å redusere omfanget av elgbeiteskader, men effekten av de ulike tiltak kan generelt sies å være varierende og/eller til dels mangelfullt dokumentert. Herfindal mfl. (2015; 2016) konkluderte med at størst reduksjon i furubeiting lettest kan oppnås gjennom tiltak på stor skala. Det vil si at tiltak må samordnes med naboområder, gjerne på kommunenivå. De skriver videre at «Våre analysar tyder på at å auka tettleiken av furutre samstundes som ein held tettleiken av føretrekt elgbeite på eit høgt nivå vil ha god effekt på kor mange ubeita furutre som blir igjen på ei flate. Det tyder på at ein bør vera varsam med ungsogpleie der ein ryddar lauv og tynner furubestanden. Dette kan gå på kostnad av tilvekst dei fyrste åra, men så snart furutrea har nådd øvre grense for elgbeiting (3 til 3,5 meter) kan ein ta unna lauvtrea som konkurrerer mest med furutrea om ljøs og næring.»

Noen av tiltakene listet ovenfor er hovedsakelig studert i forsøk utenlands, og effektene har vist seg å være svært stedsavhengig (varierer blant annet med bonitet og treslagssammensetning). Det synes å være et klart behov både for bedre dokumentasjon av effekten av ulike tiltak under norske forhold, og hvilke konsekvenser skadene har på den videre utviklingen i skog med varierende grad av skade, inkludert effekter på virkeskvalitet. Blant flere av de nevnte tiltakene vil det også opplagt være klare konflikter i forhold til andre interesser og hensyn. Vi har her ikke gått inn på kostnader og barrierer ved mulige tiltak som påvirker bestandsstørrelsen av hjortevilt (som bestandsregulering ved jakt, eller omfordeling av jaktkvoter til vinterjakt). Dette er tiltak utenfor skogskjøtselen, og som primært vil ha betydning både kostnadmessig og inntektsmessig for grunneier med jaktrett. Dette er ikke nødvendigvis samme grunneier som eier skogbestanden. Når det gjelder jakt som bestandsregulerende tiltak vil det ofte være en utfordring å avveie inntekter fra jakt mot tapt skogproduksjon/tapt karbonopptak. En optimal hjorteviltforvaltning krever også at bestandsmål for viltet samkjøres innen større regioner, siden beitepresset kan variere betydelig mellom ulike områder/kommuner og jaktvald i en region. Det vil formodentlig være formålstjenlig med en enda sterkere integrering av skog- og viltforvaltningen for å få til en optimal utnyttelse av vilt- og skogressursene.

2.3.6 Betydning på naturmangfold

Reduksjon av hjortedyrbestandene i forhold til dagens bestandsstørrelser vil samlet sett trolig ha en positiv effekt på biomangfold. Beiting av hjortedyr har derimot også positive effekter på artsmangfold gjennom å skape heterogenitet i skogbunnen og gi livsbetingelser for konkurransesvake arter i felt- og bunnsjikt. Det må derfor understrekes at vi mangler kunnskap om hva som er optimale tettheter av hjortedyr med hensyn til beitepåvirkningens samlede innvirkning på biomangfold, og om mulige terskelverdier for kritiske bestandsstørrelser i forhold til effekter på biomangfold i norsk skog.

Reduksjon av beitetrykk, uavhengig av tiltakstype, vil kunne:

- bidra til å øke innslaget av lauvtrær i norsk skog, særlig av de foretrukne beiteartene ROS (rogn, osp og selje) som er viktige for et stort mangfold særlig av treboende arter (epifytter), men også av artsspesifikke nedbrytere. Både bestandene av hjort, elg og rådyr er viktige for beiting på ROS, og effektene er landsomfattende, men størst i regionene som har mest elg.
- øke foryngelsen og begrense død forårsaket av barknag hos eldre trær av de truede (VU) treslagene alm, barlind og ask, hvor særlig skader på alm i dag er en betydelig trussel mot barkboende arter knyttet til treslaget, og hvor samvirkning med effektene av almesyke og askeskuddsyke står i fare for å endre strukturen og livsgrunnlaget for et stort antall arter i norsk edellauvskog. Her er det i dagens situasjon særlig hjortestammene som utgjør trusselen hvor effektene så langt har vært størst i fjordstrøkene på Vestlandet.

De andre tiltakene vil ha svært begrenset, og lokalt virkende effekter på biomangfold.

2.3.7 Referanser

- Böhler, F., Brunner, A. og Øyen, B-H. 2008. Toppkapping i ungskogpleie av gran: vekstreaksjoner på toppkappede trær. Forskning fra Skog og landskap;4/08 <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2484453>
- Fällman, K., Ligné, D., Karlson, A. og Albrektson, A. 2003. Stem quality and height development in a *Betula*-dominated stand seven years after precommercial thinning at different stump heights. *Scandinavian Journal of Forest Research* 18: 145–154.
- Herfindal, I., Tremblay, J-P., Hester, A.J., Lande, U.S. og Wam, H.K. 2015. Associational relationships at multiple spatial scales affect forest damage by moose. *Forest Ecology and Management* 348:97–107.
- Herfindal, I., Tremblay, J-P., Hester, A.J., Lande, U.S. og Wam, H.K. 2016. Elg og furubeite – korleis påverkar det naturlege matfatet beiteskader? *Hjorteviltet*.
- Karlsson, A og Albrektson, A. 2000. Height development of *Betula* and *Salix* species following pre-commercial thinning at various stump heights: 3-year results. *Scandinavian Journal of Forest Research*. 15:359-367.
- Karlsson, A. og Albrektson, A. 2001. Height development of *Betula* and *Salix* species following pre-commercial thinning through breaking the tops of secondary stems: 3-year results. *Forestry*. 74:41–51.
- Ligné, D., Karlsson, A. og Nordfjell, T. 2005. Height development of *Betula pubescens* following precommercial thinning by breaking or cutting the treetops in different seasons. *Scandinavian Journal of Forest Research*. 20: 136–145.
- Michold, B. 1991. Toppkapning av bistammar i Tallungskog. Eksamensarbeite i ämnet skogsskötsel. Sveriges Lantbruksuniversitet, 36 s.

2.4 Forebygge insektskader

2.4.1 Insektskader og klimaendringer

Tusenvis av insektarter holder til i norske skoger, men bare et lite mindretall kan gjøre betydelig skade. I undervisningen om skogens skadeinsekter ved NMBU gjennomgås 90 arter, og av disse ansees kun seks arter å være økonomisk viktige, og tre arter å være meget viktige. Noen insekter gjør skade hvert år og er et kronisk problem, slik som gransnutebille (*Hylobius abietis*). Andre arter, som granbarkbille (*Ips typographus*), kan med ujevne mellomrom øke i antall og drepe trær etter forstyrrelser som langvarig tørke eller store stormfelling. Til tross for at noen insekter kan redusere trærnes tilvekst eller drepe millioner av trær har vi i Norge ingen samlet oversikt over hvor mye skog de viktigste skadeinsektene dreper hvert år, eller hvor stort tilveksttap de forårsaker. Det finnes heller ingen beregninger av hvordan insektskader påvirker skogens karbonregnskap i Norge.

Fra tidligere erfaringer vet vi at granbarkbiller drepte om lag 5 millioner kubikkmeter gran i det store utbruddet i Sørøst-Norge fra midten av 1970-tallet til begynnelsen av 1980-tallet. Verdien som gikk tapt tilsvarer omtrent 2,3 milliarder kroner med dagens tømmerpriser. I Sør-Sverige har granbarkbiller bare i 2018 og 2019 drept rundt 7,5 millioner kubikkmeter gran til en verdi av 3,6 milliarder svenske kroner. En annen skadegjører, gransnutebiller, kan drepe flesteparten av de 35 millioner granplantene som plantes ut etter hogst i Norge dersom ikke plantene behandles med insektmiddel. Selv med kjemisk behandling kan planteavgangen overstige 15 % i enkelte fylker (Holt Hanssen 2012). Nåle- og bladetende insekter som rød furubarveps (*Neodiprion pini*) og fjellbjørkmåler (*Epirrita autumnata*) kan snauspise skog over flere kvadratkilometer og forårsake betydelige tilveksttap eller tredød (Solberg mfl. 2006; Jepsen mfl. 2008). Særlig fjellbjørkmåler har de siste 15 årene hatt enorme utbrudd over flere tusen kvadratkilometer i Nord-Norge. Angrepene har drept store mengder bjørkeskog og erstattet denne med gras og urter. Dette har opplagt hatt negative effekter på karbonbalansen i de berørte områdene, men det finnes ingen nøyaktige beregninger av størrelsesordenen på disse effektene.

Klimaendringer vil trolig øke nivået av insektskader i Norge fra dagens nivå. Det skyldes for det første at høyere temperaturer vil påvirke insektene direkte og øke deres utviklingshastighet og aktivitetsnivå. Det kan føre til at arter som granbarkbiller, som i dag har en generasjon per år, i fremtiden vil kunne gjennomføre to generasjoner. I tillegg vil endringer i temperatur, nedbør og vind kunne påvirke insektene indirekte ved å svekke vertstrærnes forsvarsevne. I Sverige antas det at volumet av skog som blir drept av granbarkbiller vil være mangedoblet i 2100 i forhold til i dag, dersom det ikke gjøres endringer i skogskjøtselen (Eriksson mfl. 2015).

Klimaendringer vil kunne påvirke insekter som gjør økonomisk skade på skog på minst fire måter:

- 1) Klimaendringer vil, på kort og mellomlang sikt (2030-2050), kunne føre til økte problemer med arter som allerede er alvorlige skadedyr i Norge (granbarkbiller er det beste eksempelet her).
- 2) Klimaendringer kan, på kort og mellomlang sikt (2030-2050), føre til at arter som finnes i Norge i dag uten å gjøre skade vil bli alvorlige skadedyr. Dette gjelder arter som er alvorlige skadedyr i Sør-Sverige, Danmark og sørover i Europa (gode eksempler er barskognonne, furumåler, furufly og furuspinner).
- 3) På lengre sikt (2100 og senere) kan klimaendringer føre til at arter som ikke finnes i Norge i dag vil spre seg hit og bli alvorlige skadedyr, kanskje på treslag som i dag ikke er viktige skogtrær, men som kan bli det i et varmere klima.
- 4) Klimaendringer kan også bidra til at flere invaderende, fremmede arter kan etablere seg i Norge. Introduksjon av fremmede arter kan skje uavhengig av klimaendringer, men et varmere klima vil legge til rette for at flere arter får muligheten til å etablere seg i Norge. Disse artene kan bli innført som blindpassasjerer med handel med blant annet tømmer, ved, flis eller pryddplanter.

Til nå har ingen fremmede insektarter som er alvorlige skadegjørere på skog etablert seg i Norge. Erfaringer med invaderende arter andre steder i verden tilsier at noen av artene som kan komme til Norge vil være kjente skadegjørere andre steder. Disse artene vil ofte være oppført på karantenelistene til EPPO (European and Mediterranean Plant Protection Organization), og vi vil ha relativt god kunnskap om deres biologi og skadepotensiale. Men i tillegg kan vi også forvente at arter som er nærmest ukjente i sitt opprinnelsesområde vil kunne gjøre stor skade når de blir introdusert i nye områder. Et eksempel på en slik art er asiatisk askepraktbille (*Agrilus planipennis*). Denne billen er opprinnelig fra Øst-Asia men har blitt innført til Nord-Amerika der den har tatt livet av flere hundre millioner asketrær siden 2002 (VKM 2014). Årlige kostnader forbundet med askepraktbiller i USA har blitt beregnet til 1,7 milliarder USD (15,5 milliarder kroner; Kovacs mfl. 2010).

2.4.2 Beskrivelse av konkrete tiltak

Forebygging av insektskader kan handle om minst tre forskjellige ting. Det kan være (1) å redusere insektskader i forhold til dagens nivå. Det kan også være (2) å forhindre en forventet økning i insektskader som følge av klimaendringer, eller (3) å forhindre at nye invaderende skadeinsekter etablerer seg i Norge. I denne oversikten over konkrete tiltak for å forebygge insektskader i et fremtidig klima fokuserer vi på de to klimaeffektene beskrevet i 2.4.1 som antas å ha størst potensiale for å føre til skade. Dette er effekter på eksisterende skadegjørere (som granbarkbille) og effekter på fremmede arter (som asiatisk askepraktbille).

Eksisterende skadegjørere: Granbarkbiller og andre eksisterende skadegjørere i skog kan ha svært omfattende utbrudd som kan strekke seg over flere kvadratkilometer. Slike angrep er svært vanskelige og ikke minst kostbare å bekjempe. Derfor er det viktig at det settes inn forebyggende tiltak som forhindrer utbrudd fra å oppstå. For granbarkbiller innebærer dette å holde billepopulasjonen på et så lavt nivå som mulig og sørge for at skogen er i best mulig helsetilstand slik at trærne kan stå imot angrep. Flere av de forebyggende tiltakene som brukes i dag tar sikte på å forhindre oppformering av skadegjørere ved å begrense tilgangen til ynglemateriale, slik som svekkede eller vindfelte trær. Forebyggende tiltak mot barkbiller er nedfelt i forskrift om bærekraftig skogbruk der det slås fast at skogeier er ansvarlig for at hogst, fremdrift, behandling av hogstavfall, ungskogpleie og andre tiltak gjennomføres slik at det ikke oppstår fare for insektskader eller andre skader på skog. Ferskt bartrevirke (bult, stammer, grove topper) skal transporteres ut av skogen eller gjøres uegnet som ynglemateriale, for eksempel ved barking. Det skal ryddes opp etter storm, tørke, skogbrann og snøbrekk dersom det er fare for oppformering av skadeinsekter. Bartrevirke må også transporteres bort fra skogen innen gitte tidsfrister, før skadeinsektene har rukket å klekke fra virket. Flere forebyggende tiltak for å redusere sårbarheten for barkbilleangrep er listet opp i en nylig utgitt rapport fra European Forest Institute (Hlásny mfl. 2019).

Avhengig av utviklingen i klimaendringene kan gran bli mer sårbar for barkbilleangrep i noen områder, og ulike forebyggende tiltak vil være aktuelle til ulike tider og på ulike steder i Norge. Et tiltak som kan redusere sårbarheten for barkbilleangrep er å redusere omløpstiden (Hlásny mfl. 2019). Grana blir ikke angrepet av granbarkbiller før den har nådd en viss alder og størrelse (rundt 60 år og 20-25 cm i brysthøydediameter), mens eldre produksjonsskog gradvis blir mer utsatt for barkbilleangrep. Dersom man ikke lar produksjonsskog av gran vokse seg inn i sårbare aldersklasser vil en redusere faren for barkbilleutbrudd. Eksakt hvilke aldersklasser dette vil være vil variere med risikoen for barkbilleangrep, bonitet og andre bestandsforhold. Men avhengig av lokale forhold kan det være snakk om å avvirke i hogstklasse IV eller å ikke overholde bestand utover hogstmodenhet/hogstklasse V. Et annet aktuelt tiltak er å redusere risikoen for stormskader i skog, siden barkbilleutbrudd gjerne oppstår i kjølvannet av store stormfellingene. Dette illustrerer at forebyggende tiltak mot insektskader kan sammenfalle med andre klimatilstand i skog.

I områder som klimaendringer vil gjøre lite egnet for gran kan behovet for å forebygge skader komme til å kreve et skifte vekk fra store sammenhengende monokulturer av gran. Slike homogene granskoger

fremmer barkbilleskader, særlig i tørkeutsatte områder der grana ikke har gode vekstbetingelser. Dette ser vi tydelig demonstrert i Sentral-Europa der granbarkbilen i 2018 drepte 50-100 millioner kubikkmeter gran blant annet i lavereliggende områder hvor gran har blitt plantet utenfor sitt optimale utbredelsesområde (Hlásny mfl. 2019). En lignende situasjon har vi i Sør-Sverige, der granbarkbilen ser ut til å ha drept 5 millioner kubikkmeter gran bare sommeren 2019. Å øke andelen av furu og løvtrær kan være et tiltak for å gjøre skogen mer heterogen, og dermed redusere sårbarheten for barkbilleangrep. Et annet mulig tiltak i utsatte områder kunne være å øke andelen fremmede bartrearter som douglasgran (*Pseudotsuga menziesii*) og sitkagran (*Picea sitchensis*), selv om for eksempel sitkagran også ser ut til å kunne være et egnet vertstre for granbarkbilen (Flø mfl. 2018).

Fremmede arter: Det er tilnærmet umulig å utrydde en ny art når den først har etablert seg i et område. Derfor er det svært viktig å forhindre at nye arter kommer seg til Norge og etablerer seg her. Viktige forebyggende tiltak er importrestriksjoner og gode fytosanitære tiltak som reduserer sjansen for import av alvorlige skadegjørere til Norge med for eksempel pakkvirke, prydplanter eller flisimport. Inspeksjon og prøvetaking av importerte varer kan trolig virke oppdragende på eksportører og importører, men er ikke en effektiv metode for å forhindre innførsel av fremmede arter. Til det er andelen varer som blir inspisert alt for liten (Økland mfl. 2012). Det mest effektive forebyggende tiltaket er trolig å få på plass internasjonale avtaler og reguleringer som effektivt reduserer risikoen for at skadelige insekter følger med importvarer. Det er også viktig å sørge for at eksisterende reguleringer overholdes slik at ulovlig import ikke forekommer (Økland mfl. 2019).

2.4.3 Klimaeffekt av tiltak

Vi mangler gode estimater på hvor mye skade skogsinsekter gjør i Norge i dag, men et estimat for volumer drept av stor og liten granbarkbille basert på Landsskogtakseringen tyder på et årlig utslipp fra levende biomasse tilsvarende 0,16 mill. tonn CO₂ forårsaket av disse to artene⁴. I tillegg kommer skader utført av andre skadeinsekter. Vi har ikke gode estimater for hvordan skadenivået vil bli i fremtiden. Dette er grunnen til at for eksempel norske (Søgaard mfl. 2019) og svenske (Claesson mfl. 2015) framskrivninger av skogens tilvekst i et endret klima ikke tar hensyn til negative effekter av økte skogskader som en følge av klimaendringer. Forskerne bak framskrivningene var i stand til å modellere de direkte positive effektene av et endret klima på trærnes tilvekst, men manglet data for å beregne de negative indirekte effektene som skyldes økte skader forårsaket av insekter, sykdommer, brann og stormer. Claesson mfl. (2015) karakteriserte kunnskapen om insekt- og soppskader i et fremtidig klima som svært mangelfull og fastslo at det er et stort behov for mer forskning på dette feltet.

Eksisterende skadegjørere: Selv med gode forebyggende tiltak vil barkbilleutbrudd alltid kunne oppstå etter forstyrrelser av skogøkosystemet. Dette gjelder både i dagens klima og i et fremtidig varmere klima. Forstyrrelser som utløser utbrudd vil ofte være hendelser vi ikke rår over, slik som omfattende stormfelling eller flere varme og tørre somre etter hverandre. Ambisjonsnivået når det gjelder granbarkbilen bør trolig være å begrense forekomsten av katastrofale utbrudd i et fremtidig klima. Det betyr at en målsetning kan være å holde skadene på omtrent samme nivå som i dag, med en lignende klimaeffekt. Hvor realistisk en slik målsetning vil være avhenger av styrken på klimaendringene og i hvor stor grad granas helsetilstand og motstandskraft mot angrep vil forverres i et endret klima.

Et eksempel fra Canada viser at barkbilleutbrudd kan ha svært stor påvirkning på skogen karbonregnskap. I et enormt utbrudd drepte «Mountain pine beetle» (*Dendroctonus ponderosae*) 650 millioner kubikkmeter furu mellom 2000 og 2011. Et skogareal større enn hele Norge (374 000 km²) gikk fra å være et lite netto karbonsluk til å bli en stor netto karbonkilde (Kurz mfl.

⁴ Tallene er fra siste 5-årsperiode; takstsesongene 2014-18. Estimert basert på volum død ved fra trær hvor det er vurdert i felt at stor eller liten granbarkbille er årsaken.

2008). Forskerne beregnet i 2008 at utbruddet ville endre skogens karbonbalanse med 270 megatonn karbon i perioden 2000-2020, eller med 132 kg CO₂-ekvivalenter per dekar og år. Da disse beregningene ble gjort var det anslått at billene ville ta livet av 435 millioner kubikkmeter skog totalt. Utbruddet endret karbonbalansen både fordi mange trær døde og sluttet å ta opp CO₂, og fordi CO₂ frigjøres når de døde trærne brytes ned. Det ble tatt hensyn til både lavere opptak og økte utslipp av CO₂ i de canadiske beregningene. Den netto utslippsøkningen som følge av utbruddet tilsvarte fem års samlede utslipp fra Canadas transportsektor, og den årlige gjennomsnittseffekten var på størrelsesorden med de totale norske CO₂-utslippene.

Trær som er drept av granbarkbillen og andre barkbiller har en viss restverdi som råstoff for produksjon av papirmasse eller biobrensel. Men barkbilleangrep innebærer en nedgradering av kvaliteten på tømmeret, ved at ressurser som kunne ha gått til langlevde produkter blir benyttet til kortlevde produkter. En får dermed en lavere substitusjonseffekt enn det en potensielt kunne hatt, siden tømmeret går fra sagtømmerkvalitet (med en beregnet halveringstid på 35 år) til treprodukter som gir umiddelbare utslipp eller har en beregnet halveringstid på 2 år.

Fremmede arter: Dersom fremmede skadegjørere som asiatisk askepraktbille, amerikansk bjørkepraktbille (*Agrilus anxius*) eller «mountain pine beetle» skulle etablere seg i Norge, vil det kunne medføre enorme skogskader. Alle disse artene er aggressive tredrepere i henholdsvis ask, bjørk og furu, og vil potensielt kunne ta livet av en stor andel av det totale volumet av disse treslagene i Norge. En desimering av ask, bjørk eller furu i Norge ville føre til enorme CO₂-utslipp og ha store negative konsekvenser for det biologiske mangfoldet. Det er vanskelig å tallfeste klimaeffekten av å forebygge et slikt usikkert utslippsscenario, men det er åpenbart at effekten vil kunne bli svært stor.

I USA utgjør karbonmengden som er bundet i ask om lag 300 megatonn karbon (rotbiomasse er ikke medberegnet) (Flower mfl. 2013). Asiatisk askepraktbille har siden 2002 drept millioner av asketrær i det nordøstlige USA, noe som på sikt er ventet å resultere i utslipp tilsvarende minst 572 megatonn CO₂-ekvivalenter bare i statene rundt De store sjøer, der ask utgjør 5,5-9 % av stående trebiomasse. Det er dessuten beregnet at billen reduserer årlig produksjon av trebiomasse med 31 % i berørte skogsområder (Flower mfl. 2013). Det er vanskelig å overføre disse tallene til norske forhold, men som nevnt over har asiatisk askepraktbille potensiale til å drepe en stor andel av all ask som finnes i Norge.

2.4.3.1 Mulige utslippsreduksjoner av tiltakene

Vi har ikke gode tall på hvor store tømmervolumer som går tapt på grunn av insektangrep i Norge i dag, og vi vet ikke hva som vil være realistiske skadenivåer i fremtiden (2030, 2050, 2100). Det finnes heller ikke slike tall for land som det er naturlig å sammenligne seg med. Basert på Landsskogtakseringen har vi estimert et årlig volum på 115 000 m³ drept av stor og liten barkbille i perioden 2014 – 2018⁵. Dette inkluderer imidlertid ikke volumer som er høstet gjennom avvirkning før det har blitt registrert som drept. Ved store skader vil i noen tilfeller hogsten flyttes til skadde bestand, og volumet med drepte og skadde trær vil da inngå i avvirket volum.

Volumet som ble drept i perioden 2014 – 2018 tilsvarte et årlig klimagassutslipp fra levende biomasse på 0,16 mill. tonn CO₂. Men en må også ta høyde for at dette til en viss grad var trær i god vekst, og at en som følge av et større billeangrep derfor vil få redusert tilveksten i skogen i de påfølgende årene. Nettoeffekten i klimagassregnskapet vil følgelig også påvirkes av hvor stor reduksjon det vil være i tilvekst i de påfølgende årene sammenliknet med om skogen hadde fått vokse videre, og i hvor stor grad skadene fører til flytting av planlagt hogst i friske bestand til bestand med skader.

⁵ Tallene er fra siste 5-årsperiode; takstsesongene 2014-18. Estimert basert på volum død ved fra trær hvor det er vurdert i felt at stor eller liten granbarkbille er årsaken.

Effekten av det store utbruddet vi hadde av granbarkbillen i Norge fra starten av 1970-tallet frem til 1981, med 5 millioner kubikkmeter gran drept, tilsvarte om lag 7 millioner tonn CO₂ i utslipp (forutsatt samme biomasseforhold som i tapet i 2014 – 2018).

Kurz mfl. (2008) beregnet utslipp fra trærne som ble drept og redusert opptak av CO₂ i bestandene som en følge av det store utbruddet av «mountain pine beetle» i Canada, og kom frem til en gjennomsnittlig kumulativ effekt på 36 g C per m², eller 0,132 tonn CO₂ per dekar. Det er imidlertid vanskelig å overføre slike tall til Norge, da det er snakk om andre billearter, annen type skog og et annerledes system for hvordan hogst flyttes og gjennomføres etter store skader. Men barkbilleutbruddet i Canada kan brukes som et eksempel på at én art alene kan føre til betydelige skader. Kurz mfl. (2008) estimerte de kumulative effektene frem til 2020 til å utgjøre 990 mill. tonn CO₂. Det tilsvarer omtrent 5 år med utslipp fra Canadas transportsektor (200 Mt CO₂-ekv. i 2005).

2.4.4 Kostnader

Siden det er vanskelig å tallfeste gevinstene ved ulike forebyggende tiltak er det også vanskelig å estimere lønnsomheten av dem. Flere av tiltakene vil trolig ikke føre med seg betydelige nettokostnader siden det dreier seg om tiltak som også gir andre gevinster, som å gjøre skogen mer stormsikker eller å begrense de økonomiske tapene for skogeiere ved at trær blir drept av skadeinsekter. Tiltak for å forhindre import av fremmede arter trenger heller ikke innebære store løpende kostnader siden tiltakene for en stor del vil være forebyggende tiltak som skal hindre at skadelige arter blir importert til Norge.

2.4.5 Barrierer for gjennomføring av tiltak

Til tross for at granbarkbillen er en av skogens viktigste skadegjørere har vi fremdeles mangelfulle kunnskaper om hvordan granbarkbillen effektivt kan forvaltes på landskapsskala. En fersk rapport som oppsummerer kunnskapen om forvaltning av granbarkbillen konkluderte blant annet med at det selv etter mer enn hundre år med forskning ligger lite vitenskapelig dokumentasjon til grunn for metodene som brukes for å forebygge eller bekjempe barkbilleutbrudd (Hlasny mfl. 2019). Flere av metodene som brukes i dag benyttes fordi man antar at de virker eller fordi det er tradisjon for å bruke dem. Vi forventer at klimaendringer vil forsterke barkbilleproblemene og gjøre dem mer uforutsigbare. Mer forskningsbasert kunnskap om hvordan vi kan forebygge angrep vil derfor være enda viktigere i et fremtidig varmere klima der grana trolig vil være mindre motstandsdyktig mot angrep enn den er i dag.

Problemer med fremmede arter vil hovedsakelig oppstå ved at slike arter kommer til landet som blindpassasjerer med handelsvarer. Fordi internasjonal handel for en stor del er regulert av internasjonale handelsavtaler og komplisert juss, er det ikke nødvendigvis enkelt å implementere særnorske forebyggende tiltak på nasjonalt nivå. Det internasjonale avtaleverket kan således være en barriere for å få gjennomført effektive forebyggende tiltak, men dette berører fagområder som ligger langt utenfor skogentomologiens felt.

I den grad tiltak for å forebygge barkbilleskader kommer i konflikt med andre hensyn, slik som naturmangfold, kan dette utgjøre barrierer for å få gjennomført tiltakene. Betydningen av forebyggende tiltak for naturmangfold behandles i neste avsnitt.

2.4.6 Betydning for naturmangfold

Skadeinsekter øker mengden død ved i skogen, og kan på den måten ha en positiv effekt på naturmangfoldet. Men siden det ikke er realistisk å forvente at forebyggende tiltak vil kunne redusere forekomsten av skadeinsekter nevneverdig i forhold til dagens nivå, er det lite trolig at det vil være mindre død ved i skogen i fremtiden. Et realistisk ambisjonsnivå vil vel heller være å forhindre at skadene øker betydelig i et fremtidig varmere klima. I forhold til nå-situasjonen vil forebyggende tiltak muligens kunne føre til at økningen i skogskader blir lavere enn den ville blitt uten tiltak.

Noen tiltak for å forebygge barkbilleutbrudd vil åpenbart ha en effekt på naturmangfoldet. Planting av fremmede bartrær, som douglasgran, sitkagran eller lutzgran (*Picea glauca x Picea sitchensis*), vil trolig redusere faren for barkbilleangrep men vil kunne være i konflikt med naturmangfoldhensyn. Et økt innslag av lauvtrebestand vil på den annen side kunne virke positivt på naturmangfoldet.

Generelt vil artsmangfoldet kunne øke med økende alder på skogen etter at den er blitt hogstmoden. Det er imidlertid liten forskjell i alder mellom avvirkning ved økonomisk hogstmodenhet og hogst ved middelvekstens kulminasjon, så betydningen for biologisk mangfold vil trolig være begrenset (Søgaard mfl. 2019).

2.4.7 Referanser

- Claesson, S., Duvemo, K., Lundström, A., og Wikberg, P.-E. 2015. Skogliga konsekvensanalyser 2015 – SKA 15. Skogsstyrelsens rapport 10-2015.
- Eriksson, H., Fahlvik, N., Freeman, M., Fries, C., Jönsson, A. M., Lundström, A., Nilsson, U., og Wikberg, P.-E. 2015. Effekter av ett förändrat klimat – SKA 15. Skogsstyrelsens rapport 12-2015.
- Flower, C. E., Knight, K. S., og Gonzalez-Meler, M. A. 2013. Impacts of the emerald ash borer (*Agrilus planipennis* Fairmaire) induced ash (*Fraxinus* spp.) mortality on forest carbon cycling and successional dynamics in the eastern United States. *Biological Invasions*, 15(4), 931-944.
- Flø, D., Norli, H. R., Økland, B., og Krokene, P. 2018. Successful reproduction and pheromone production by the spruce bark beetle in evolutionary naïve spruce hosts with familiar terpenoid defences. *Agricultural and Forest Entomology*, 20, 476–486.
- Hlásny T, Krokene P, Liebhold A, Montagné-Huck C, Müller J, Qin H, Raffa K, Schelhaas M-J, Seidl R, Svoboda M, Viiri H. 2019. Living with bark beetles: impacts, outlook and management options. From Science to Policy 8. European Forest Institute.
- Holt Hanssen, K. 2012. Snutebilleundersøkelsen 2010 – Hedmark og Oppland. Oppdragsrapport fra Skog og landskap 02/2012.
- Jepsen, J. U., Hagen, S. B., Ims, R. A., og Yoccoz, N. G. 2008. Climate change and outbreaks of the geometrids *Operophtera brumata* and *Epirrita autumnata* in subarctic birch forest: evidence of a recent outbreak range expansion. *Journal of Animal Ecology*, 77(2), 257-264.
- Kovacs, K. F., Haight, R. G., McCullough, D. G., Mercader, R. J., Siegert, N. W., og Liebhold, A. M. 2010. Cost of potential emerald ash borer damage in US communities, 2009–2019. *Ecological Economics*, 69(3), 569-578.
- Kurz, W. A., Dymond, C. C., Stinson, G., Rampley, G. J., Neilson, E. T., Carroll, A. L., Ebata, T., og Safranyik, L. 2008. Mountain pine beetle and forest carbon feedback to climate change. *Nature*, 452(7190), 987–990.
- Solberg, S., Næset, E., Hanssen, K. H., og Christiansen, E. 2006. Mapping defoliation during a severe insect attack on Scots pine using airborne laser scanning. *Remote Sensing of Environment*, 102(3-4), 364-376.
- VKM 2014. The EPPO PRA for *Agrilus planipennis*: assessment for Norway. Opinion of the Panel on Plant Health of the Norwegian Scientific Committee for Food Safety, 2014:13.
- Økland, B., Børja, I., Solheim, H., Rahlf, J., og Fløistad, I. 2019. Risiko for import av fremmede arter og brudd på tømmerforordningen – trendanalyse av importstatistikk for tømmer og treprodukter. NIBIO Rapport 5(69).
- Økland, B., Haack, R. A., og Wilhelmsen, G. 2012. Detection probability of forest pests in current inspection protocols—a case study of the bronze birch borer. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 27(3), 285-297.

2.5 Råtebekjempelse ved hogst av gran

Rotkjukeråten er vår aller viktigste skogsråte, og den er spesielt skadelig hos gran (Hysten og Granhus 2018). Ved slutthogst var i gjennomsnitt hvert femte grantre infisert av rotkjuke i en større råteundersøkelse i Norge (Huse mfl. 1994). I granskog på kalkrik mark kan frekvensen til rotkjukeråte være over 60 % (Hietala mfl. 2016a). Av volumet med sagtømmerdimensjoner som ble hogget i fjor i Norge, var opptil 500 000 m³ angrepet av rotkjuke, og kunne dermed ikke benyttes til sagtømmer. En m³ frisk granved (basisdensitet rundt 400 kg/m³, 50 % karboninnhold) tilsvarer ca. 0,83 tonn CO₂-ekvivalenter og 500 000 m³ frisk granved tilsvarer ca. 412 500 tonn CO₂-ekvivalenter. Rotkjuke mineraliserer ved først og fremst til CO₂ mens produksjon av CH₄ er lav (Hietala mfl. 2015). Ved med råte inneholder følgelig mindre karbon enn frisk ved, men det er vanskelig å estimere eksakte tall for hvor mye lavere karboninnholdet er i disse 500 000 m³ med tømmer, siden råteutviklingen er en dynamisk prosess og alltid mest avansert i nederste deler av stammen hvor råteangrepet er eldst. I trær hvor rotkjukeråte har kommet 8-9 meter oppover i stammen, noe som tar ca. 20-30 år eller mer, er over 25 % av veden blitt mineralisert til CO₂ i de nederste deler av stammen (Hietala mfl. 2009). I laboratorieforsøk har rotkjuke en maksimal respirasjonsrate ved vekst på trepulver på 25°C, og viser tydelig respirasjon mellom 2 og 33°C (Müller mfl. 2014). I samsvar med dette, vil sesongvariasjon i CO₂-konsentrasjoner inne i grankjerneved angrepet av rotkjuke variere, og nedbryting vil skje raskest i de varmeste periodene av sommeren (Hietala mfl. 2015). I tillegg til råte, forårsaker rotkjuke redusert vekst og økt dødelighet og vindfall hos angrepne trær, noe som reduserer totalproduksjon av tømmer i infiserte granbestand (se kapitlet om [økt stormstabilitet](#)).

Per i dag blir råttent tømmer utnyttet til massevirke (hovedsakelig produksjon av papirmasse), biobrensel eller andre formål som reduksjonsmiddel/katalysator i smelteverksindustrien. I følge nye kvalitetskrav, godtas det skogsråte inntil 50% av diameter i massevirke og inntil 90% av diameter i energigran. Siden rotkjukeråte følger kjernevedandel, blir mesteparten av råttent tømmer brukt til energived. Det innebærer at ressurser som i utgangspunktet kan gå til langlevde produkter blir benyttet til kortlevde produkter, og en får dermed en lavere substitusjonseffekt enn det en potensielt kunne hatt. I kontekst av det nasjonale klimagassregnskapet innebærer det at det har umiddelbart utslipp (bioenergi) eller kort halveringstid (halveringstid på 2 år i HWP-beholdningen), sammenliknet med om det hadde vært benyttet til sagtømmer (halveringstid på 35 år).

2.5.1 Tiltak

Fjerning av rotkjuke fra infiserte bestand er vanskelig siden soppen kan overleve i stubber i mange tiår. Skifte av treslag (det vil si et omløp med treslag som er motstandsdyktig mot rotkjuke) er det mest effektive tiltak mot rotkjuke. Men det er lite praktisert pga. mangel av alternative treslag med høy produksjonsverdi. I Finland, f.eks., har planting av gran bare økt de siste årene, og per i dag blir gran plantet uten å ta hensyn til råtefrekvens ved forrige tregenerasjon (Tuula Piri, Luke, personlig kommunikasjon 25.09.2019). Derfor burde man satse på forebyggende tiltak: vinterhogst i perioder med snø og frost i bakken, eller bruk av stubbebehandling (urea, Rotstop) ved sommerhogst og hogst i milde vinterperioder reduserer smitten. Riktig påført stubbebehandling reduserer smitten med over 90 %. Urea og Rotstop er vurdert som like effektive, men klimafotavtrykk av urea er 900 ganger høyere. Tusen liter stubbebehandlingsløsning er tilstrekkelig til ca. 120 dekar granskog ved flatehogst (man bruker like mye urea eller Rotstop per m² stubbeoverflate) og har karbonfotavtrykk på 1 200 kg hos urea og 1,35 kg hos Rotstop (Kujanpää og Virtanen 2010). Høyt klimafotavtrykk hos urea skyldes at den degraderes i naturen til CO₂ og nitrogenoksider og i tillegg har urea 900 ganger høyere utslipp fra transport enn Rotstop. I den finske utredningen om påvirkninger av klimaendringer for skogens helse ble det konkludert med at bruk av stubbebehandling burde økes i hele landet, også i regioner som begrenser seg til nåværende utbredelsesområder til rotkjuke (Müller mfl. 2012). Dette kan potensielt være et fornuftig tiltak også i Norge. I skogreisningsstrøkene hvor råtefrekvens er fremdeles relativt lav hos gran, og også hos sitkagran kan systematisk bruk av stubbebehandling være avgjørende

for å holde råteproblemet unna. I Finland og Sverige har stubbebehandling tidligere blitt rutinemessig praktisert først og fremst ved tynninger av granbestand. I Finland har kontrolltiltak mot rotkjuke vært lovregulert siden 2016, og i Sør- og Sentral-Finland er det blant annet obligatorisk å bruke stubbebehandling ved tynninger og slutthogst av gran- og furubestand utført om sommeren og milde vinterperioder. Behandling skal gjøres hvis stubbediameter er over 10 cm. Svenske forskere har beregnet at i sørlige deler av landet er stubbebehandling lønnsomt også ved slutthogst av gran på høy bonitet (G26 eller høyere) (Thor 2005).

2.5.2 Klimaeffekt av tiltak

Når det gjelder effekt av stubbebehandling som klimatilskudd, er det viktig å huske at vi fremdeles har lite kunnskap om langsiktige effekter av stubbebehandling. I simuleringsstudier har det blitt konkludert med at behandlingen er meget effektiv i friske bestand hvis det blir påført både ved slutthogst og tynninger hvis disse utføres i sommertid. I et simuleringsforsøk på et virtuelt, friskt bestand som ble avvirket om vinteren mens det i neste grangenerasjon ble utført tynninger sommertid uten stubbebehandling, konkluderte Möykkynen og Pukkala (2007) at over 20% av trærne i den neste generasjonen ville bli angrepet av rotkjuke før slutthogst, med den konsekvensen at sagtømmerutbyttet ville bli redusert med 10 % pga. stammeråte. Hvis tynninger ble gjort vintertid eller om man brukte stubbebehandling ved sommertynninger, ville råtefrekvens bli godt under 5 % ved slutthogst og reduksjon av sagtømmerutbytte 1-2 %. Hvis man klarte å redusere råtefrekvens til 5 % på landsbasis, skulle det bety økt årlig produksjon av over 300 000 m³ sagvirke. I et granbestand med 45 m³/dekar og sagtømmerandel på 70 %, ville 10 % reduksjon i sagtømmerutbytte tilsvare ca. 3,0 m³ eller 2,2 tonn CO₂ ekvivalenter. Hvis man i tillegg tar med redusert tilvekst/økt dødelighet (som i simuleringsforsøk reduserte totalproduksjonen ved 1.3 %, tilsvarende 5,8 m³) og mineralisering av råtnende ved blir opptaket av karbon redusert med opp mot 30 tonn CO₂ ekvivalenter per hektar. I tillegg kommer utslipp i andre sektorer og substitusjonseffekt, som er avhengig av produkter laget av råteved. Dette eksempelet er nok forenklet siden råtestatus og infeksjonstrykk varierer fra sted til sted. Det må også sies at vi fremdeles har for lite kunnskap om faktorer som påvirker hastigheten til nedbrytingen av ved og spredning av rotkjuke mellom trær. Men, basert på biologien til rotkjuke og industriens behov for virkestilgang hele året, har vi gode grunner til å forvente at omfanget til rotkjukeråten i Norge kommer til å øke på grunn av videre økning av hogst om sommeren og milde vintre pga. klimaendring. Det faktum at rotkjukeråte er enda mer omfattende i varmere strøk som f.eks. i Baltiske land støtter dette. Varmere somre med lengre vekstsesong gjør at perioden med høy sporeproduksjon og gode infeksjonsbetingelser blir lenger. En generell økning i lufttemperatur vil akselerere vednedbrytingen av rotkjuke, noe som igjen resulterer i raskere spredning av rotkjuke både innen og mellom trær. I følge finske klimaendringsscenarier kan nedbrytningsaktiviteten til rotkjuke øke mer enn tilveksten pga. temperaturøkning i Sør-Finland (Müller mfl. 2012). Mildere vintre med lengre snøfrie perioder resulterer i økt smittefare også ved vinterhogst, på grunn av utvidet sporuleringssesong til rotkjuke og på grunn av økt frekvens av sårskader forårsaket av maskinell drift på stammen og røtter til gjenstående trær ved tynninger. Fordobling av råtefrekvens fra dagens nivå skulle bety årlig avvirkning av opptil 1 mill. m³ gran med råte.

Råte i stående skog fanges opp indirekte i det nasjonale klimagassregnskapet under FNs klimakonvensjon gjennom redusert tilvekst i trær angrepet av rotråte, og videre indirekte gjennom redusert andel av avvirket volum som kan gå inn i karbonbeholdningen i langlevde treprodukter (harvested wood products - HWP). Det har blitt påvist at råte kan redusere radial tilvekst på brysthøyde med 10% (Oliva mfl. 2010). Dette skyldes, i hvert fall delvis, allokering av ressurser til å danne forsvarsvev med høy innehold av fenoler på grenseområde mellom yteved og kjerneved (Oliva mfl. 2012). Foreløpig kan man anslå at karbonlagring i infiserte trær sannsynligvis blir redusert mindre enn 10% siden forsvarsvev har høyere karboninnhold pga. fenoler enn frisk ved. Det kan også påvirke netto tilvekst og sagtømmerandel gjennom at bestand med råte avvirkres tidligere enn det som

ville vært økonomisk optimal hogstalter uten råteangrep. Det er imidlertid ikke mulig å kvantifisere denne effekten per i dag.

2.5.3 Kostnader

Hvis man fortsetter som før og bruker lite kontrolltiltak, kommer råtefrekvens i norsk granskog til å øke fremover, siden rotkjuke er blitt vurdert som klimavinner (Solheim mfl. 2013). Det er sannsynlig at uten tiltak blir råte et større problem også i skogreisningsstrøkene om ikke så lenge. For å oppskalere direkte og indirekte klimaeffekter av rotkjuke og kontrolltiltak, burde man vite volumet av tømmer med råte, noe vi ikke vet med sikkerhet. Ekstrapolert ved hjelp av råtevolumestimat fra Finland (6,9 % av hogget granved) fra 1990-tallet (Mäkelä mfl. 1998), hadde omlag 500 000 m³ av det avvirkede volumet i Norge med gran råte forårsaket av rotkjuke. Dette stemmer godt med erfaring – av volumet gran solgt gjennom Allskog i periode mellom 2.1. 2017 og 12.11. 2019, havnet 5,6% som energived, hovedsakelig pga. råte (Espen Loe, fagsjef skog ved Allskog, personlig kommunikasjon 18. 11. 2019). Det blir vanskeligere å vurdere gevinsten av kontrolltiltak mot rotkjuke (stubbebehandling, blandingsskog, treslagsskifte) siden det må baseres på simuleringsforsøk som har en god del usikkerhetsmomenter. I tillegg burde man ta hensyn til forskjell i etterspørsel og pris mellom gran/furu og bjørk, de mest aktuelle treslag og risiko for andre skader som elgbeiting. Men her må man også ta hensyn til framtidsscenario.

Det er urealistisk å bli kvitt all råte i granskog, men hindring av videre økning av råtefrekvens og eventuelt reduksjon av råte på sikt kan gjennomføres med relativt enkle tiltak, og potensielt ha positive effekter med hensyn både på klima og næring. I fjor ble ca. 6 mill. m³ granved hogd mellom mars og oktober, en periode man burde brukt stubbebehandling. Stubbebehandling koster ca. 5-10 kroner per m³ basert på finske erfaringstall, og totalkostnaden med systematisk forbruk skulle kunne være fra 30 mill. kr og oppover. I følge Metsäteho undersøkelse i Finland, bruker man ca. 1,1 liter Urea/Rotstop per 1 m³ ved første tynning, 0,72 liter per m³ ved senere tynninger og 0,4 liter per m³ ved slutthogst. Per dekar blir det henholdsvis 5,1 liter, 4,5 liter eller 8,1 liter Urea/Rotstop ved første tynning, senere tynninger og slutthogst. Siden man bruker mest stubbebehandling per m³ ved første tynning, er dette også dyrest og kan fort bli dobbelt så kostbar som behandling ved slutthogst. En 150 000 m³ reduksjon av årlig hogd råteved (fra dagens estimat på 500 000 m³) som resultat av kontrolltiltak skulle dekke kostnaden til stubbebehandling. Hvis man tar hensyn til substitusjonseffekt (Zubizarreta-Gerendiain mfl. 2016), det vil si økt produksjon av sagtømmer på 150 000 i stedet for massevirke på grunn av råte, da kan klimaøkonomisk gevinst i form av tonn CO₂ ekvivalenter potensielt kunne bli ca. 28 mill. NOK målt i dagens pris (andre klimaøkonomiske konsekvenser er ikke inkludert). Vi trenger mer data om mengden råteved i norske skoger og også langsiktige forsøk på effekter av kontrolltiltak mot råte. Men, det virker slik at hvis man tar hensyn til substitusjonseffekt, kan kontrolltiltak bli dobbelt så lønnsomt som om man bare så på økt produksjonsverdi. Vesentlig økt samfunnsøkonomisk effekt kunne rettferdiggjøre offentlige insentiver for å stimulere råtebekjempelse.

2.5.4 Barrierer for gjennomføring av tiltak

Stubbebehandling blir lite brukt i Norge sammenliknet med Sverige og Finland (Hietala mfl. 2016b). I Norge tynnes det relativt lite sammenliknet med i Sverige og Finland (se kapitlet om tynning), noe som kan være en del av forklaringen. De fleste entreprenører har montert utstyr for stubbebehandling på tynningsmaskiner (Hietala mfl. 2016b), men det er ukjent i hvilket omfang det benyttes, og hvorfor det eventuelt ikke benyttes i noen tilfeller. Ved sluttavvirkning er det varierende praksis i Sverige og Finland, mens en har svært lite omfang av slik behandling i Norge. Noe større usikkerhet knyttet til effekten av slik behandling etter slutthogst kan være en del av årsaken til det. En spørreundersøkelse fra 2014 (Hietala mfl. 2016b) indikerte at en vesentlig andel av aktørene innen norsk skogbruk hadde for lite kjennskap til råte og råteproblemet i granskog, men det er ikke entydig hva som er de mest sentrale barrierene mot økt bruk av stubbebehandling. Dersom en ønsker å øke bruken av

stubbebehandling ved tynning og slutthogst kan det være gunstig å kartlegge bruken per i dag, og årsaker til hvorfor det ikke benyttes. Dette kan være ekstrakostnader ved maskininvesteringer og til selve behandlingen, manglende kunnskap eller holdninger hos forskjellige aktører innen skogbruk, eller ha andre årsaker.

2.5.5 Betydning for naturmangfold

Rotrâte er en vanlig sopp, og den forekommer oftere i kulturskog enn i naturskog. En bekjempelse vil kunne begrense omfanget, men ikke utrydde soppen. Tiltakene har ingen kjente direkte negative effekter på andre sopper.

Râte forårsaket av rotkjuke hos gran er av type hvitrâte hvor både lignin, hemicellulose og cellulose blir utnyttet av soppen. Side rotkjukerâte er begrenset i kjerneved, påvirker det i mindre grad treets styrke. En kan derfor ha som utgangspunkt at mye av det angrepne volumet vil være i stående trær ved hogst, og vil inngå i hogstvolumet som transporteres ut av skogen. Men trærne vil ikke være like stormsterke som friske trær. Betydningen av bekjemping av rotrâte gjennom påvirkning på tilgjengelig volum død ved for andre organismer vurderes derfor som begrenset. Det er imidlertid ikke gjort konkrete studier av dette som vi er kjent med.

Det er allment kjent at det å la bulten og avkappinger av ved infisert av rotkjuke ligge igjen i skog etter hogst kan markant øke lokal infeksjonstrykk siden slikt materiale er ypperlig substrat for dannelsen av fruktleger til rotkjuke. 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 siden det ikke finnes noen tidligere studier på dette.

Dersom det gjøres tiltak i form av et omløp med bjørk og eventuelt blandingsskog, vil det kunne ha betydning på biologisk mangfold gjennom endret treslagssammensetning. Treslagssammensetning vil påvirke det biologiske mangfoldet både i form av vegetasjon og artssammensetning i jordsjiktet. Betydningen av dette vil avhenge av landskapsbildet i området.

2.5.6 Referanser

- Hietala, AM., Dörsch, P., Kvaalen, H. og Solheim, H. 2015. Carbon dioxide and methane concentrations in Norway spruce stems infected by white-rot fungi. *Forests* 6
- Hietala, AM., Nagy NE., Burchardt E. og Solheim, H. 2016a. Interactions between soil pH, wood heavy metal content and fungal decay at Norway spruce stands. *Applied Soil Ecology* 107:237-243.
- Hietala, AM., Nagy, NE., Steffenrem, A., Fossdal, CG., Kvaalen, H. og Solheim H. 2009. Spatial patterns in hyphal growth and wood degradation within Norway spruce stems colonized by the pathogenic white-rot fungus *Heterobasidion parviporum*. *Applied and Environmental Microbiology* 75: 4069-4078.
- Hietala, AM., Solheim, H. og Talbot, B. 2016b. Râte i granskog: Det er store forskjeller i kjennskap til forekomst og kontrolltiltak innen norsk skogbruk. NIBIO POP 2(28).
- Huse, K.J., Solheim, H. og Venn, K., 1994. Râte i gran registrert på stubber etter hogst vinteren 1992. Rapp. Skogforsk 23/94, 1–26.
- Hysten, G. og Granhus, A. 2018. A probability model for root and butt rot in *Picea abies* derived from Norwegian national forest inventory data. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 33(7), 657-667.
- Kujanpää, M. og Virtanen, V. 2010. Carbon footprint of Rotstop SC, Research Report VTT-R-70442-10, 2010

- Müller, M.M., Hantula, J., Henttonen, H., Huitu, O., Kaitera, J., Matala, J., Neuvonen, S., Piri, T., Sievänen, R., Viiri, H. og Vuorinen, M. 2012. Skogens helse (på Finsk). I: Asikainen Antti, Ilvesniemi Hannu, Sievänen Risto, Vapaavuori, Elina, Muhonen, Timo (ed.). 2012. Bioenergi, klimaendring og finske skog (På Finsk). Working Papers of the Finnish Forest Research Institute 240. 211 s. ISBN 978-951-40-2378-1 (PDF).
<http://www.metla.fi/julkaisut/workingpapers/2012/mwp240.htm>.
- Müller, M.M., Sievänen, R., Beuker, E., Meesenburg, H., Kuuskeri, J., Hamberg, L. og Korhonen, K. 2014. Predicting the activity of *Heterobasidion parviporum* on Norway spruce in warming climate from its respiration rate at different temperatures. *Forest Pathology* 44: 325-336.
- Mäkelä, M., Lipponen, K. og Saiinio, M. 1998. Mengde, kvalitet og forbruksmuligheter av råtegran som råstoff til papirmasse (på finsk). *Metsätehon raportti* 50. 29 sider
- Möykkynen, T. og Pukkala, T. 2007. Spredning av rotkjuke i granskog og i gran-furu blandingsskog i sør Finland basert på mekanistisk model (på finsk). *Metsätieteen aikakauskirja I*/2007:5-8.
- Oliva, J., Camarero, J.J. og Stenlid, J. 2012. Understanding the role of sapwood loss and reaction zone formation on radial growth of Norway spruce (*Picea abies*) trees decayed by *Heterobasidion annosum* s.l. *Forest Ecology and Management* 274:201-209.
- Oliva, J., Thor, M. og Stenlid, J. 2010. Reaction zone and periodic increment decrease in *Picea abies* trees infected by *Heterobasidion annosum* s.l. *Forest Ecology and Management* 260: 692-698.
- Solheim, H., Fossdal, C.G. og Hietala, A.M. 2013. Rotkjuke – granas verste fiende. I: Solheim, Halvor. 2013. Klimavinnerne - blant soppene. Norsk Institutt for Skog og landskap. 15 s.
- Thor, M. 2005 Stubbebehandling mot rotröta lönsam - också i sluttavverkning. Resultat från Skogforsk Nr. 9.
- Zubizarreta-Gerendiain, A., Pukkala, T. og Peltola, H. 2016. Effects of wood harvesting and utilization policies on the carbon balance of forestry under changing climate: a Finnish case study. *Forest Policy and Economics* 62: 168-176.

2.6 Øke stormstabilitet

Stormskader er den skadetyper som utgjør det største volumet av skadd virke, for Europa som helhet. Omkring halvparten av alt skadd virke skyldes stormskader (Schelhaas mfl. 2003). Dette volumet har økt betydelig de siste 50-100 år, og årsakene til dette er hovedsakelig en gjennomgående økning i skogens høyde, alder og volum. I tillegg kommer en endring i klimatiske forhold som en mer våt og tien (uten tele) jord vinterstid og en svak økning i frekvens av sterk vind. Også mer spesifikt for Norge er vind- og snøskader de årsakene som førte til mest skader både på gran og furu (Timmermann mfl. 2018). Likevel, hvis vi ser på omfanget av snø- og vindskader i Landsskogtakseringens data så har dette vært lavt, -dels ved at omkring 90% av flatene ikke hadde noen skader i løpet av en 15-års periode, og dels ved at skadene rammet under 5% av stående volum (Solberg mfl. 2019).

2.6.1 Aktuelle tiltak

Stormskader vil i første omgang gi umiddelbare utslipp i klimagassregnskapet gjennom den avgangen vi får av trær som skades og som blåser ned. I tillegg vil en del hardt skadde skogbestand sluttavvirkes før ordinær hogstmodenhet, og dermed går man glipp av potensiell tilvekst og potensielt CO₂-opptak. Et tilleggsaspekt er tapt inngang til treprodukter (HWP) – og tapt substitusjonspotensial – gjennom at en del virke blir liggende igjen i skogen og råtne opp etter storm, enten fordi det ikke er teknisk eller økonomisk drivverdig å drive det ut av skogen, eller fordi det ikke er salgbart på grunn av mekaniske skader, fiberbrudd og splintrang av veden.

Tiltak for å redusere omfanget av stormskader kan grupperes i to, kortsiktige tiltak som gir en effekt umiddelbart, og langsiktige tiltak som vil gi en effekt først om 50-100 år. Vi vil her beskrive disse to gruppene av tiltak, og gjøre beregningene for redusert CO₂-utslipp med ulike metoder for disse to kategoriene.

2.6.2 Kortsiktige tiltak

En betydelig risikofaktor for stormskader er hogst. Ved hogst fristilles gjenstående trær, og de blir brått eksponert for vind. De kortsiktige tiltakene har effekt på den «sosiale stabiliteten», som er den ene av to komponenter i trærnes stabilitet. Før en hogst vil trærnes stabilitet mot stormskader være delvis et resultat av sosial stabilitet, ved at trærne støtter og skjermer hverandre i sterk vind, og ved at vinden ikke har åpninger og kanter hvor den får et vindfang på trekronene. Kronetaket vil i stor grad være lukket slik at vinden stryker over. Etter hogst vil trærne få større svingninger, vinden vil skape turbulens i åpninger i kronetaket, og nye hogstflater lar vinden få økt vindstyrke inn mot nye kanter. På kort sikt kan vi redusere omfanget av stormskader ved å endre hogstføringen i skogen, det vil si hvordan hogster gjennomføres. Dette er relevant både for tynning og sluttavirkning.

2.6.2.1 Unngå sein tynning

Ved tynning reduseres den sosiale stabiliteten, og hvor sterk reduksjonen er avhenger av styrken på tynningen, tettheten i bestandet før tynning og høyden på trærne. Seine tynninger bør unngås. Det er ingen generell grense for hvor seint i bestandets alder man kan tynne, ettersom dette vil variere med lokale vindforhold og trærnes muligheter for forankring på stedet. Imidlertid kan en tenke seg at som et praktisk forvaltningstiltak likevel setter en grense for å gjøre det pedagogisk og enkelt å gjennomføre. Som et eksempel på en enkel retningslinje for skogforvaltning det man fraråde all tynning etter at overhøyden har nådd 16m. Dette er ment som et eksempel og kan utredes nærmere, både om det bør gjøres så generelt og om ei grense bør gå på 16 m.

2.6.2.2 Unngå lukkede hogster

Lukkede hogster vil, på samme måte som seine tynninger, redusere den sosiale stabiliteten. Lukkede hogster er skjermstillingshogster, frøtrestillingshogster og det kan inngå i såkalt Continuous Cover Forestry (CCF). Skjermstillingshogster og CCF har blitt populært i utlandet og til dels i Norge i seinere

år, ettersom det gir et mindre radikalt inngrep i naturen, og dermed kan være positivt med tanke på biologisk mangfold (se kapittel om naturmangfold) og friluftsinnteresser. Forskningen har ikke gitt et entydig bilde på at CCF øker risikoen for stormskader. En del studier har vist at omfanget av vindskader blir lavere ved CCF enn konvensjonelt, ensaldret bestandsskogbruk, mens andre studier har vist det motsatte. En snauhogst kan også føre til redusert sosial stabilitet i omkringliggende skog, både ved at det oppstår nye bestandskanter og ved at vindhastigheten kan akselerere over snauflater. Dette avhenger av alder og høyde på de nye bestandskantene. De varierende resultatene fra litteraturen må derfor tilskrives forskjeller mellom studiene når det gjelder skogstruktur, hogstføring og vindstyrke. Samlet sett kan man ikke komme utenom at lukkede hogster må anses på samme måte som seine tynninger, det vil si at risikoen for vindfall øker etter slik hogst.

2.6.2.3 Unngå gjensetting av «evighetstrær»

Jamfør PEFC Skogstandard så skal det ved foryngelseshogst (flatehogst, frøtrestillingshogst og slutthogst av skjermstillinger) settes igjen minst 10 stormsterke trær pr. hektar som livsløpstrær, gjerne i grupper. I de tilfeller der dette er grantrær, ser vi ofte at trærne blåser ned eller tørker i løpet av få år. Dette utgjør små volumer og lite CO₂-utslipp, men hvis man unngår dette vil det ha en viss effekt.

2.6.2.4 Bedre arrondering av flatehogster (bestand)

Vindfall oppstår ofte i bestandskanter, og særlig i nye bestandskanter mot hogstflater. I Norge har vi store variasjoner i vekstforhold over korte avstander, mange små skogeiendommer og ofte langsmale teiger, og dette fører til relativt sett mye bestandskant. Man kan redusere omfanget av vindskader ved å redusere mengden (lengden) av bestandskanter. Dersom man tilstreber å arrondere skogen i retning av større bestand og også til en viss grad i retning av kompakte former (sirkulære) bestand, så vil den totale kantlengden gå ned. Man kan trolig også redusere omfanget av vindfall i hogstkant ved å legge større vekt på å finne sterke kanter, hvor man har glissen tresetting, trær med lang krone og stor avsmalning, og gjerne furu.

2.6.3 Langsiktige tiltak

Langsiktige tiltak påvirker «enkelttre-stabiliteten», som er den andre hovedkomponenten av stabilitet. Dette angir hvor mye vind- og snøkrefter et enkelt tre tåler alene, det vil si hvis man tenker seg treet fristilt. Enkelttre-stabiliteten er et resultat av både rotsystemets forankring og stammens styrkeegenskaper mot brekk og bøy. For å oppnå høy enkelttre-stabilitet må man begynne med ungskogen og tenke langsiktig.

2.6.3.1 Unngå overtett ungskog (ungskogpleie)

En ungskogpleie med tanke på økt stabilitet mot storm vil gå ut på å regulere treantallet ned i overtett ungskog og sørge for at trærne står noenlunde jevnt fordelt. Vårt inntrykk fra næringen er at den ungskogpleien som drives stort sett er tilfredsstillende med tanke på stormstabilitet, men at omtrent 50% av ungskogen ikke behandles. Dette tallet er et estimat basert på statistikk for arealet av sluttavvirkning, antall solgte planter, og arealet av utført ungskogpleie. En viktig årsak til manglende ungskogpleie er manglende kartfesting av ungskogfelt. Vi arbeider på NIBIO i samarbeid med Norskog nå med et prosjekt for å utvikle en satellittbasert kartlegging av ungskog. Dersom dette fungerer, så vil det gi skogoppsynet bedre muligheter til å følge opp at ungskogpleie blir utført. Det kan dermed være et viktig tiltak for mer ungskogpleie, og mer stormsterk skog på lang sikt. At bedre ungskogpleie kan ha en betydelig effekt er vist i en simulering av stormskader med ulike alternativer for ungskogpleie (Solberg 2008). Se for øvrig kapitlet om ungskogpleie.

2.6.3.2 Råtebekjempelse

Rotråte reduserer trærnes forankring og stabilitet, og tiltak mot rotråte vil dermed øke stormstabiliteten. Se kapitlet om råtebekjempelse for mer detaljer.

2.6.3.3 Treslagsvalg

Generelt regnes furu som mer stormsterk enn gran, da furu generelt har et større rotsystem og mindre vindfang i krona. Løvtrærne er også mer stormsterke ved at vindfanget blir 90% lavere om vinteren enn om sommeren, og stormskader inntreffer som oftest i vinterhalvåret. Mer furu- og løvskog (renbestand) kan redusere omfanget av vindskader. Imidlertid vil da tilveksten, og dermed netto CO₂-opptak i levende biomasse, bli redusert til grovt sett halvparten av det vi får med granskog. Samlet sett er det derfor tvilsomt om det gir en netto CO₂-gevinst ved treslagsskifte fra gran til furu og løv. Dette må imidlertid sees i sammenheng med andre tiltak, og treslagsskifte til løv på egnede arealer kan være et tiltak mot råde (se kapitlet om [råtebekjempelse](#)) og forebyggende med hensyn på skogbrann (se kapitlet om [skogbrannbekjempelse](#)).

Et begrenset lauvinnslag i bestandet har liten betydning for stormskader, men blandingsbestand lauv – bar kan ha dårligere stormstabilitet. Det har vært spekulert på om herdingen av trærne og trærnes sensing av vind- og snøbelastning bare er aktiv i vekstsesongen, og at man av den grunn bør fjerne løvtrær i granbestand (Persson 1975). Persson (1975) viste til at en kappe av løvtrær rundt et granbestand ikke beskytter grantrærne mot vindskader som man kanskje kunne tro, men tvert imot i en del tilfeller øker vindskadene på grantrærne. Forsøk har riktignok vist at herdingen av trærne også fungerer under veksthvilen vinterstid, men herdingen er da svakere og den er indirekte ved å føre til økt sensitivitet og herding i påfølgende vekstsesong (Valinger mfl. 1995).

2.6.3.4 Etablere sterke bestandskanter

På samme måte som nevnt ved ungskogpleie over, vil reduksjon i treantall i bestandskantene øke stabiliteten i skogen på sikt. Det er imidlertid ekstra viktig å redusere treantallet og utføre ungskogpleie i bestandskanter, fordi bestandskantene på ulike tidspunkter i bestandets utvikling vil danne kant mot nabobestand som blir hogget. Treantallet i bestandskanter bør reduseres mer enn inne i bestandene, og generelt bør man sette igjen omkring 100 trær per dekar i bestandskanten, og så gradvis tettere mot vanlig tetthet i en kantsone på en potensiell trelengde (ca. 20 m).

2.6.4 Klimaeffekt av stormskader

Den direkte effekten av stormskader er vindfelt virke som forblir i skogen og brytes ned. En del av det stormfelte virket blir ikke drevet ut av skogen fordi det ligger spredt og fordi en del vrakes. I tillegg kommer at vi får en forskyvning fra sagtømmer (langlivede treprodukter) til masse- og bioenergivirke (kortlivede treprodukter). En undersøkelse på Landsskogtakseringens flater i Sør-Norge og registreringene i årene 2005-2015 viste at 6,3% av flatene hadde vindskader i denne perioden, og i 90% av tilfellene utgjorde skadene under 11% av volumet. I gjennomsnitt for alle disse flatene var 0,30% av volumet skadd av vind gjennom en 5-års periode, og det tilsvarer 0,06% av volumet i årlig vindskade. Hvis vi regner med at dette er representativt for hele landet, og vi har en stående kubikkmasse i Norge på 960 mill. m³, så får vi et estimat på 580 000 m³ vindfelt virke per år. Til sammenlikning har Skogbrand forsikring for årene 2014-2018 estimert et årlig nedblåst kvantum på 130 000 m³, basert på det de har fått innrapportert for det arealet som er forsikret (40%) + samme omfang på det uforsikrede arealet (60%), og gitt et stående volum på 20 m³/dekar i snitt. Dette er et vesentlig lavere tall enn vårt estimat på 580 000 m³. Imidlertid synes vårt estimat å være bra, fordi Skogbrand forsikring ikke får melding om alle vindfelte skader selv på det forsikrede arealet, fordi minimumsarealet for skadeserstatning er 2 dekar, og ikke minst fordi det i årene 2014-2018 ikke var store stormskader. Sterke stormskader hadde vi derimot flere av i perioden fra 1992 til 2013 (tabell 6)

Tabell 6. Estimerte vindfelte volumer for noen store stormskader siden 1992 (kilde: Skogbrand forsikring)

Dato	Volum i m ³
1.1.1992 (Nyttårsorkanen)	2 000 000
30.10.2000	200 000
16.8.2000	200 000
15.11.2001	500 000
6.12.2003	200 000
26.12.2011 (Dagmar)	1 500 000
Nov./des. 2013 (Hilde og Ivar)	500 000
SUM	5 100 000

Vi går videre i beregningene med estimatet på 580 000 m³ årlig nedblåst virke. Dette tilsvarer en total biomasse over og under bakken på omtrent 580 000 tonn, og med 47% av dette som karbon gir det 273 000 tonn, og CO₂ tilsvarer 44/12 av dette igjen, så får vi et estimert CO₂-utslipp på 1,0 mill. tonn per år. Dette er et estimat som bare gjelder dersom alt dette virket ble liggende ute å råtne. Som nevnt over var skadeomfanget i de fleste tilfellene (90%) lavere enn 11% av volumet, og slike spredte skader blir neppe tatt ut av skogen. Hvis vi regner med at vindfelt virke bare blir tatt ut av skogen dersom skadene er sterkere enn 50%, og regner ut hvilken andel av vindfallvolumet dette utgjorde, så ble det 80%. Det betyr at 20% av årlig vindfelt virke blir liggende igjen. Dette vil gi et estimert, årlig CO₂-utslipp fra vindfall på 0,2 mill. tonn. Det er usikkert hvor mye man kan redusere dette med de ulike tiltakene som er beskrevet over. Dersom man antar at man klarer å halvere omfanget av stormskader, vil muligheter for redusert utslipp være i størrelsesorden 0,1 mill. tonn CO₂ per år.

Den indirekte effekten av stormskader er forkortet omløpstid og for tidlig hogst i sterkt skadde bestand, og dermed redusert tilvekst og karbonbinding. Også her får vi en viss dreining fra langlivede til kortlivede treprodukter, på grunn av mindre tømmerdimensjoner. I datasettet over utgjorde flatene med > 50% skade kun 18 av 20 500 flater, det vil si 0,88 promille. Vi bruker dette som et estimat på hvor stor andel av skogarealet som får slik forkortet omløpstid. Hvis vi videre anslår at det stort sett er eldre og gammel skog som rammes, og at slik skog i gjennomsnitt har en kubikkmasse på 80% av det de ville hatt ved hogstmodenhet, så får vi 20% reduksjon i tilvekst og karbonbinding på dette arealet. Med en årlig tilvekst i Norge på 25 mill. m³, så gir da dette et estimert tap av volumtilvekst på 25 mill. m³ x 0,88 x 10⁻³ x 20% = 4400 m³ per år. Vi ser at dette utgjør en ubetydelig del (0,75%) av effektene av vindskader, sammenliknet med den direkte effekten av at vindfelt virke råtner.

En annen indirekte kostnad er at en del av virket blir ødelagt som sagtømmer. Langlivede treprodukter er hovedsakelig basert på sagtømmer, og stormskader fører derfor til at virket gjennomgående får en noe kortere levetid.

Samlet sett har tiltak for å øke stormstabiliteten et potensial på i størrelsesorden 0,1 mill. tonn CO₂ per år i reduserte utslipp.

2.6.5 Kostnader

Når det gjelder kostnader så vil en justering av skogbehandlingen før sluttavirkning føre til små ekstra kostnader, - hvis noen. Ungskogpleie bør gjøres av mange andre årsaker også, og tiltak for mer ungsogpleie vil derfor kunne forsvares som et tiltak som uansett bør gjøres. Å kutte ut seine tynninger vil være kostnadsbesparende, ettersom slike tømmerdrifter ofte har liten netto verdi. Det synes lønnsomt å utsette hogsten til den kan gjennomføres som en sluttavirkning. Det som særlig vil drive opp kostnadene er økt fokus på gode bestandskanter og bedre arrondering av snaufletehogster. Dette vil ofte kreve mer grundig befarings før hogst ved at man må finne nye bestandskanter / soner i skogen

hvor trærne står glissent og har lang, grønn krone. I tillegg vil dette føre til at bestandsinndelingen må oppdateres i planleggings- og forvaltningsverktøy, det vil si skogbruksplan med tilhørende GIS-data. En estimering av slike kostnader er imidlertid vanskelig, og må eventuelt gjøres i et oppfølgingsprosjekt.

2.6.6 Barrierer for gjennomføring av tiltak

En hovedbarriere for gjennomføring av ungskogpleie er tilgang på personell, og særlig personell som er kvalifisert til å gjøre bedømmelser av sannsynlighet for vindskader.

En annen og større barriere er det å gjennomføre tiltak for å få bedre flatekanter. Kostnadsnivået til personell er høyt i Norge, og i tillegg kommer høye kapitalkostnader på skogsmaskiner. Maskinene må ofte gå 2 skift om dagen, og et nødvendig hogstkvantum for en hogstmaskin og 2 lassbærere som går sammen er omkring 350 m³/dag. Dette, sammen med at vi i Norge har mange små skogbestand, gjør at tømmerdrifter må enkelt kunne settes i gang og gjennomføres. Overføring av bestands-polygoner fra skogbruksplan til hogstmaskin er et effektivt tiltak for å bestemme avgrensingen av hogsten. Dersom man må inn og revurdere hogstkanter i hvert enkelt tilfelle, så vil hogstkvantumet per dag for maskinene fort kunne reduseres betydelig.

2.6.7 Betydning for naturmangfold

Stormfelling er en del av naturlig dynamikk i skog. Stormfelling skaper død ved og åpninger i skogen som øker heterogeniteten i skogbunnen og gir livsgrunnlag for mer lyskrevende arter. Stormfelling er i dag blant de viktigste årsakene til generering av død ved av grovere dimensjoner, og er særlig viktige i Vestlandets furuskoger. Tiltakene som foreslås vil kunne medføre svake populasjonsreduksjoner av arter knyttet til død ved og typiske arter for lysåpninger i skog. Med en forventet økning i hyppighet av sterke stormer som følge av klimaendring og som de foreslåtte tiltakene neppe kan kompensere for, kan en ikke forutse større negative effekter på biomangfold.

2.6.8 Referanser

- Persson, P. 1975. Stormskador på skog: uppkomstbetingelser och inverkan av skogliga åtgärder. Royal College of Forestry, Stockholm. 294 sider
- Schelhaas, M.J., Nabuurs, G.J. og Schuck, A. 2003. Natural disturbances in the European forests in the 19th and 20th centuries. *Global Change Biology*, 9, 1620-1633
- Solberg, S. 2008. Storm og skogskader : risiko for stormskader i skog, og betydningen av skogbehandlingen. Ås: Norsk institutt for skog og landskap. Rapport: Forskning fra Skog og landskap;1/08
- Solberg, S., McInnes, H. og Blennow, K. 2019. Årsaksfaktorer for vind- og snøskader i Sør-Norge. NIBIO Rapport 5(85)
- Timmermann, V., Andreassen, K., Brurberg, M.B., Clarke, N., Herrero, M.-L., Jepsen, J.U., Solheim, H., Strømeng, G., Talgø, V., Vindstad, O.P.L., Wollebæk, G., Økland, B. og Aas, W. 2018. Skogens helsetilstand i Norge. Resultater fra skogskadeovervåkingen i 2017. I (side 86): NIBIO Rapport 4(102)
- Valinger, E., Lundqvist, L. og Sundberg, B. 1995. Mechanical bending stress applied during dormancy and (or) growth stimulates stem diameter growth of Scots pine-seedlings. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere*, 25, 886-890

2.7 Skogbrannbekjempelse og forebyggende skogskjøtsel

2.7.1 Bakgrunn

Skogbrann er en naturlig økologisk faktor som har vært en del av den naturlige dynamikken i det boreale barskogbeltet til alle tider (Bleken mfl. 1997). Skogbranner kan være naturlige eller menneskeskapte. Naturlige branner er forårsaket av lynnedslag med påfølgende antenning. Menneskeskapte branner kan være forårsaket av gnist fra tog, skogsdrift, trefall over kraftlinjer og et stadig økende friluftsliv. De lynantente brannene utgjør i størrelsesordenen 10% av alle branner, men dette kan variere fra år til år. Grovt deles skogbrannforløp inn i løpebrann som følger bakken og kronebrann eller toppbrann. Ved større skogbranner er brannforløpet vanligvis en kombinasjon av disse. I Norge er furuskogene de mest brannutsatte, men de er også best tilpasset skogbrann ved at eldre trær har tykk bark og krona er høyt hevet over bakkevegetasjonen. Fordi furuskogene er lysåpne finner en her ofte velutviklet bakkevegetasjon av lyng, moser og lav som sammen med strøet utgjør det viktigste finfordelte brenselet under skogbranner. Spesielt er magre furuskoger med stort innslag av røsslyng brannutsatte, og ungskogsbestand hvor furukronene fortsatt ikke er oppkvistet er kanskje den aller mest brannutsatte skogtypen i Norge.

I rene granskoger er brannfaren mindre fordi fuktighetsforholdene er høyere, og biomassen i feltsjiktet mer sparsom på grunn av begrenset lystilgang. I tillegg utgjør innslaget av urter og gress med stort fuktighetsinnhold en langt større andel av biomassen enn tørkeutsatte lyngarter. Det betyr mindre brensel, og mindre brannfarlig brensel. Løpebranner i ren produksjonsskog av gran er derfor sjeldent forekommende i Norge. På foryngelsesflater av gran med stort grasinnslag kan derimot brannfaren være stor, særlig tidlig på året. Under brannforløp i sterk vind vil faren for kronebrann i gran være stor på grunn større kronebiomasse og at kronene når helt ned til bakken.

Skogbranner skiller seg fra bygningsbranner ved at brenselet ikke er begrenset i utstrekning og at oksygentilgang ikke er en begrensede faktor. Det betyr at skogbranner har et stort potensiale når forholdene ligger til rette, det vil si når skogbrannfaren er stor. Skogbrannfareindeks brukes til å angi skogbrannfaren under ulike værforhold. Skogbrannfaren i Norge varsles av Meteorologisk institutt og angis på en skala fra den tyske skogbrannfareindeksen WBKZ (Waldbrannkennziffer), med «stor skogbrannfare» (WBKZ>60), «skogbrannfare» (WBKZ>30) og «liten skogbrannfare» (WBKZ<30). Skogbrannfareindeksen beregnes på grunnlag av nedbør, temperatur, fordampning og vegetasjonsforhold. For tiden er skogbrannfareindeksen under revisjon fordi man i Norge skal gå bort fra den gamle tyske skogbrannfareindeksen WBKZ til den kanadiske skogbrannfareindeksen FWI (FireWeatherIndex), som også tar hensyn til vindforholdene og jordfuktighet.

Statistikk over antall skogbranner, areal og kartfesting er tillagt Direktoratet for samfunnssikkerhet og beredskap (DSB). Brannregimet i Norge viser at vi har mange små branner, og bare 2% av brannene er større enn 100 dekar. Etter den store skogbrannen i Froland i 2008 (Nygaard og Brean 2014) ble norsk skogbrannberedskap og håndtering av store branner evaluert på ny (DSB 2008). Det ble konkludert med at skog- og utmarksbranner skal unngås, små branner skal slokkes før de blir store, og at store branner skal håndteres effektivt og sikkert. Tørkesommeren 2018 var skogbrannfaren høy fra mai til august, men selv om brannene var mange var totalt areal som brant lite. At ikke større skogområder brant skyldes langt på vei rolige vindforhold, men også at vi har en god beredskap i Norge når det brenner (DSB 2018, Ekanger mfl. 2019).

Tiltak mot skogbrann deles i to typer, bekjempelse av skogbranner og forebyggende tiltak. Forebyggende tiltak vil ofte være informasjon til både publikum generelt og skogbruket om forsiktighet. Det er grunn til å tro at skogbrannfarevarslinga i seg selv påvirker vår adferd når vi ferdes i skog og utmark Hansen (2003). Innen skogskjøtselen har vi store muligheter for å redusere fremtidig skogbrannfare gjennom skogbehandlninga, men så langt har ikke dette blitt innarbeidet i skogbruket. En kort oversikt over skogbrannbekjempelse og mulig forebyggende skogskjøtsel er gitt nedenunder.

2.7.2 Skogbrannbekjempelse

Tidlig varsling av skogbrann er avgjørende for en effektiv slokking. Utviklingen fra manuell overvåking fra skogbrannvaktårn til overvåking fra fly, helikopter og satellitter har sammen med den teknologiske utviklingen gjort varsling langt mer effektivt og responstiden kort. I tidligere tider (helt opp til 1700-1800 i avsidesliggende strøk) med liten og spredt befolkning og dårlig kommunikasjon kunne skogbranner pågå i flere dager før de ble rapportert (Lie 1916). Digitalisert kommunikasjon, skogbrannfarevarsling fra DNMI og nettbasert kartfesting av lynnedslag har styrket beredskapen betraktelig. Skogbrannbekjempelse deles grovt inn i offensiv slokking eller direkte bekjempelse, og defensiv slokking eller indirekte bekjempelse.

Ved offensiv slokking angripes brannen ved å bryte opp brannfronten ved konsentrert innsats på et sted for deretter å utvide innsatsen mot brannfrontens sider. Arbeidet kan skje både med tørre og våte metoder. Tørre metoder uten tilgang på vann innebærer bruk av kvaster, skogbrannsmekker, spader til å kaste mineraljord inn i ildbandet, motorsag for felling og rydding av branngater, etablering av branngrøfter og vernebrenning. Med vernebrenning menes her brenning i opparbeidete branngater eller i tilknytning til naturlige brannbarrierer slik at en fjerner brenselet i branngata. I dag prioriteres ofte våte metoder hvor vannet spres foran ildfronten enten fra bakken med slanger og pumper eller fra luften ved bruk av helikopter og fly.

Ved defensiv slokking tilstrebes en avgrensning av skogbrannen ved å utnytte naturlige eller menneskeskapte barrierer i landskapet som vassdrag, veier og kraftlinjer. Metoden brukes ved større branner som ikke kan bekjempes direkte. Tidligere ble motild ofte benyttet med stort hell, og mange større branner ble tidligere slukket utelukkende med tørre metoder og motild (Strømsøe 1987). I dag er våte metoder og helikopter den mest foretrukne, og kanskje den mest effektive metoden. Ved både offensiv og defensiv slokking er det alltid en kombinasjon av tørre og våte metoder og bruk av både bakkemannskaper og helikopter.

2.7.3 Betydning for naturmangfold ved effektiv slokking av skogbranner.

Det er godt dokumentert at mange rødlistearter er knyttet til død ved og spesielle substrater som dannes etter brann (Wikars 1992, Ehnström mfl. 1997). Et stort antall arter er også sterkt avhengig av utviklingen av lauvskog etter brann. Dersom antall skogbranner og brent areal blir sterkt redusert på lang sikt vil dette kunne få negativ påvirkning på noen av de spesialiserte artene. På den annen side ser vi og at store skogbranner kan ha negativ påvirkning på arts mangfold ved at de kan ødelegge forekomster med sjeldne og truede arter. Så langt ser vi at selv med et lite brannareal dukker mange av brannspesialistene opp etter skogbrann, men om dette er nok til å opprettholde populasjonene av disse artene over tid har vi ikke kunnskap om. Kanskje er betydningen av antall branner viktigere enn totalt brent areal. En etablering av kontrollerte branner for å skape livsmiljøer for branntilknyttede arter og igangsette et suksessjonsforløp etter brann vil kunne motvirke negative effekter av en stadig mer effektiv slokking. Økt bruk av slike branner («naturvernbranner») vil også trolig redusere klimagassutslipp sammenlignet med tilsvarende areal av villbranner som ofte medfører at store deler av den organiske jorda forbrennes.

2.7.4 Forebygging gjennom skogskjøtsel

Fordelingen av brenselet i skogene er helt avgjørende for et eventuelt skogbrannforløp. Med brensel menes her det finfordelte brenselet hvor strø (nåler, kvist, bark, kongler), moser, lav, gress- og lyngarter utgjør en viktig del. Selv om stående stammevolum bare i liten grad inngår i brenselet betyr likevel skogstrukturen mye både direkte og indirekte. Skogstrukturen vil være bestemt av tidligere skogskjøtsel og hogstføring. Det betyr at på lang sikt kan en gjennom skogbehandlingen påvirke fordelingen av brensel og struktur på ulik skala i etableringsfasen, ungskogsfasen og ved valg av hogsttype og hogstføring. Det er grunn til å tro at omlegging til bestandsskogbruket fra midten av

1950-tallet har gjort skogene mer brannfarlig med større homogene arealer av ungskog sammenlignet med det tidligere teigskogbruket. Med storflåtehogst og planting kom og behovet for bekjemping av lauv både motormanuelt, men også ved sprøyting med ulike kjemikalier som glyfosatpreparater. Dette sammen med andre hjelpetiltak som grøfting har trolig gjort skogene mer brannfarlig. En tredobling av stående volum de siste hundre årene betyr økt biomasseproduksjon, og derigjennom også økt strøproduksjon som bidrar til det finfordelte brenselet. Ved aktiv brannbekjempelse over lang tid har en akkumulert brensel som ellers ville blitt konsumert ved gjentatte branner, noe som på sikt øker risikoen for større og farligere branner i fremtida.

Fra et skogskjøtselssynspunkt er kanskje det enkleste forbyggende tiltak å øke lauvandelen da lauvskog bare i liten grad brenner. Ved å innføre lauvbelter med 50 meters bredde i større sammenhengende barskogsbestand og plantinger, vil en etablere effektive begrensningslinjer eller barrierer. Det er også viktig å ta vare på og utnytte bekkedaler, sig og andre naturlige barrierer og bredde disse med økt lauvinnslag. Skogsbilveier og kraftgater er begrensningslinjer som kan utnyttes i forebyggende arbeid. Med tanke på trefallproblematikk og elforsyning er det nærliggende å vurdere en kraftig bredding av utvalgte strategiske linjetraseer. Artsmanipulering ved grasetablering i linjetraseer og i tilknytning til andre begrensningslinjer vil ytterligere kunne redusere brannfaren. Skogbestand med høy tetthet vil være mer utsatte for kronebrann, og tynning i risikoområder vil her kunne redusere faren for slike branner. Tette plantinger på hogstflater med grasoppslag og hogstavfall vil være risikoområder tidlig på våren og i tørkeperioder, også her vil striper med lauv kunne bidra til å hindre en rask spredning av brannfronten. Men også bedre arrondering av hogstflater med hensyn til brannbarrierer vil kunne redusere risikoen for større skogbranner. Et mer variert skogbilde som bryter opp landskapet ved gruppehogst, skjermstillinger og økt lauvinnslag vil trolig bremse ulike brannforløp. I tette ungskogsbestand kan oppkvisting av de 2-4 nedre stammemeterne forebygge kronebrann. Markberedning er et hjelpetiltak som utføres maskinelt og som ofte har antent skogbranner. En sterkere begrensning av markberedning i tørkeperioder vil redusere risikoen for brann. Store hauger med hogstavfall utgjør en brannrisiko med hensyn til selvantennning og bør unngås.

De forbyggende tiltak som er nevnt her vil først og fremst være aktuelle for skog med høy brannrisiko i Sørøst-Norge, samt i de nordlige furuskogene. Tidligere skogbranner som er kartfestet av DSB kan gi en god indikasjon på risikoområder.

2.7.5 Betydning for naturmangfold av forebyggende skogskjøtsel

Færre og mindre branner vil som nevnt under slokking være negativt i seg selv med hensyn til biologisk mangfold. Et økt lauvinnslag og en mer variert skogstruktur som en del av forebyggende skogskjøtsel vil på den annen side kompensere for noe av dette. Spesielt vil større sammenhengende arealer av lauv kunne veie opp for noe av tapet av «naturlige lauvbrenner»⁶ etter skogbrann.

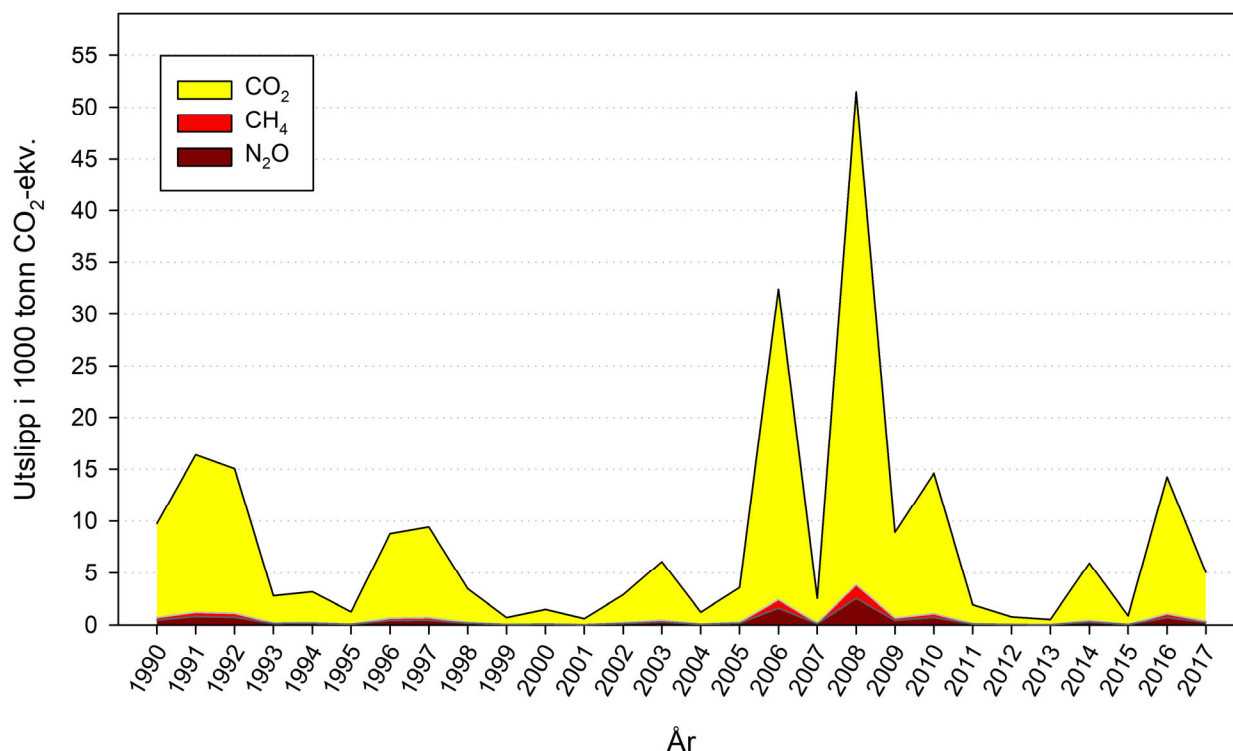
2.7.6 Klimaeffekter av skogbrann

En reduksjon i skogbrannarealet som følge av mer effektiv slokking og forebyggende skogskjøtsel vil bety redusert utslipp av klimagasser som skyldes forbrenning av biomasse og den organiske delen av jordsmonnet. Størrelsen i reduksjonen på utslippet vil avhenge av reduksjonen i brent areal. En kan tenke seg at denne reduksjonen beregnes i forhold til brent areal for en tidligere periode på 30-50 år, hvor vi har rimelig gode data. Ved å gjøre en del forutsetninger om brannens hardhet og konsum av

⁶ «Skogbrann skaper også spesielle skogsuksesjoner. På frisk mark følges brannen gjerne av et kraftig lauvoppslag, som med tiden utvikles til en lauvbrenne (av svensk: "lövbränne"); en lavuksesjon. Ofte fortrenses lauvtrærne langsomt av oppvoksende gran. På lauvbrennen vil det med årene bli høy tetthet av gamle, grove lauvtrær, spesielt osp og selje. Dette er viktige substrat for en rekke rødlistete insekter – og andre arter.» Ref. Brandrud mfl. 2010

biomasse og humus vil en kunne gi et anslag for redusert utslipp. Det reduserte utslippet vil da trolig kunne synligjøres som et positivt bidrag i klimaregnskapet.

Historiske tall for årlige utslipp fra skogbrann i perioden 1990 – 2017 slik som rapportert i det nasjonale klimagassregnskapet under FNs klimakonvensjon er gjengitt i figur 6. I gjennomsnitt for hele perioden var det et årlig utslipp på 9 000 tonn CO₂-ekvivalenter.



Figur 6. Utslipp av CO₂, CH₄ og N₂O omregnet i kt CO₂-ekvivalenter for perioden 1990 – 2017 slik som rapportert i det nasjonale klimagassregnskapet under FNs klimakonvensjon (Miljødirektoratet mfl. 2019).

Det er vanskelig å si noe om mulig omfang av skogbrann i fremtiden, og dermed konkret om effekten av tiltak for å forebygge skogbrann. Risikoen for skogbrann er imidlertid absolutt tilstede allerede i dag. Siste store skogbrann i Norge var i Froland i 2008, med et omfang på om lag 30 000 dekar.

I Sverige i 2018 brant om lag 250 000 dekar skog. Dersom det brenner med tilsvarende omfang som i Sverige i 2018 i Norge vil det gi et utslipp på 0,3 mill. tonn dersom en legger det gjennomsnittlige utslippet per arealenhet fra hele tidsserien i klimagassregnskapet til grunn (1,26 tonn CO₂-ekvivalenter per dekar).

2.7.7 Referanser

Bleken, E., Mysterud, I. og Mysterud, I. 1997. Skogbrann og miljøforvaltning: En utredning om skogbrann som økologisk faktor. Oppdragsrapport. Direktoratet for brann- og eksplosjonsvern og Biologisk institutt, Universitetet i Oslo. 266 s.

Brandrud, TE, Harald Bratli, H. og Sverdrup-Thygeson, A. 2010. Dokumentasjon av sopp, lav og insekter etter Frolandsbrannen. Oppdragsrapport fra Skog og landskap 06/2010

- DSB. 2008. Skogbrannberedskap og håndtering av den senere tids skogbranner i Norge. Rapport fra arbeidsgruppe opprettet av Direktoratet for sikkerhet og beredskap etter oppdrag fra Justis- og Politidepartementet.
- DSB. 2018. Skogbrannsesongen 2018 - Erfaringer og læringspunkter.
- Ekanger, I., Brunvatne, J.O., Busk, H., Alriksson, A., Larson, S., Källsmyr, K., Jönsson, B.B., Gasseholm, K., Tor-niainen, T., Arpiainen, L., Jøhannesson, T., Rönnberg, J., Hansson, P., Tunberg, m., og Hansson, P. 2019. Det nordiska skogbruket-utmaningar i en framtid präglad av mer extemväder. TemaNord 2019:535.
- Ehnström, B., Långström, B. og Hellqvist, C. 1995. Insects in burned forests -forest protection and faunal conservation (preliminary results). Entomol. Fennica 6:109-117.
- Hansen, R. 2003 Skogsbrand-släckning. Räddningsverket.
- Lie, H. 1916. Skogens nationaløkonomiske betydning. Grøndhal og Søns Forlag- Kristiania 1916.
- Miljødirektoratet, Statistisk sentralbyrå og NIBIO. 2019. Greenhouse Gas Emissions 1990-2017, National Inventory Report. Rapport M-1271. 534 s.
- Nygaard, P. og Brean, R. 2014. Dokumentasjon og erfaringer etter skogbrannen i Mykland 2008. Sluttrapport. Rapport fra Skog og landskap 02/2014.
- Strømsøe, B. 1956. Flatebrenning. Det norske skogselskap og Hedmark skogselskap. Elverum, Østlendingens trykkeri.
- Strømsøe, B. 1987. Skogbrannvern i Norge. I Vevstad, A. (red.). Skogbrannvern Skogbrannforsikring i Norge 1912-1987. Oslo: Skogbrand, s158-224.
- Wikars, L.O. 1992. Skogsbränder och insekter. Ent. Tidskr. 113: 1-12.

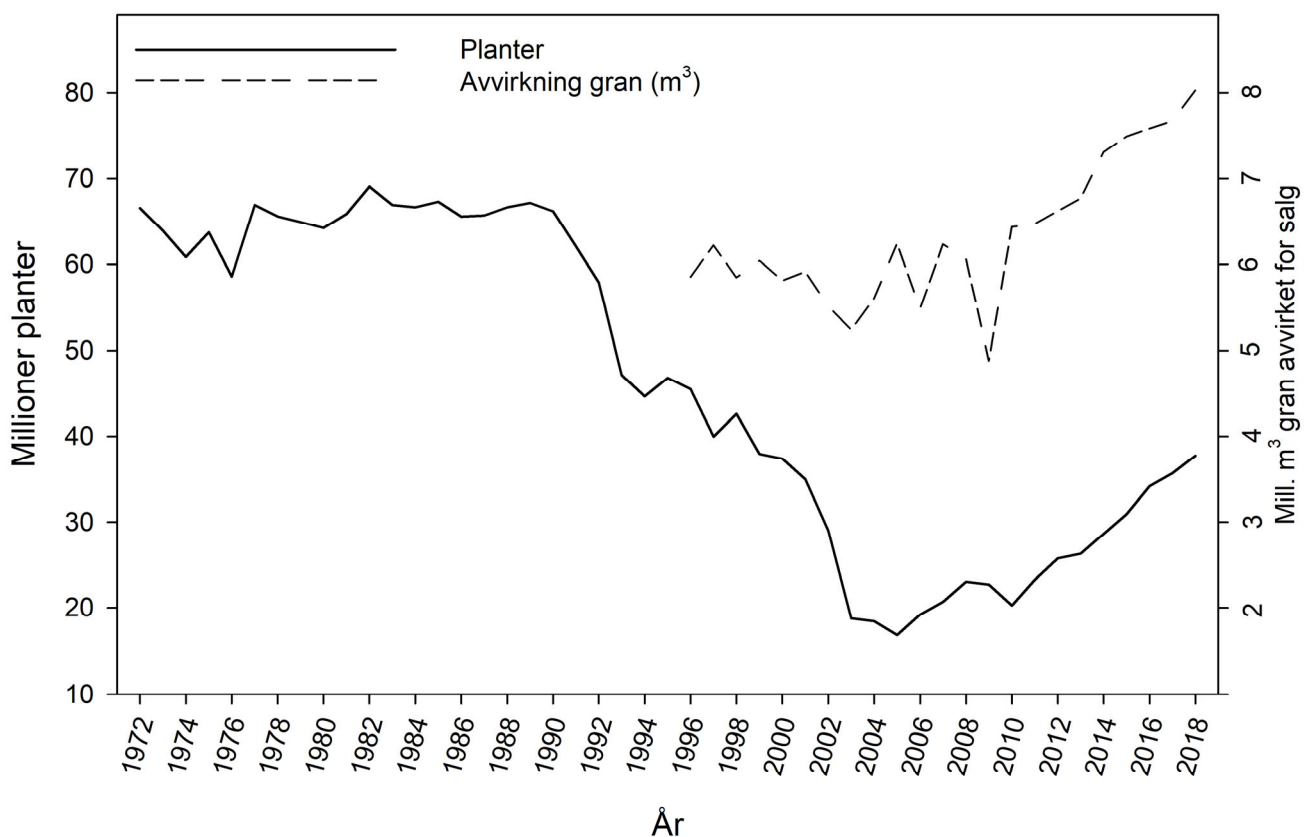
3 Tidligere vurderte tiltak

3.1 Økt plantetetthet

3.1.1 Innledning

Plantetallene avtok på 1990-tallet fra å ha ligget på mellom 60 og 70 millioner planter årlig, og på begynnelsen av 2000-tallet var det nede i rundt 20 millioner planter årlig (figur 7). «Økt plantetetthet» ble utredet i Klimakur 2020 (Klif 2010). Det ble konkludert med at plantetallet burde heves fra nivået den gang, på 23 millioner, til 50 millioner planter årlig for å motvirke fallet i framtidig karbonopptak i skogen. Dette måltallet inkluderte både tettere planting og tilplanting av nye arealer (Klif 2010). Tiltaket ble også trukket fram som et aktuelt tiltak i Klimameldingen (Meld. St. 21 (2011-2012)), hvor det sto at Regjeringen vil «Opprettholde eller øke karbonlagret gjennom aktiv, bærekraftig skogpolitikk blant annet styrket innsats innen ... økt plantetetthet».

Økt innsats på kontroll og håndhevelse av foryngelsesbestemmelsene i forskrift om bærekraftig skogbruk – foryngelsesplikten skogeier har etter hogst – har vært et virkemiddel for å oppnå høyere plantetall (Brekke 2010). De senere årene er det opprettet en tilskuddordning for å oppnå tettere planting på arealer som plantes (Landbruksdirektoratet 2020).



Figur 7. Årlig plantetall 1972 – 2018 fra Tabell 03522: Skogplanting (Kilde ssb.no). Tallene gjelder arbeid som er utført med skogavgiftsmidler og/eller som har fått statstilskudd, og er vist i millioner planter. Illustrert med stiplet linje er utviklingen i volum gran avvirket for salg i perioden 1996 – 2018, fra Tabell 03795: Avvirkning for salg (m³) (Kilde ssb.no).

3.1.2 Dagens regelverk og tilskuddsordning

3.1.2.1 Foryngelsesplikten

I henhold til lov om skogbruk § 6 og forskrift om bærekraftig skogbruk kap. 3 (§§ 6-8), plikter skogeier å gjennomføre nødvendige tiltak for å sikre tilfredsstillende foryngelse innen tre år etter hogst – foryngelsesplikten. I forskriften beskrives både et minste anbefalte og et minste tillatte plantetall per dekar (tabell 7).

Tabell 7. Minste lovlige og anbefalt planteantall for grandominert skog i Forskrift om bærekraftig skogbruk (Kapittel 3 Forynging etter hogst, § 8: «Ved etablering av ny skog etter hogst skal tala i tabellen nedanfor leggjast til grunn»).

Bonitet	Anbefalt plantetall per dekar	Minste lovlige plantetall per dekar
G11-G6	140-60	50
G17-G14	230-130	100
G26-G20	300-180	150

Jamfør den årlige kartleggingen av foryngelse og miljøhensyn ved hogst og skogkulturtiltak var foryngelsesplikten oppfylt på 78 prosent av arealet i perioden 2011 til 2018. Det var liten variasjon mellom årene (+/- 5 prosent) (Landbruksdirektoratet 2019). Vurderingen av om skogeieren har oppfylt foryngelsesplikten gjøres på grunnlag av antall utviklingsdyktige planter per dekar, hogstføringen og grad av tilrettelegging sett i forhold til voksestedets muligheter for naturlig gjenvekst. Andelen på 78 % omfatter alle foryngelsesformer.

Planting er den vanligste foryngelsesformen i Norge, og arealandelen som plantes har økt fra 53 % i 2011 til nærmere 63 % i 2018. Det er stort sett gran som plantes, mens furu gjerne forynges med frørestilling. Arealandelen med frørestilling eller annen form for naturlig foryngelse har avtatt noe fra nærmere 28 % i 2011 til snaut 20 % i 2018 (Landbruksdirektoratet 2019).

3.1.2.2 Tilskuddsordning til tettere nyplanting og suppleringsplanting etter hogst

Det er etablert støtteordninger til tettere nyplanting og suppleringsplanting etter hogst på eksisterende skogarealer.

Tilskudd til nyplanting ble innført i 2016, og er beskrevet slik: «Tilskuddsordningen har som mål å øke antall skogplanter ved foryngelse av eksisterende skogarealer. Tiltaket er en del av ordinær skogplanting etter hogst, og medfører ikke nye måter å bruke hogstarealene på. Tilskudd til tettere planting skal gjennom optimal utnyttelse av produksjonsevnen bidra til økt binding av CO₂.»

Det gis tilskudd i henhold til minimum utplantingstall gjengitt i tabell 8, og «Alle skogeiere som har mer enn 10 dekar produktiv skog og som har oppfylt kravet om minimum utplantingstall kan søke om tilskudd.» Tilskuddet er utformet slik at det «kan gis inntil 60 prosent tilskudd til skogeiere som planter inntil 50 planter per dekar utover et fastsatt, bonitetsavhengig minimumsantall.» (Landbruksdirektoratet 2020).

I 2019 ble det gitt et økt tilskudd til suppleringsplanting. Dette er videreført, og i 2020 gis det 20 prosent tilskudd til suppleringsplanting, uavhengig av hvor mange planter som suppleres inn. Det er en forutsetning at plantetetthet etter suppleringsplanting tilfredsstiller det fastsatte minimumsantall pr dekar ved tettere nyplanting (bonitetsavhengig, men uavhengig av treslag). Utviklingsdyktige planter av ønsket treslag med en innbyrdes avstand på minst 1 meter, som vil inngå i framtidsbestandet kan telles med når plantetetthet etter suppleringsplanting skal vurderes. Tilskuddet gis for suppleringsplanting på alle boniteter (Landbruksdirektoratet 2020).

Tabell 8. Krav til minimum utplantingsstall for tilskudd ved nyplanting (gjelder alle treslag) hentet fra <https://www.landbruksdirektoratet.no/no/eiendom-og-skog/skog-og-klima/tettere-planting/tettere-planting#tilskudd-ved-nyplanting> (oppdatert 29.1.2020). Kravene til minimum utplantingsstall for tilskudd til tettere planting er redusert med 10 prosent på markberedte felt sammenliknet med tallene i tabellen.

Bonitet	Minimum plantetall pr. dekar	Intervall for plantetall som utløser tilskudd (inntil 50 planter/dekar etter oppfylt minimumskrav)
26	220	220- 270
23	220	220- 270
20	200	200- 250
17	180	180- 230
14	160	160- 210
11	130	130- 180
8	100	00-150

3.1.3 Oppdatering av kunnskapsgrunnlaget jf. M-386

En rekke planteavstandsforsøk med gran viser at tettere planting gir høyere volumproduksjon tidlig i bestandens liv (Braastad 1979 og 1983, Haveraaen 1981, Handler 1988, Gizachew mfl. 2012). Og dette er også vist i simuleringer som i Søgaard mfl. (2015) og i Søgaard og Granhus (2012).

I Søgaard og Granhus (2012) ble effekten av aktuelle skogskjøtselstiltak simulert med hensyn på effekten på karbonlagring og CO₂-opptak i Akershus fylke. En sammenlikning av tre ulike scenario for plantetetthet, 1) dagens nivå, 2) anbefalt plantetetthet (jf. Skogbrukets kursinstitutt 2011), og 3) svært høy plantetetthet ble gjennomført ved hjelp av AVVIRK-2000 (Eid og Hobbelstad 2000). Forutsatt uendret avvirkningsnivå var det både en økning i årlig tilvekst og i karbonbeholdning i stammebiomasse etter et omløp (90 år), med høyest årlig tilvekst og størst karbonlager i alternativ 3, og lavest i alternativ 1. Det var en økning i årlig tilvekst på henholdsvis 9 og 18 %, og en økning i karbonlager i stammebiomasse på henholdsvis 6 og 13 %, fra 1 til 2 og fra 1 til 3.

I Søgaard mfl. (2015) ble betydningen av faktisk plantetall for perioden 2009 – 2012 og anbefalt plantetall i forskrift framskrevet for å illustrere hvilken betydning det kunne ha å fortsette praksis i den perioden på opptak av CO₂ på forventet årlig foryngelsesareal frem til 2100. Framskrivningene viste at en fortsettelse av praksisen på årlig foryngelsesareal fra 2015 og frem til 2100 akkumulert ga 83,5 millioner tonn CO₂ lavere opptak enn om arealet hadde vært plantet med anbefalt nivå etter bærekraftforskriften (tall for ulike boniteter basert på Skogbrukets kursinstitutt 2013). Om arealet hadde vært plantet med minste tillatte nivå etter bærekraftforskriften ville gitt en økning i opptaket på om lag 28 millioner tonn CO₂ akkumulert.

Det ble i M-386 (Miljødirektoratet 2015) oppsummert følgende fra Klimakur 2020: «Økt plantetetthet har liten effekt på kort sikt, men vil i 2050 potensielt binde 669 000 tonn CO₂-ekvivalenter. Dynamikken i skogen og forskjeller mellom de ulike bonitetene gjør at karbonopptaket vil fluktuere over en 100-års periode. Etter 65 år vil skog med best bonitet hogges, mens lavere boniteter ikke vil hogges før etter omlag 100 år eller senere. Potensialet for opptak vil dermed reduseres til 352 000 CO₂-ekvivalenter i 2100. Høyeste årlig opptak vil være i underkant av to millioner tonn CO₂-ekvivalenter. Tiltaket vil trolig ikke gi vesentlig direkte endring i vegetasjon eller i de biofysiske faktorene.»

Vi er ikke kjent med nyere vitenskapelige studier av effekten av plantetetthet under norske forhold, men vi har i denne rapporten gjort framskrivninger med simuleringsverktøyet SiTree. Det er et nyutviklet simuleringsverktøy med de beste tilgjengelige enkeltmodeller inkludert. Det er laget framskrivninger med ulike scenarier, både utviklingen med dagens praksis (med tilskudd), antatt

utvikling uten tilskudd og en utvikling både med økning i arealet som plantes etter hogst og en økning i arealet hvor tilskudd tas i bruk (se [kapittel 4.2](#) for metodebeskrivelse).

3.1.4 Vurdering av restpotensial

I framskrivninger utført for klimalovrapporteringen i 2019 ble det utført framskrivning for skog basert på dagens praksis – business-as-usual (BAU) (Søgaard mfl. 2019).

Basert på statistikk for årene 2017 og 2018 er det lagt til grunn at 53 % av foryngelsesarealet med gran blir forynget med tilskudd til tettere planting. I gjennomsnitt ble det plantet 35 planter ekstra per dekar. Med estimert 10 % avgang gir det 32 planter ekstra per dekar når bestandet når 5 cm diameter i brysthøyde – som er modellens inngang.

Tall fra den årlige Resultatkartleggingen som utføres av kommunal skogbruksmyndighet viser at en ikke ubetydelig andel av hogstarealene ikke blir tilplantet eller tilrettelagt for naturlig foryngelse (Granhus mfl. 2018). For å ta høyde for dette er det satt ulike forutsetninger med hensyn på andelen forsømt areal, på identisk måte som i Søgaard mfl. (2019).

Det er et potensial både for å øke arealet som plantes med gran etter slutthogst av gran, og for å øke arealet hvor tilskuddet til tettere planting tas i bruk. Effekten av ulike scenarier er illustrert i [kapittel 4.3.1](#).

Det kan også være et potensial for å øke antall ekstra planter som settes ut per dekar fra dagens nivå, på gjennomsnittlig 35 ekstra planter per dekar, og nærmere opp mot de 50 det kan gis tilskudd til. Dette er ikke vurdert her, og heller ikke klimaeffekten av å plante enda tettere.

Det har i de årene det har vært gitt tilskudd til tettere planting også blitt gitt tilskudd til andre treslag enn gran, men omfanget har vært begrenset, så dette har heller ikke blitt vurdert her.

3.1.5 Referanser

Braastad, H. 1979. Vekst og stabilitet i et forbandsforsøk med gran. Meddelelser fra Norsk institutt for skogforskning 34.7: 169-215

Braastad, H. 1983. Produksjonsnivået i glissen og ujamn granskog. Rapport fra Norsk institutt for skogforskning 7/83: 42 s.

Brekke, L.P. 2010. Økt innsats på kontroll og håndhevelse av foryngelsesbestemmelsene i forskrift om bærekraftig skogbruk. Brev fra statsråd Lars Peder Brekke til fylkesmennene datert 05.07.2010.

Eid, T. og Hobbelstad, K. 2000. AVVIRK-2000 – a large scale forestry scenario model for long-term investment, income and harvest analyses. Scandinavian Journal of Forest Research 15: 472 -482

Forskrift om bærekraftig skogbruk. 2006. Ikrafttredelse 1.7.2006.
<https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2006-06-07-593>

Gizachew, B., Brunner, A. og Øyen, B.H. 2012. Stand responses to initial spacing in Norway spruce plantations in Norway. Scandinavian Journal of Forest Research 27: 637-648.

Granhus, A., Breidenbach, J., Eriksen, R., Gjertsen, A. K. og Solberg, S. 2018. Tilstand i foryngelsesfelt. Analyse basert på data fra Resultatkartleggingen, Landsskogtakseringen og Økonomisystem for skogordningene (ØKS). NIBIO Rapport 4(159).

Handler, M.M. 1988. Forbandtsforsøg i granskov. Tæthed, tilvækst, diameterspredning og kvalitet. Forsøg 928, Mathiesen-Eidsvold Værk, Hurdal. Norsk institutt for skogforskning. Rapport 1/88. 20 s.

Haveraaen, O. 1981. Vekstutvikling i et 20-årig forbandsforsøk med gran, *Picea abies* (L.) Karst. Meldinger fra Norges landbrukshøgskole 60(13): 1-12.

- Landbruksdirektoratet. 2019. Kartlegging av foryngelse og miljøhensyn ved hogst Rapport 2018 Rapport nr. 1/2019
- Landbruksdirektoratet. 2020. Tettere planting som klimatiltak. Hentet fra: <https://www.landbruksdirektoratet.no/no/eiendom-og-skog/skog-og-klima/tettere-planting/> (oppdatert 29.01.2020)
- Klif 2010. Tiltak og virkemidler for økt opptak av klimagasser fra skogbruk. Rapport TA2596. 59 s.
- Miljødirektoratet 2015. Klimatiltak og utslippsbaner mot 2030. Kunnskapsgrunnlag for lavutslippsutvikling. Miljødirektoratet Rapport M-386. 322 s.
- Miljøverndepartementet. 2012. Meld. St. 21 (2011-2012). Norsk klimapolitikk. Tilråding fra Miljøverndepartementet 25. april 2012, godkjent i statsråd samme dag. (Regjeringen Stoltenberg II)
- Skogbrukets kursinstitutt. 2011. Ny standard for utplantingstall i gran for Innlandet. Prosjektrapport. 9 s.
- Skogbrukets kursinstitutt. 2013. Planting. Skogkurs-Resymé nr. 4 - 2. utgave. Utarbeidet ved Skogkurs (Skogbrukets Kursinstitutt). 4 s.
- Søgaard G og Granhus A. 2012. Klimaoptimalt skogbruk. En vurdering av utvalgte skogskjøtseltiltak i Akershus fylke. Oppdragsrapport fra Skog og landskap 09/12: IV, 34 s.
- Søgaard, G., Granhus, A., Gizachew, B., Clarke, N., Andreassen, K. og Eriksen, R. 2015. En vurdering av utvalgte skogtiltak - innspill på veien mot Lavutslippssamfunnet 2050. Oppdragsrapport fra Skog og Landskap 02/2015.
- Søgaard, G., Mohr, C.W., Anton Fernandez, C., Alfredsen, G., Astrup, R., Breidenbach, J., Eriksen, R., Granhus, A. og Smith, A. 2019. Framskrivninger for arealbrukssektoren – under FNs klimakonvensjon, Kyotoprotokollen og EUs rammeverk. NIBIO Rapport 5(114). 70 s.

3.2 Skogplanteforedling

3.2.1 Innledning

Skogplanteforedling innebærer å forsyne skogbruket med frø eller plantematerialer som er genetisk forbedret gjennom tradisjonell planteforedling. Det er økt vekst, kvalitet og tilpasning til klima for mer hardføre foryngelser som er hovedmålene med foredlingsarbeidet. Skogplanteforedling er et derfor et tiltak for å øke skogens CO₂-opptak ved økt tilvekst. Det gir i tillegg en mulighet til å øke foryngelsesmaterialenes robusthet for å tåle en fremtidig endring i klimaet. I dag produseres alt foredlet frø i frøplantasjer, og i Norge er det kun for gran det eksisterer et langsiktig og omfattende foredlingsprogram.

Forventet genetisk gevinst, det vil si forbedringen gjennom bruk av foredlede foryngelsesmaterialer, med hensyn på produksjon, regner en med ligger mellom 10 – 15 % økning av volumproduksjon for de 1. generasjons frøplantasjer som brukes i dag (Haapanen mfl. 2015, Jansson mfl. 2017, Liziniewicz og Berlin 2019), mens om kort tid vil 1.5 generasjons frøplantasjer gi materialer der en forventer 5 % forbedring av dette (til 15-20 % økning i volumproduksjon). Om 15 – 40 år vil 2. generasjons frøplantasjer sannsynligvis gi opp mot 25 % økning av produksjonen.

3.2.2 Dagens regelverk og tilskuddsordning

3.2.2.1 Dagens regelverk

Forskrift om skogfrø og skogplanter regulerer anvendelsen og bruksområdene av skoglig foryngelsesmateriale i Norge. Denne delegerer oppgaven med å gi anbefalinger om bruk av foredlet materiale til Det norske Skogfrøverk (Skogfrøverket).

3.2.2.2 Tilskuddsordning

Skogplanteforedling og frøavl er finansiert over statsbudsjettet og påslag i pris ved salg (Skogfrøverket 2017):

Grunnfinansiering foredling og frøplantasjer: Landbruks- og matdepartementet i forvaltningsavtale med Skogfrøverket

Finansiering av foredling som klimatiltak: Landbruks- og matdepartementet

Brukerfinansiering foredling og frøplantasjer: 30% påslag på grunnpris foredlet frø utgjør planteproducentenes bidrag til foredling. 65% påslag på grunnpris foredlet frø utgjør plantekjøpernes bidrag til foredling (fremforhandlet og skal synliggjøres i 5 øre økt plantepreis).

Prosjektfinansiering frøplantasjer: Frøplantasjeprogrammet 2014–2018 finansieres med sentralt og fylkesinntrukne rentemidler

3.2.3 Oppdatering av kunnskapsgrunnlaget jf. M-386

Skogplanteforedling ble beskrevet som et klimatiltak i Klimakur 2020 (Klif 2010) og senere trukket frem som et aktuelt tiltak i Klimameldingen (Meld. St. 21 (2011-2012)). Videre ble det beskrevet i M-386 Klimatiltak og utslippsbaner mot 2030 (Miljødirektoratet 2015). Teksten i dette kapitlet er en oppdatert versjon av teksten i M-386.

3.2.3.1 Status og potensial for utslippsreduksjoner i 2030/2050/2100

Tiltaket har et betydelig potensial i et langt tidsperspektiv, og effekten av tiltaket øker med tid. Siden 2007 har plantesammensetningen i Norge bestått av 75 % foredlet plantemateriale (med 10 - 15 % forventet foredlingsgevinst i volumproduksjon) og 25 % bestandsfrø (uten foredlingsgevinst). I 2017 og 2018 var andelen foredlet plantemateriale 90 %.

Jamfør M-386 ble det i Klimakur 2020 (Klif 2010) «beregnet at dersom man øker andelen foredlet materiale til 100 % (med 15 % foredlingsgevinst) på et årlig planteareal på rundt 255 000 dekar granmark, vil årlig CO₂-opptak øke til 1000 tonn i 2030, til 232 000 tonn i 2050 og til 1 448 000 tonn CO₂-ekvivalenter i 2100. Dersom man når en foredlingsgevinst på 20-25 %, som er mulig med frø fra andregenerasjons frøplantasjer, ville det resultere i enda høyere CO₂-opptak.»

Tiltaket vil ha samspillseffekter med andre klimatiltak, som økt oppfyllelse av foryngelsesplikten dersom det gir et høyere areal som plantes og økt plantetetthet (se [kapittel 4](#)). Det vil også kunne ha samspillseffekter med planting av skog på nye arealer som klimatiltak (se Søgaard mfl. 2019a) og regjeringens tiltak for å utvikle en konkurransedyktig skog- og trenæring (Meld.St. 6 2016-2017).

Se for øvrig [kapittel 3.2.4](#) som beskriver et mulig restpotensial sammenliknet med dagens situasjon.

3.2.3.2 Kostnader

I rapporten M-386 (Miljødirektoratet 2015) ble tiltaket plassert i kategorien «under 500 kr/tonn», med følgende beskrivelse «Kostnadene knytter seg i all hovedsak til selve foredlingsarbeidet (avkomtesting, utvalg, klonarkiver, drift av foredlingssentre), samt noe til driften av frøplantasjer (kjøp/leie av arealer, etablering av plantasjen samt vedlikehold av arealene). Arealvektet tiltakskostnad vil variere mellom 2-4 kr/tonn, avhengig av foredlingsgevinst. Dersom økte inntekter fra biomasseproduksjon inkluderes, antas tiltakskostnaden å variere mellom 3,6 og minus 0,9 kr/tonn, avhengig av foredlingsgevinst.»

Kalkyler gjennomført ved Skogfrøverket antyder at tiltakskostnadene burde vært redusert ytterligere til å være negativ ved foredlingsgrad under 15 %. Nåverdien av skogeiers gevinst for gran som realiseres om ca. 100 år er 23 mill. kr/år (merverdien inklusiv dagens foredlingsgrad). Sett over en periode på 25 år (en plantasjes produksjons-fase/foredlingssyklus), er det 400 mill. kr (økning fra 0 % til 15 % foredlingsgevinst). Da er ikke ringvirkninger og industri vurdert.

Da vil fortsatt oppsummeringen fra M-386 være gyldig: «Inkluderes merinntekten vil tiltaket være gratis for foredlingsgrad 15 % og 25 %. Det knyttes noe usikkerhet til kostnadsberegningene, fordi plantasjefrø gir så store gevinster i form av redusert svinn i planteskolene og redusert avgang etter utplanting på grunn av bedre spireevne og vekst. Tiltakskostnaden kan dermed være betydelig lavere enn det som her er vist.»

3.2.3.3 Barrierer

Salg av frø finansierer deler av skogplanteforedlingen. I tillegg bevilges det årlig midler over Landbruks- og matdepartementets budsjett til skogplanteforedling.

Det er særlig tidsaspektet som gjør tiltaket krevende, fordi det tar tid å utvikle nye foryngelsesmaterialer gjennom foredling og etablering av frøplantasjer. For eksempel vil det ta 15 år før vi får frø fra de første frøplantasjene med andregenerasjons utvalg og 20-25 % foredlingsgevinst, og kanskje 30-40 år før vi har frø av denne kvaliteten for hele landet. En annen faktor er at valg av frømateriale vil være avhengig av tilgjengelighet på tidspunktet for planting. Dersom foredlet materiale ikke er tilgjengelig eller er dyrere, kan det resultere i en situasjon der bestandsfrø (uten foredlingsgevinst) velges fremfor foredlet materiale.

Som beskrevet i M-386 forutsetter tiltaket «satsing over tid fordi det tar lang tid å øke foredlingsgrad- og gevinst på foryngelsesmaterialene, samt at klimagevinstene ved tiltaket ligger langt frem i tid.» Og «For å lykkes med tiltaket kreves det støtte til foredlingsorganisasjonen som utvikler og produserer frømaterialet.»

3.2.3.4 Naturmangfold

Det er ikke kjent at bruk av foredlet plantemateriale under de regler vi har i dag har negative effekter på naturmangfold ut over de endringer kulturskogbruk generelt gir. Skog etablert med foredlet materiale vil sannsynligvis inneholde de samme økologiske egenskapene og variasjonene som

kulturskog ellers. Det er ikke kjent at den økte biomasseproduksjonen påvirker lysforhold, eller på annet vis, andre arters levekår eller artssammensetning i området. Forventet forbedring av produksjon, kvalitet og klimatilpasning vil forbedre gjennomsnittet av skogens “prestasjon”, men sannsynligvis ikke påvirke variasjonen i betydelig grad. Studier av genetisk variasjon basert på genetiske markører, viser at så lenge foredlingspopulasjonen er stor nok (ca. 200 individer for en foredlingssone) så er det i all hovedsak antall foreldretrær i frøplantasjene som bestemmer den genetiske variasjonen i foryngelsesmaterialet, uavhengig av om frøplantasjene er i 1., 2. eller 3. generasjon. I en frøplantasje i første foredlingssyklus med 25 foreldretrær kan en se noe nedgang i allelisk rikhet (Sønstebo mfl. 2018). I en frøplantasje med 60 foreldretrær (også i første syklus) er denne parameteren omtrent lik som i naturskog. I Skogfrøverkets strategi for skogplanteforedling er det derfor beskrevet at frøplantasjer som etableres for store bruksområder skal inneholde opp mot 40 foreldretrær.

3.2.4 Vurdering av restpotensial

Det er i framskrivninger for arealbrukssektoren i Søgaard mfl. (2019b) lagt til grunn et business-as-usual scenario for skogplanteforedling basert på dagens praksis. Her vurderer vi restpotensial sett i forhold til det.

3.2.4.1 Full dekning med foredlet granfrø

Skogfrøverkets strategi for skogplanteforedling (Skogfrøverket 2017) legger til grunn at det på sikt skal være 100 % dekning av foredlet frø til 50 millioner planter årlig. Kapasiteten til frøplantasjene vi har i dag dekker imidlertid kun frø til det som plantes nasjonalt nå, 40 millioner planter. Samtidig er mange av de eksisterende plantasjene nær slutten av produktiv alder og må fornøyes. Full frødekning avhenger derfor av at strategien gjennomføres.

Bruk av foredlet foryngelsesmateriale for optimalisert CO₂-binding avhenger av tilgangen på foredlet frø, og den genetiske gevinsten en forventer hos dette materialet (tabell 9). Restpotensialet fra skogplanteforedling kan sees på som forskjellen fra det som plantes nå og det som vil kunne plantes om 30 år, forutsatt at dagens foredlingsaktivitet på gran opprettholdes.

Tabell 9. Andel av plantede grantrær fra foredlet frø (frøplantasjer) estimert av Skogfrøverket. Beregningen forutsetter at plantetallene nå, og om 10 år, er 40 millioner planter årlig, mens det er kommet opp i 50 millioner planter om 30 år, samtidig som strategi for skogplanteforedling (Skogfrøverket 2017) følges. Tallene for genetisk gevinst er beregnet for volumproduksjon (%) gitt i parentes. Disse økte verdiene er estimat basert på upubliserte analyser av databasen over avkomforsøk ved Skogfrøverket, samt publiserte data fra Sverige og Finland. Siden det opprinnelige avlsmaterialet er valgt fra gamle naturbestand forventer vi at genetisk gevinst opprettholdes over tid. Genetisk gevinst på Vestlandet er usikker, da sammenligningen er introduserte provenienser fra Mellom-Europa som har vist veldig god tilpasning og vekst.

Foredlingssone	Plantes nå (40 mill.)	Om 10 år (40 mill.)	Om 30 år (50 mill.)
Østlandet < 350 m (G1)	100 % [10-15%]	100 % [15-20]	100 % [20-25]
Østlandet 350 – 650 m (G2)	100 % [10-15]	100 % [15-20]	100 % [20-25]
Østlandet 650 – 950 m (G3)	90 % [10-15]	70 % [15-20]	100 % [20-25]
Vestlandet < 350 m (G4)	100 % [10-20]	70 % [10-20]	100 % [10-20]
Midt-Norge < 250 m (G5)	50 % [15]	90 % [15-20]	100 % [20-25]
Midt-Norge 250 – 450 m (G6)	0 %	0 %	100 % [15-20]
Nord for Saltfjellet < 250 m (G7)	0 %	0 %	100 % [15-20]

I foredlingssone G3, G4, G5, G6 og G7 vil det være et underskudd på foredlet frø de neste 20 årene. I tillegg vil det være risiko for knapphet på frø også i alle andre foredlingssoner dersom ikke strategien for fornying av gamle frøplantasjer gjennomføres. En frøplantasje har levetid på 40 – 50 år. Etter dette faller frøproduksjonen raskt. Mange plantasjer er nå under fornying, og andre har nådd øvre aldersgrense. Siden det tar ca. 15 år fra en frøplantasje etableres til frøproduksjonen er betydelig må gjenoppbygging av kapasiteten være stabil og forutsigbar. Tiltak for å sikre full frødekning vil være:

- Opprettholdelse av forsyningen av foredlet frø på lang sikt krever et operativt foredlingsprogram og kontinuerlig fornyelse av frøplantasjer. Dette er også grunnleggende for å bevare den genetiske ressursen som foredlingspopulasjonen utgjør.
- Tilgang til gunstige arealer for nye frøplantasjer, slik at forsinkelsen fra etablering til frøproduksjon blir minimalisert. Optimale arealer er gjerne selvdrenert produktiv innmark.
- Mer intensiv skjøtsel av frøplantasjer enn i dag for å opprettholde høy og jevn produksjon
- Tiltak for å bekjempe konge- og frøsykdom i frøplantasjer og dermed oppnå høyere produksjon i eksisterende frøplantasjer
- Assistert genflyt gjennom forflytning av foredlingspopulasjoner etter hvert som klima og tilpasning krever det. I dag utvikles foredlingssone G0, basert på østeuropeiske materialer fra breddegrader med 2 grader høyre middeltemperatur i vekstsesongen enn i Sør-Norge, for å tillate slik genflyt.

3.2.4.2 Bedre furufrø – tilgjengelighet for hele landet

Potensialet for økt virkesproduksjon gjennom foredling er minst like høy hos furu som hos gran. Tilpasning både til klimaendringer og behov for differensiering i norsk skogbruk tilsier at vi bør ha tilgang til foredlet furu, slik at det forynges med furu på furumark. I Norge er det imidlertid bare i Trøndelag og høyereliggende områder på Østlandet vi har tilgang på norsk foredlet frø. Indre og østlige deler av Østlandet (Hedmark og deler av Oppland) kan til en viss grad bruke foredlet frø fra Sverige, men denne muligheten er ikke like aktuell for vestlige og sørlige deler av Østlandet, Vestlandet og Nord-Norge. Begrensningen i dag er altså mangelen på et effektivt foredlingsprogram for de fleste landsdeler. Tiltak for å sikre bedre dekning av foredlet furufrø vil være:

- Etablere frøplantasjer for de områdene der foredlet frø ikke er tilgjengelig, samt supplerende frøproduksjon i forhold til svenske frøplantasjer for å sikre full frødekning i alle landsdeler
- Etablere et foredlingsprogram for langsiktig foredling og genressursforvaltning for furu på samme vis som har for gran
- Etablere gode avtaler med svenske frøplantasjeeiere om import av godt foredlet svensk frø til de områder der dette er biologisk forsvarlig å bruke i forhold til klimatilpasning og produksjon. Utvikle et generelt tettere samarbeid med svensk furuforedling.

3.2.4.3 Økt tilgjengelighet til foredlet materiale for andre treslag

For de andre treslagene har vi i dag kun begrenset foredlingsaktivitet for contortafuru, lutzgran, sitkagran, svartor og bjørk. Det skyldes at det ved begrensede ressurser til foredling har blitt prioritert gran. For fjelleldegran er det derimot opprettet et eget foredlingsprogram for juletreproduksjon. Klimaendringene med økt temperatur, økt risiko for stormfelling, plantehelse og tørke tilsier at en burde ha et bredere spekter av arter å velge til foryngelsene enn det vi har med bare gran i dag. For disse andre treslagene er valg av frøkilder mer kritisk enn for gran og furu, derfor bør frøforsyningen være basert på foredling der alt materiale testes.

- Norske lauvtreslag har stort potensiale også til tømmer og biomasseproduksjon. Treslag som eik, bok og ask (forutsatt at man klarer å utvikle motstandsdyktig materiale mot askeskuddsjuken), vil f.eks. kunne være et viktig supplement til gran i de sørligste, varmeste og mest tørkeutsatte områdene. Bjørk og svartor er alternative treslag som kan benyttes mer der grana er utsatt for råte.

Mange av disse treslagene finnes det foredlingsprogram for i andre europeiske land, og potensialet for å produsere forbedret genetisk materiale også for Norge er stort.

- Introduserte treslag for optimalisert langfibret produksjon: douglasgran, sitkagran, lutzgran og contortafuru. Alle treslag er viktige produsenter av biomasse andre steder i Europa, og foredlingsprogram eksisterer allerede. Treslagene har stort potensiale for bruk i Norge, og foredlingsprogram vil bidra til forsyning av foredlet før tilpasset nordisk klima

3.2.4.4 Vegetativt forynget gran

Effekten av skogplanteforedlingen kan akselereres betydelig ved bruk av vegetativt forynget materiale, såkalt klonskogbruk. En viktig begrensning for klonskogbruk i dag er den økte foryngelseskostnaden på mellom 2 og 3 ganger kostnaden ved bruk av frøformert materiale. Men i våre naboland er somatisk embryogenese under utvikling for mer kostnadseffektiv klonformering. Dersom bruk av kloner reguleres godt gjennom forskrift vil slik foryngelse kunne være bærekraftig på lang sikt. Formålet med klonskogbruk kan defineres i to hovedområder:

- Spissing av produksjonen i forhold til ønskede egenskaper, slik som produksjon og virkeskvalitet (i fremtiden kanskje også resistens mot rotråte, se genomisk seleksjon). Spissede foryngelsesmaterialer vil være mest relevant å bruke på de mest produktive arealene der tiden fra planting til avvirkning er kortest. En klonblanding produsert av et rikelig antall kryssninger mellom de beste individene i foredlingsprogrammet kan gi over 50 % høyere volumproduksjon sammenlignet med foryngelser basert på bestandsfrø (Liziniewicz og Berlin 2019).
- Supplerende tilgang til foredlet foryngelsesmateriale for regioner der kapasiteten frøplantasje er begrenset. Dette vil like gjerne være høyereliggende eller nordlige regioner, og kan være aktuelt i kortere eller lengre perioder. Også her er potensialet for økt produksjon stort.

3.2.4.5 Mer effektiv foredlingssyklus

Skogplanteforedlingen kan fortsatt effektiviseres for å gjøre foredlet materiale raskere tilgjengelig. Tiltak som er under utvikling:

- Foredlingssentre for effektivt kryssnings- og testmiljø. Her kontrollerer en betingelsene for blomstring hos gran slik at kryssninger kan skje oftere. Unngår dermed en viktig forsinkelse i foredlingsarbeidet. Foredlingssentrene vil ha en veldig viktig funksjon ved oppstart av foredling på andre treslag, og gi raske effekter i form av tidlig frøproduksjon.
- Genomisk seleksjon for å øke muligheten for å implementere virkeskvalitet og resistens mot rotråte i foredlingen. Utvalg for kvalitetsegenskaper krever evaluering av eldre trær. For å unngå forsinkelsen dette medfører kan variasjonen i genomet brukes til å forutse fenotypiske egenskaper, slik at utvalget kan foregå mye tidligere. I dag er det ingen gode verktøy for seleksjon for økt resistens mot rotråte. Med utvikling av genomisk seleksjon håper man å kunne gjøre en tidlig seleksjon for egenskapene allerede i foredlingssentrene. Genomisk seleksjon er fortsatt kostbar slik at ressursene på utvikling rettes mot gran.

3.2.5 Referanser

Anon. Meld. St. 21 (2011-2012). Norsk klimapolitikk. Miljøverndepartementet.

Haapanen, M., Jansson, G., Nielsen, U.B., Steffenrem, A. og Stener, L.G. 2015 The status of tree breeding and its potential for improving biomass production - A review of breeding activities and genetic gains in Scandinavia and Finland, pp. 56, edited by L. G. Stener. Skogforsk, Sweden, Uppsala.

- Jansson, G., J. K. Hansen, M. Haapanen, H. Kvaalen og A. Steffenrem, 2017 The genetic and economic gains from forest tree breeding programs in Scandinavia and Finland. *Scandinavian Journal of Forest Research* 32: 273-286.
- Klif. 2010. Klimakur 2020. Tiltak og virkemidler for å nå norsk klimamål mot 2020, side 316. Klima- og forurensningsdirektoratet, Oslo.
- 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.
- Miljødirektoratet 2015. Klimatiltak og utslippsbaner mot 2030. Kunnskapsgrunnlag for lavutslippsutvikling. M-386. 322 s.
- Skogfrøverket 2017. Skogfrøverkets strategi for skogplanteforedling 2010-2040 (revidert 2017). Stiftelsen det norske Skogfrøverk. 31 s.
- Søgaard, G., Allen, M., Astrup, R., Belbo, H., Bergseng, E., Blom, H.H., Bright, R., Dalsgaard, L., Anton Fernandez, C., Gjerde, I., Granhus, A., Hanssen, K.H., Kjønaas, O.J., Nygaard, P.H., Stokland, J. og Sætersdal, M.. 2019a. Effekter av planting av skog på nye arealer. Betydning for klima, miljø og næring. NIBIO Rapport 5(3). 86 s.
- Søgaard, G., Mohr, C.W., Anton Fernandez, C., Alfredsen, G., Astrup, R., Breidenbach, J., Eriksen, R., Granhus, A. og Smith, A. 2019b. Framskrivninger for arealbrukssektoren – under FNs klimakonvensjon, Kyotoprotokollen og EUs rammeverk. NIBIO Rapport 5(114). 70 s.
- Sønstebo, J. H., M. M. Tollefsrud, T. Myking, A. Steffenrem, A. E. Nilsen mfl. 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.

3.3 Nitrogengjødsling

3.3.1 Innledning

Gjødsling er beskrevet i M-386 (Miljødirektoratet 2015) som «et tiltak for å opprettholde eller øke opptaket av klimagasser på eksisterende skogarealer. Der hvor mangel på nitrogen begrenser skogens vekst vil gjødsling gi økt diameter- og høydevekst, og dermed øke det årlige CO₂-opptaket i levende biomasse. Gjødsling med nitrogen vil gi full effekt i løpet av ti år. Gjødsling er normalt mest økonomisk gunstig når det foretas i tynnede bestander mot slutten av omløpstiden ved engangsgjødsling, gjerne åtte til ti år før sluttavvirkning. For maksimal effekt bør nye arealer gjødsles hvert år etter hvert som disse når riktig alder/hogstklasse.»

3.3.2 Dagens regelverk og tilskuddsordning

3.3.2.1 Dagens regelverk

Nitrogengjødsling av skog er tillatt etter norsk lov. I §5 i forskrift om bærekraftig skogbruk er det stadfesta at «Ved gjennomføring av skogbrukstiltak skal skogeigaren sørge for at verdiane i viktige livsmiljø og nøkkelbiotopar blir tekne vare på i samsvar med retningslinene i Norsk PEFC Skogstandard.» Gjødsling er et eget kravpunkt i Norsk PEFC Skogstandard, og sier noe om hvor en kan gjødsle og hvilke hensyn som må tas:

«Skogbruk skal drives slik at markas naturlige prosesser og langsiktige produksjonsevne opprettholdes. Næringstap og næringslekkasje skal være minst mulig. Områder med spesielle miljøverdier skal ikke gjødsles eller påvirkes av gjødsling eller askespredning.

For å øke virkesproduksjonen, kan det gjødsles på egnede arealer på vegetasjonstypene blokkebærskog, bærlyngskog, blåbærskog, småbregneskog og storbregneskog. Torvmark med allerede etablert foryngelse kan gjødsles.

Ved gjødsling i skog skal det settes igjen en gjødslingsfri sone på 25 meter mot vann, elver og bekker (gjelder bekker med helårs vannføring) for å unngå avrenning. Gjødsling skal ikke skje før snøsmeltingen er ferdig - for øvrig tilpasses gjødslingstidspunktet slik at risikoen for næringslekkasje blir minst mulig.»

3.3.2.2 Tilskuddsordning for gjødsling som klimatiltak

Det kan gis inntil 40 prosent tilskudd til gjødsling (Landbruksdirektoratet 2020). I utgangspunktet kan skogarealer i hele landet gjødsles, men det er satt et tak for gjødsling av skog på 25 000 dekar over en femårsperiode for områder med direkte avrenning til Oslofjorden/Skagerak. Dette taket er nådd i løpet av de første årene med tilskudd, og det gis derfor ikke tilskudd til gjødsling i disse kommunene i 2020. Det er imidlertid ikke noe forbud mot gjødsling, og de skogeierne som ønsker å gjødsle på egnede arealer i dette områder kan fremdeles gjøre det, men da får ikke lenger statlig tilskudd (Landbruksdirektoratet 2020).

Landbruksdirektoratet (2020) angir følgende kriterier for hvordan gjødsling kan/bør utføres:

- *Det kan gjødsles på egnede arealer på vegetasjonstypene blokkebærskog, bærlyngskog, blåbærskog, småbregneskog, storbregneskog og på torvmark med etablert foryngelse.*
- *Gjødsling utføres i produksjonsskog med mindre enn 20 prosent lauv på furudominerte arealer med bonitet F8 til F17 og grandominerte arealer på bonitet G8 til G20.*
- *Bestandet bør ha optimal tetthet og ikke være flersjiktet.*
- *Lavarter bør utgjøre < 50 prosent av marksjiktet.*

- *Hogstklasse fire prioriteres. Veksterlige bestand av furu i tidlig hogstklasse fem kan gjødsles dersom de ikke planlegges hogd før om lag 10 år. Sein hogstklasse tre kan gjødsles noen år etter at eventuelle tynninger er avsluttet.*

Landbruksdirektoratet (2020) angir også en flere krav om miljøhensyn, som blant annet kantsoner mot verdifulle miljøforekomster, innsjøer, elver og bekker.

Det er også spesifikasjoner om type gjødsel (kalkholdig) og mengde nitrogen (fortrinnsvis inntil 15 kg nitrogen per dekar) (Landbruksdirektoratet 2020). Jamfør Landbruksdirektoratet utgjør helikoptergjødsling mer enn 95% av all gjødsling som registreres i dag, og all helikoptergjødsling er med 55 kg/daa med Opti-Kas (Per Olav Rustad, Landbruksdirektoratet, 14.6.2019).

3.3.3 Oppdatering av kunnskapsgrunnlaget jf. M-386

Hovedkonklusjonene fra M-386 står ennå. Det finnes flere studier fra etter 2015 på effekten av gjødsling på tilvekst/ karbonlagring, *uten at disse endrer konklusjonene*. Nitrogengjødsling av skog er et meget aktuelt tiltak da det siden M-386 er innført tilskudd til gjødsling som klimatiltak. Vi har derfor her tatt med noen nyere forskningsresultater som bidrar til å øke kunnskapsnivået om gjødsling i skog.

Nitrogengjødsling i skog på mineraljord i Østfold ledet til korttidsøkninger (1-2 år) i konsentrasjoner ikke kun av nitrogen, men også av kalsium, magnesium, kobolt, nikkel og zink, samt reduksjon i pH, i jordvann (Clarke mfl. 2018). Disse økte konsentrasjoner kan ha kommet fra kationbytteprosesser i jorda eller fra konsentrasjoner av disse elementer i gjødselen. Det var få statistisk signifikante endringer i kjemien i jordas organiske sjikt to år etter nitrogengjødsling, men magnesiumkonsentrasjonen hadde økt (Clarke mfl. 2018).

Det er risiko for at økt nitrogengjødsling kan lede til eutrofiering av vassdrag (Futter mfl. 2019). For å unngå dette, er det viktig at kravene til kantsoner langs vassdrag i den norske PEFC Skogstandard (2016) blir etterfulgt.

Det meste av skoggjødslingen utføres noen få år før bestandet skal avvirkes. Å gjødle yngre skog, eventuelt flere ganger, er imidlertid også et tiltak som kan gi god klimaeffekt. Hanssen og Kvaalen (2018) analyserte et forsøk som ble anlagt i Nord-Trøndelag på 80- og 90-tallet for å undersøke effektene av gjentatt gjødsling i yngre granskog. Det var en klar positiv effekt på volumtilveksten av gjentatt gjødsling, og å tilføre blant annet kalium og fosfor i tillegg til N ga bedre effekt enn ren N-tilførsel. Gjentatt gjødsling i ung skog vil sannsynligvis gi sterkere effekter på bestandsnivå når det gjelder artsrikdom og artssammensetning enn én gangs gjødsling 10 år før hogst. Effekter på landskapsnivå vil avhenge av størrelse på areal som tas i bruk til gjentatt gjødsling.

3.3.4 Vurdering av restpotensial

Det er i framskrivninger for arealbrukssektoren i Søgaard mfl. (2019) lagt til grunn et business-as-usual scenario for skogplanteforedling basert på dagens praksis. Det ble lagt til grunn at et areal tilsvarende femårskvoten på 25 000 dekar i restriksjonssonen vil bli gjødslet, tilsvarende et gjennomsnitt på 5 000 dekar per år. Bestilt gjødsling for 2019 endte på omkring 35 000 dekar, og det er forventet at med dagens regelverk vil gjødslingsarealet stabilisere seg omtrent på dagens nivå, det vil si totalt 35 - 40 000 dekar årlig utenfor restriksjonssonen (Per Olav Rustad, Landbruksdirektoratet, 22.6.2019). Det er et konservativt nivå (35 000 dekar + 5 000 dekar) som er lagt til grunn som årlig gjødslingsareal basert på «dagens praksis» i Søgaard mfl. (2019), og i denne studien.

Her vurderer vi restpotensial sett i forhold til det, og har lagt til grunn et areal tilsvarende det øverste nivået (100 000 dekar) i angitt intervall i Miljødirektoratet mfl. (2014). Det er i framskrivningen illustrert i [kapittel 4](#) vist effekten både av ingen ekstra gjødsling, dagens praksis, og en økning fra til 100 000 dekar.

Som illustrert i figur 17 – hentet fra Miljødirektoratet mfl. (2014) – er det mange kriterier som er lagt til grunn for dette arealestimatet. Ikke minst er det lagt til grunn antatt næringsmessige hensyn, som krav til driftsnetto og at det skal være én gjødsling om lag ti år før sluttavvirkning. Det innebærer at det arealet som potensielt kan gjødsles med god klimaeffekt vil være større enn det som er lagt til grunn i denne framskrivningen.

3.3.5 Referanser

- Clarke, N., Økland, T., Hanssen, K.H., Nordbakken, J.-F. og Wasak, K. 2018. Short-term effects of hardened wood ash and nitrogen fertilisation in a Norway spruce forest on soil solution chemistry and humus chemistry studied with different extraction methods. *Scandinavian Journal of Forest Research* 33, 32-39, DOI: 10.1080/02827581.2017.1337921
- Futter, M., Clarke, N., Kaste, Ø. og Valinia, S. 2019. The potential effects on water quality of intensified forest management for climate mitigation in Norway. NIVA Report 7363-2019, <https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/bitstream/handle/11250/2595785/7363-2019.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Hanssen, K. H. og Kvaalen, H. 2018. Effects of repeated fertilization in young Norway spruce forests. *Scandinavian Journal of Forest Research* 33: 633-640.
- Landbruksdirektoratet. 2020. Gjødsling av skog som klimatiltak. Hentet fra: <https://www.landbruksdirektoratet.no/no/eiendom-og-skog/skog-og-klima/gjodsling-som-klimatiltak/> (oppdatert 30.1.2020)
- Miljødirektoratet, Statens landbruksforvaltning og Norsk institutt for skog og landskap. 2014. Målrettet gjødsling av skog som klimatiltak - egnede arealer og miljøkriterier. Rapport M-174. 143 s.
- Miljødirektoratet 2015. Klimatiltak og utslippsbaner mot 2030. Kunnskapsgrunnlag for lavutslippsutvikling. Rapport M-386. 322 s.
- Norsk PEFC Skogstandard. 2016. Kravpunkt 18. Gjødsling og næringsbalanse
- Søgaard, G., Mohr, C.W., Anton Fernandez, C., Alfredsen, G., Astrup, R., Breidenbach, J., Eriksen, R., Granhus, A. og Smith, A. 2019. Framskrivninger for arealbrukssektoren – under FNs klimakonvensjon, Kyotoprotokollen og EUs rammeverk. NIBIO Rapport 5(114). 70 s.

3.4 Askegjødsling

3.4.1 Innledning

Gjødsling med aske på torvmark ble omtalt i M-174 (Miljødirektoratet mfl. 2014). I M-386 (Miljødirektoratet 2015) er det nevnt i kapitlet om høsting av GROT at «Tilbakeføring av vedaske til skogen er også en mulig metode for å erstatte tapte næringsstoffer, men denne metoden er i dag ulovlig i Norge.», men askegjødsling er ikke beskrevet utover det.

Fra M-174:

Gjødsling med aske er mer vanlig i noen av våre naboland, spesielt i Finland, men også i Sverige og noen av de baltiske landene. I følge Rec Ash (Emilsson 2006) spres det årlig om lag 27 000 tonn aske på skogsmark i Finland. Det meste av dette blir spredt på torvmark. I Sverige har tilbakeføring av aske til skog økt de siste årene, og ifølge Skogsstyrelsen ble det spredt om lag 35 000 tonn i 2010. I Sverige er fokuset ikke spesielt rettet mot torvmark. Askegjødsling anbefales mer generelt som en motvekt mot forsuring og mot næringsubalanse i skog etter uttak av greiner og topper (GROT) til bioenergi.

I Danmark og Finland er det utarbeidet regelverk for bruk av askegjødsling i jord- og skogbruk, som blant annet setter krav til innholdet av næringsstoffer og tungmetaller. I Sverige er anbefalinger for tilbakeføring av aske til skogsmark gitt av Skogsstyrelsen (2008).

3.4.2 Dagens regelverk og tilskuddsordning

Spredning av treaske i skog var ikke tillatt den gang M-174 ble skrevet, og er fremdeles ikke lovlig i Norge etter Forskrift om gjødselvarer mv. av organisk opphav

(<https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2003-07-04-951>). Denne forskriften er under revisjon (Horn mfl. 2016), og Norsk PEFC Skogstandard (2016) åpner for at askespredning i skog kan forekomme om det er i samsvar med gjeldende lovverk: «Eventuell askespredning i skog skal skje i samsvar med forskrift om gjødselvarer mv. av organisk opphav.» Det er derfor viktig å ha kunnskap om sannsynlige effekter av askespredning i norsk skog.

3.4.3 Oppdatering av kunnskapsgrunnlaget jf. M-174

I M-174 var fokus rettet mot askegjødsling på torvmark. Vi har her fokus på askegjødsling generelt (også mineraljord), og refererer også resultater fra et nyere feltforsøk i regi NIBIO (Hanssen mfl. 2020, akseptert manuskript).

Forsøk har vist at askegjødsling kan ha god effekt på tilveksten i skog som står på grøftet torvmark. På mineraljord er det vanligvis mangel på nitrogen som begrenser veksten av skogen. Fordi aske ikke inneholder nitrogen, ser man ofte små effekter på tilveksten etter en ren askegjødsling. Men bildet er ikke entydig. På god mark kan man få en viss positiv effekt, mens effekten kan være negativ på fattige marktyper. Den mest sannsynlige årsaken til dette er at aske- eller kalktilførsel påvirker nettomineraliseringen av N, og dermed mengden plantetilgjengelig nitrogen. Aske gitt sammen med nitrogen kan forlenge effekten av nitrogengjødslingen. En gjennomgang av aktuell litteratur er gitt i Hanssen mfl. 2014.

Et forsøk med aske- og nitrogengjødsling i et granbestand på mineraljord og høy bonitet i Østfold (Hanssen mfl. 2020, akseptert manuskript) viste signifikant økt vekst der hvor aske og nitrogen ble gitt samtidig, mens effekten av aske og nitrogen hver for seg ga mer beskjedne effekter. Askegjødslingen hadde ingen effekt på jordvannkjemien, mens en kombinert aske og nitrogenbehandling viste effekter som liknet effektene av nitrogengjødsling (Clarke mfl. 2018). Konsentrasjoner av flere element økte i jordas organiske sjikt, men endringen varierte avhengig av

ekstraksjonsmetode som ble brukt under den kjemiske analysen. Mens bruk av sterkt ekstraksjonsmiddel i mange tilfeller ledet til økte elementkonsentrasjoner, viste bruk av et svakt ekstraksjonsmiddel (som antas å gi et mer realistisk estimat på plantetilgjengelige elementer) at plantetilgjengelige konsentrasjoner av noen tungmetaller kan bli *redusert* etter asketilførsel, sannsynligvis grunnet pH-økning (Clarke mfl. 2018). Også bunnvegetasjonen kan bli påvirket av asketilførsel (T. Økland, pers. meld.).

3.4.4 Referanser

- Clarke N, Økland T, Hanssen KH, Nordbakken J-F. og Wasak K. 2018. Short-term effects of hardened wood ash and nitrogen fertilisation in a Norway spruce forest on soil solution chemistry and humus chemistry studied with different extraction methods. *Scandinavian Journal of Forest Research* 33, 32-39, DOI: 10.1080/02827581.2017.1337921
- Emilsson, S. 2006. From extraction of forest fuels to ash recycling. *International Handbook, Skogsstyrelsen, Sverige*, 48 s.
- Hanssen, K. H., Clarke, N., Dibdiakova, J. 2014. Tilbakeføring av treaske til skog. Egenskaper, effekter og metoder. Rapport fra Skog og landskap 09/2014. 19 s.
- Hanssen, K.H., Asplund, J., Clarke, N., Selmer, R. og Nybakken, L. 2020. Fertilization of Norway spruce forest with wood ash and nitrogen affected both tree growth and composition of chemical defence. *Forestry* (accepted).
- Horn, H., Tellnes, L.G.F., Brod, E., Clarke, N., Dibdiakova, J., Hanssen, K.H., Haraldsen, T.K., Karlsen, T. og Toven, K. 2016. Innovativ utnyttelse av aske fra trevirke for økt verdiskapning og bærekraftig skogbruk (Innovative utilization of ash from wood for value creation and sustainable forestry). Treteknisk rapport 89
- Miljødirektoratet, Statens landbruksforvaltning og Norsk institutt for skog og landskap. 2014. Målrettet gjødsling av skog som klimatiltak - egnede arealer og miljøkriterier. Rapport M-174. 143 s.
- Miljødirektoratet 2015. Klimatiltak og utslippsbaner mot 2030. Kunnskapsgrunnlag for lavutslippsutvikling. M-386. 322 s.
- Norsk PEFC Skogstandard. 2016. Kravpunkt 18. Gjødsling og næringsbalanse
- Skogsstyrelsen 2008. Rekommendationer vid uttag av avverkningsrester och askåterföring. Meddelande: 33 s.

3.5 Høsting av GROT

3.5.1 Innledning

Økt uttak av GROT ble trukket fram som et aktuelt tiltak i Klimameldingen (Meld. St. 21 (2011-2012)), hvor det sto at Regjeringen vil «*Bedre insentivene til uttak av råstoff fra skogen til bioenergi, med særlig vekt på skogsavfall (GROT)*» (Miljøverndepartementet 2012).

Utnyttelse av hogstavfall (GROT) er beskrevet slik i M-386: «*Å utnytte hogstavfallet vil i prinsippet bety at man tar ut mer av hogstavfallet, som grener og topper (GROT), som ellers ville blitt liggende igjen på hogstflata, og bruker det som en ressurs. Dersom GROT brukes som bioenergi, vil det slippes ut CO₂ ved forbrenning. Dersom det alternativt blir liggende igjen på hogstflata, vil størstedelen av biomassen brytes ned, og karbonforbindelsen slippes ut som CO₂, mens noe vil tas opp som karbon i jordsmonnet. Denne nedbrytingen vil skje relativt raskt, men tidsperspektivet er avhengig av flere faktorer, slik som lokalklimatiske forhold, treslag og dimensjon på biomassen, der store dimensjoner vil brytes ned saktere enn små dimensjoner. Ved uttak av GROT kan man erstatte energiintensive fossile kilder med fornybart råstoff. På den andre siden kan uttak av GROT redusere karbonlageret i jorda. Det antas at det er store forskjeller geografisk, i tillegg til forskjell i hogstmetodikk, hvilket gjør nedbrytingen av hogstavfallet vanskelig å kvantifisere.*»

3.5.2 Dagens regelverk og tidligere tilskuddsordning

3.5.2.1 Dagens regelverk

Hogstavfall er omtalt i forskrift for bærekraftig skogbruk i § 6, hvor det står at kvist og hogstavfall skal ryddes bort fra bekker, elver og vatn, og fra vanlig brukte stiger, løyper og andre ferdselsårer der det er til unødig hindring for ferdsel. Det står videre i § 9 at «*Skogeigar er ansvarleg for at ... behandling av hogstavfall ... blir gjennomførte på ein slik måte at det ikkje oppstår fare for insektskadar eller andre skadar på skog.*» Utover dette er ikke uttak av hogstavfall regulert ved lov. Høsting av GROT er heller ikke regulert gjennom Norsk PEFC Skogstandard.

3.5.2.2 Tilskuddsordning for uttak av skogsvirke til bioenergi

Det var tidligere en tilskuddsordning som dekket uttak av skogsvirke/skogflisråstoff for energi-produksjon blant annet fra lauvskoghogster, ungskogpleie og fra GROT (hogstavfall) (Landbruksdirektoratet 2014).

For uttak av GROT dekket tilskuddet uttak av greiner og topper, bult og andre trerester, men ikke stubber. Det kunne også være virke som er skadet etter brann, storm, snøbrekk eller insektsangrep. Tilskuddssatsene gjaldt oppsamling og utkjøring til velteplass, og de var de samme enten GROTen kom fra sluttavvirkning, tradisjonell førstegangstynning eller taubanedrifter (Landbruksdirektoratet 2014).

Hensikten med ordningen var primært å bidra til å stimulere sysselsettingen i skognæringen. Ordningen ble innført i 2009, men ble avvirket fra januar 2014.

3.5.3 Oppdatering av kunnskapsgrunnlaget jf. M-386

Gjennomgang av ny litteratur viser at hovedkonklusjonene fra M-386 (Miljødirektoratet 2015) står ennå. Vi gjengir her noen nyere forskningsresultater.

Uttak av GROT vil ofte lede til redusert karbonlager i skogsjord sammenlignet med stammehogst (Achat mfl. 2015a), men det er stor variasjon i effekten som er observert (Achat mfl. 2015a, Clarke mfl. 2015). Denne variasjon kan være avhengig av faktorer som klima: Karbontapet ser ut til å være mindre under et kaldt klima enn under et temperert klima (Achat mfl. 2015a).

Negative effekter på skogsjordas næringsstoffstatus kan bli redusert hvis nåler og lauv blir igjen på flata og kun greiner blir fjernet (Achat mfl. 2015b). Effekter kan av og til oppdages flere tiår etter hogst (Zetterberg mfl. 2013). Fjerning av basekationer i heltrehogst (det vil si at både stammer, greiner og topper tas ut) øker risikoen for forsuring av jord og vassdrag, spesielt i områder der jordas bufferevne er lav (Futter mfl. 2019). Også om forvitring av bergarter øker i fremtiden som et resultat av klimaendringer, kommer dette sannsynligvis ikke i de fleste områdene til å kompensere tapet av basekationer fra økt heltrehogst (Akselsson mfl. 2016). Det er derfor en fordel dersom man klarer å høste GROT på en slik måte at nåler og lauv ikke fjernes etter hogst, kun greiner (Achat mfl. 2015b). Forsøk viser imidlertid at i granskog blir en stor andel av nålene (70-80 %) med kvisten ut ved høstingen, også der hvor kvisthaugene ligger og tørker i flere måneder før transport ut (Hanssen mfl. 2018, Jacobson mfl. 2017). Vi har ikke nye data som endrer den tidligere konklusjonen om at man kan ta ut rundt 70% av GROT-mengden uten at det påvirker næringsinnhold eller veksten til trærne nevneverdig. Et feltforsøk i Hedmark og Hordaland viste at det kan bli kortvarige (2-3 år) økninger i konsentrasjoner av næringsstoffer i jordvann etter hogst. Konsentrasjonene kan bli høyere der det finnes GROT eller der det har vært GROT-hauger, men andre faktorer (for eksempel topografien) kan også spille en rolle (Clarke mfl. 2018).

Etter heltrehogst kan det finnes forskjell i bjørkelauvkjemi sammenlignet med etter stammehogst, som eventuelt kan forklares med endringer i for eksempel vanntilgjengelighet (Fjære mfl. 2016). Forskjell i lauvkjemi skulle kunne eventuelt påvirke beite på hogstflater.

Korttidseffekter av hogst (<2 år) på bunnvegetasjon i Hedmark og Hordaland ble undersøkt av Økland mfl. (2016). Den største forskjellen mellom flater med heltrehogst og flater med stammehogst var der GROT-hauger hadde ligget. GROT-hauger hadde en klar negativ effekt både på artsantall og dekning. Også terrengskader under fjerning av haugene på høsten så ut til å påvirke vegetasjonen.

GROT på en hogstflate oppleves som ikke visuelt attraktivt (Gundersen mfl. 2016), og fjerning av GROT kan altså gjøre at en hogstflate ser mer «ryddet» ut og gi et inntrykk av en velstelt skog.

3.5.4 Referanser

- Achat, D.L., Fortin, M., Landmann, G., Ringeval, B. og Augusto, L. 2015a. Forest soil carbon is threatened by intensive biomass harvesting. *Scientific Reports*, 5(1), 15991.
<https://doi.org/10.1038/srep15991>
- Achat, D.L., Deleuze, C., Landmann, G., Pousse, N., Ranger, J. og Augusto, L. 2015b. Quantifying consequences of removing harvesting residues on forest soils and tree growth – A meta-analysis. *Forest Ecology and Management* 348, 124-141.
- Akselsson, C., Olsson, J., Belyazid, S. og Capell, R. 2016. Can increased weathering rates due to future warming compensate for base cation losses following whole-tree harvesting in spruce forests? *Biogeochemistry* 128: 89-105 (2016).
- Clarke, N., Gundersen, P., Jönsson-Belyazid, U., Kjønås, O.J., Persson, T., Sigurdsson, B.D., Stupak, I. og Vesterdal, L. 2015. Influence of different tree-harvesting intensities on forest soil carbon stocks in boreal and northern temperate forest ecosystems. *Forest Ecology and Management* 351, 9-19
- Clarke, N., Skår, S., Kjønås, O.J., Hanssen, K.H., Økland, T., Nordbakken, J-F., Eldhuset, T.D. og Lange, H. 2018. Effects of forest residue harvesting on short-term changes in soil solution chemistry, *Scandinavian Journal of Forest Research* 33, 299-307, DOI: 10.1080/02827581.2017.1375141
- Fjære, S., Clarke, N., Nybakken, L. og Wam H.K. 2016. Contrasting impact of whole-tree-harvesting on chemical quality of plant foliage in coastal vs inland forest, *Scandinavian Journal of Forest Research* 31, 541-545, DOI:10.1080/02827581.2016.1141231

- Futter M, Clarke N, Kaste Ø, Valinia S, The potential effects on water quality of intensified forest management for climate mitigation in Norway. NIVA Report 7363-2019, <https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/bitstream/handle/11250/2595785/7363-2019.pdf?sequence=1&isAllowed=y> (2019).
- Gundersen, V., Clarke, N., Dramstad, W. og Fjellstad, W. 2016. Effects of bioenergy extraction on visual preferences in boreal forests: A review of surveys from Finland, Sweden and Norway, *Scandinavian Journal of Forest Research* 31, 323-334
- Hanssen, K. H., Fløistad, I. S., Granhus, A., Sjøgaard, G. 2018. Harvesting of logging residues affects diameter growth and pine weevil attacks on Norway spruce seedlings. *Scandinavian Journal of Forest Research* 33: 40-49.
- Jacobson, S., Högbom, L., Ring, E., Nohrstedt, H.-Ö. 2017. The distribution of logging residues and its impact on seedling establishment and early plant growth in two Norway spruce stands. *Scandinavian Journal of Forest Research* 32: 134-141.
- Landbruksdirektoratet. 2014. Uttak av skogsvirke til bioenergi. Hentet fra: <https://www.landbruksdirektoratet.no/no/521/uttak-av-skogsvirke-til-bioenergi> (oppdatert 9.1.2014)
- Miljødirektoratet 2015. Klimatiltak og utslippsbaner mot 2030. Kunnskapsgrunnlag for lavutslippsutvikling. M-386. 322 s.
- Miljøverndepartementet. 2012. Meld. St. 21 (2011-2012). Norsk klimapolitikk. Tilråding fra Miljøverndepartementet 25. april 2012, godkjent i statsråd samme dag. (Regjeringen Stoltenberg II)
- Zetterberg, T., Olsson, B.A., Löfgren, S., von Brömssen, C. og Brandtberg, P-O. 2013. The effect of harvest intensity on long-term calcium dynamics in soil and soil solution at three coniferous sites in Sweden. *Forest Ecology and Management* 302, 280-294
- Økland, T., Nordbakken, J-F., Lange, H., Røsberg, I. og Clarke, N. 2016. Short-term effects of whole-tree harvesting on understory plant species diversity and cover in two Norway spruce sites in southern Norway, *Scandinavian Journal of Forest Research* 31, 766-776, DOI:10.1080/02827581.2016.1164889 (2016).

3.6 Markberedning

3.6.1 Innledning

Markberedning beskrives slik i M-386: «Markberedning gjennomføres for å gi planter og frø bedre livsbetingelser ved å høyne marktemperaturen, hindre uttørring og å redusere konkurransen fra annen vegetasjon (Søgaard mfl. 2015, Øvergård 2014). Jordforstyrrelser leder til endringer i jordens mikroklima og stimulerer nedbryting av organisk materiale i jorden, med frigivelse av næringsstoffer som resultat (Johansson 1994). En annen effekt av markberedning er forbedret vanninfiltrasjon i jord og bedre rotutvikling (Jandl mfl. 2007). Disse faktorene er med på å gi raskere plantevekst, og dermed økning i opptak av CO₂ fra levende biomasse i den nye skogen. Det medfører også kortere omløpstid. Markberedning kan resultere i raskere etablering, tidlig og bedre vekst, samt bedre overlevelse for både naturlig foryngelse og utsatte planter (Søgaard mfl. 2015).»

3.6.2 Dagens regelverk og tilskuddsordning

3.6.2.1 Dagens regelverk

Markberedning er omtalt i Kravpunkt 15 i Norsk PEFC Skogstandard (2016):

Både ved planting og tilrettelegging for naturlig foryngelse vil markberedning på de aller fleste arealtypene bedre forholdene for foryngelse av arealet. Markberedning skal gjennomføres slik at tiltaket bidrar til å sikre tilfredsstillende foryngelse etter hogst, samtidig som det tas hensyn til biologisk viktige områder, stier, bekker, erosjonsfare og kulturminner.

Ved markberedning skal sammenhengende furer unngås. Brutte striper oppnås med naturlig oppløft som følge av at aggregatet passerer over stubber og steiner eller ved mekanisk oppløft. I terreng med erosjonsfare skal furene ikke overstige 10 meter. Furene skal normalt ikke være dypere enn 20 cm. Stein som dras opp kan imidlertid gjøre furene stedvis dypere. I områder med tykk humus kan det også være nødvendig med dypere furer for å komme ned i mineraljorda.

Det skal ikke markberedes:

- *I myrskog, sumpskog og kildeskog*
- *I kalkskog*
- *I hogstaudeskog*
- *På lavmark med humusdekke tynnere enn 3 cm*
- *På arealer avsatt til kantsoner*
- *Nærmere enn 5 m fra bekk med årssikker vannføring*
- *Nærmere enn 5 m fra kulturminnets ytre kant*
- *Innenfor kulturmiljøer*
- *Nærmere enn 2,5 m fra mye brukte stier*

3.6.2.2 Tilskuddsordning

Etter forskrift om tilskudd til nærings og miljøtiltak i skogbruket (NMSK) § 4 kan det gis tilskudd for å stimulere til utvikling av kvalitetsskog, herunder foryngelsestiltak som markberedning.

Retningslinjene og prioritering av tilskudd utarbeides av kommunene i dialog med Fylkesmannen og de lokale næringsorganisasjonene i skogbruket (Landbruksdirektoratet 2019).

3.6.3 Oppdatering av kunnskapsgrunnlaget jf. M-386

Vi har sett på nyere litteratur, men ikke funnet studier som endrer oppsummeringen i Søgaard mfl. (2015) som lå som underlag for M-386 (Miljødirektoratet 2015).

Markberedning har mange positive effekter for plantene, og en av dem er at det blir bedre omsetning av organisk materiale i jorda, og dermed mer næring tilgjengelig. Da vil karbon frigjøres. Men vi forstår foreløpig prosessene som er involvert i karbonomsetningen dårlig. Og samtidig vet vi at jo bedre vekst trærne har, jo mer karbon drar de også ned i bakken.

Ikke bare CO₂, men også utslipp av andre drivhusgasser (metan CH₄, lystgass N₂O) kan påvirkes av markberedning. For eksempel viste en studie fra England (Mojeremane mfl. 2012) at hauglegging ga redusert utslipp av CO₂-ekvivalenter (kortvarig studie, 2 år) fordi N₂O-utslippet gikk ned.

Det finnes en del feltstudier og litteraturstudier på dette, og resultatet med hensyn på karbonbalansen varierer. Jandl mfl. 2007 konkluderte (avsnitt 7.5):

“In most of the reviewed studies biomass production was favored by site preparation and this effect may balance or even outweigh the loss of soil C in the total ecosystem response. In conclusion, there is in general a net loss of soil C with site preparation, which increases with the degree of disturbance. The chosen technique of site preparation is important and will determine if the net C effect of the activity is positive or negative”.

Varierende konklusjoner kan ha både med hvordan studiene er utført, hvor lang tid de går over, om bare jorda eller hele økosystemet er tatt med, og at jordtyper og klima varierer sterkt. Å estimere karboninnhold og karbonfluks i jord er komplisert, og metoden som blir brukt betyr mye for hvilket resultat man får. C-innholdet kan variere mye over korte avstander. Det er lite kunnskap om hvilke fraksjoner av organisk stoff som blir brutt ned etter markberedning. Hvor dypt man tar jordprøver, og hvordan man samler (for eksempel om man sørger for å få et representativt utvalg prøver over en markberedt flate: både i markberedningsflekken/-fura, i «torva» og i urørt jord ved siden av), vil påvirke resultatet.

Relevante studier for norske forhold ble for eksempel gjort av Kristina Mjöfors, SLU, i hennes doktorgrad fra 2015 (Mjöfors 2015). Hun målte blant annet karbon i jord, vegetasjon og trær 25 år etter markberedning med hauglegging, skålharv og pløying (det siste er ikke så relevant i dag) og sammenliknet med ikke-markberedt kontroll.

Det ble ikke funnet noen effekt av markberedning på karboninnholdet i øvre jordlag, og i sum en positiv karbonbindingseffekt for hele økosystemet under ett, på grunn av at trærne vokser bedre.

Mjöfors mfl. (2015) fant heller ingen negative effekter på karbonfluksen på kort sikt.

Konklusjonen er at i mange av tilfellene oppveier den økte tilveksten et eventuelt tap av jordkarbon (i tråd med oppsummeringen i Søgaard mfl. (2015) som lå som underlag for M-386).

Markberedning på en hogstflate oppleves som ikke visuelt attraktivt, og sannsynligvis mindre attraktivt jo større inngrepet er, slik at opplevelsesevnen blir redusert (Gundersen mfl. 2016).

3.6.4 Referanser

Gundersen, V., Clarke, N., Dramstad, W. og Fjellstad, W. 2016. Effects of bioenergy extraction on visual preferences in boreal forests: A review of surveys from Finland, Sweden and Norway, *Scandinavian Journal of Forest Research* 31, 323-334

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

- Johansson, M. 1994. The influence of soil scarification on the turn-over rate of slash needles and nutrient release. Scandinavian Journal of Forest Research. Vol 9.
- Landbruksdirektoratet. 2014. Tilskuddsordninger i skogbruket. Hentet fra:
<https://www.landbruksdirektoratet.no/no/eiendom-og-skog/om-skogbruk/tilskudd> (oppdatert 27.8.2019)
- Miljødirektoratet 2015. Klimatiltak og utslippsbaner mot 2030. Kunnskapsgrunnlag for lavutslippsutvikling. M-386. 322 s.
- Mjöfors, K. 2015. Effects of Site Preparation and Stump Harvest on Carbon Dynamics in Forest Soils. Doktorgradsavhandling, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala. Acta Universitatis agriculturae Sueciae, ISSN 1652-6880, 2015: 69
- Mjöfors, K., Strömgren, M., Nohrstedt, H.O. og Gärdenäs, A.I. 2015. Impact of site-preparation on soil-surface CO₂ fluxes and litter decomposition in a clear-cut in Sweden. Silva Fennica 49: 20
- Mojeremane, W., Rees, R.M. og Mencuccini, M. 2012. The effects of site preparation practices on carbon dioxide, methane and nitrous oxide fluxes from a peaty gley soil. Forestry: An International Journal of Forest Research 85, 1-15
- Norsk PEFC Skogstandard. 2016. Kravpunkt 15 Markberedning
- Søgaard, G., Granhus, A., Gizachew, B., Clarke, N., Andreassen, K. og Eriksen, R. 2015. En vurdering av utvalgte skogtiltak - innspill på veien mot Lavutslippssamfunnet 2050. Oppdragsrapport fra Skog og Landskap 02/2015.
- Øvergård, T. 2014. Standard for markberedning. Skogkurs. Tilgjengelig fra:
http://www.fylkesmannen.no/Documents/Dokument%20FMHE/06%20Landbruk%20og%20mat/Skogbruk/Skogskj%C3%B8tsel/Markberedningsstandard_kortversjon.pdf

4 Framskrivning implementerte tiltak

4.1 Innledning

Ulike tiltak en gjør i skogbehandlingen kan ha stor betydning for skogens potensial for CO₂-opptak. Foryngelsen etter hogst danner grunnlaget for opptaket gjennom hele omløpet, frem til neste hogst. Vi har her sett på effekten av om en gjør aktive tiltak (planting), om en benytter foredlet plantemateriale og hvor tett en planter. Vi har også sett på betydningen av nitrogen gjødsling. Den generelle bakgrunnen for de ulike tiltakene er kort beskrevet i [kapittel 3](#).

Det har fra 2016 vært gitt tilskudd til tettere planting og gjødsling som klimatiltak. Samtidig har det over de senere årene vært en økt satsning på foredling av plantemateriale, og fokus på oppfyllelse av foryngelsesplikten. Vi har her tatt utgangspunkt i dagens situasjon, med et business-as-usual (BAU) scenarie basert på det samme forutsetningene som i Søgaard mfl. (2019).

4.2 Materiale og metoder

Framskrivninger for gjenværende skog («forest remaining forest» under klimakonvensjonen) er utført med skogsimulatoren SiTree (Anton-Fernandez mfl. manuskript) basert på data fra Landsskogtakseringen fra perioden 2013 – 2017, satt opp som i klimagassregnskapet. Det vil si at det er situasjonen på flatene slik som registrert i felt i denne perioden (1/5 av flatene registreres hvert år) som danner utgangspunkt for simuleringene. Se Søgaard mfl. (2019) for nærmere beskrivelse.

Som i Søgaard mfl. (2019) har vi lagt til grunn fremtidige klimaendringer tilsvarende RCP 4.5. RCP 4.5 tilsvarende en temperaturøkning på rundt 2,5 °C på global skala mot slutten av århundret, relativt til perioden 1850-1900. Fremtidige effekter av klimaendringer er inkludert i beregningene som en bonitetsendring estimert på grunnlag av Antón Fernández mfl. (2016). Vi bruker klimadata fra Meteorologisk institutt for hver Landsskogflate som er inkludert i datasettet (NVE 2016).

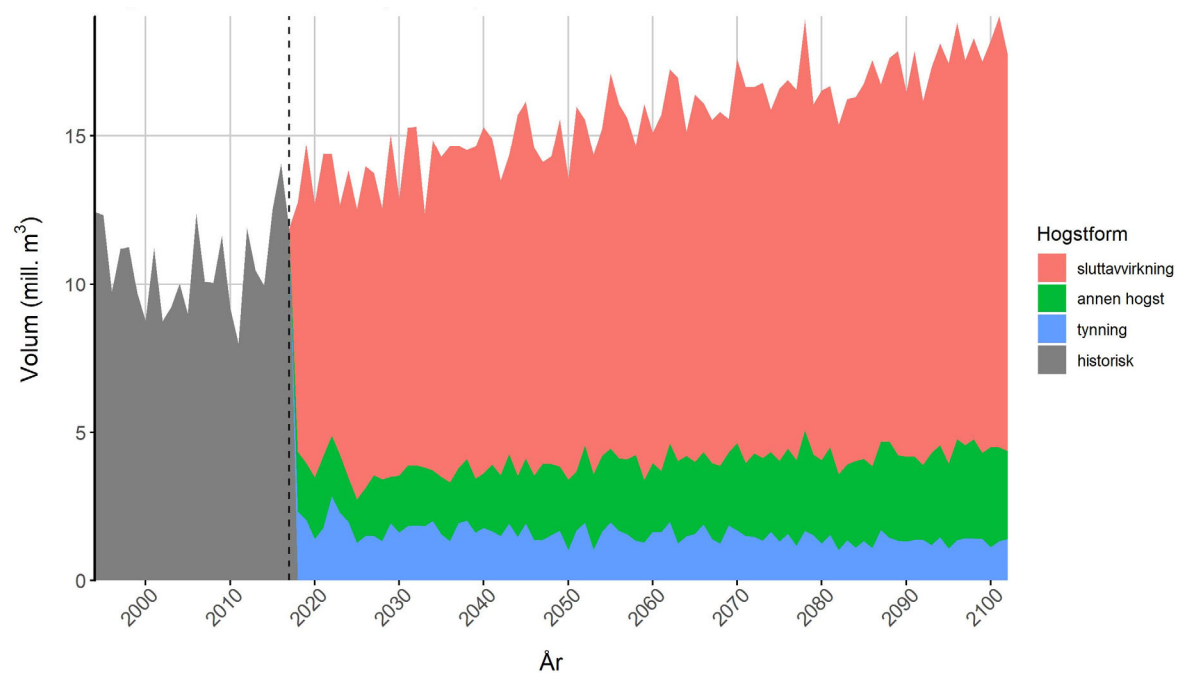
Analysen er gjennomført med de samme modellene, og er basert på det samme datasettet som lagt til grunn i framskrivningene i Søgaard mfl. (2019). Det er de samme forutsetningene som er lagt til grunn i grunnscenariet som beskriver dagens situasjon (business-as-usual, BAU). Denne BAU-framskrivningen skiller seg fra BAU-framskrivningen i Søgaard mfl. (2019), med at den ikke inkluderer arealbruksendringer med tid (konstant skogsareal fra og med 2017).

4.2.1 Hogst

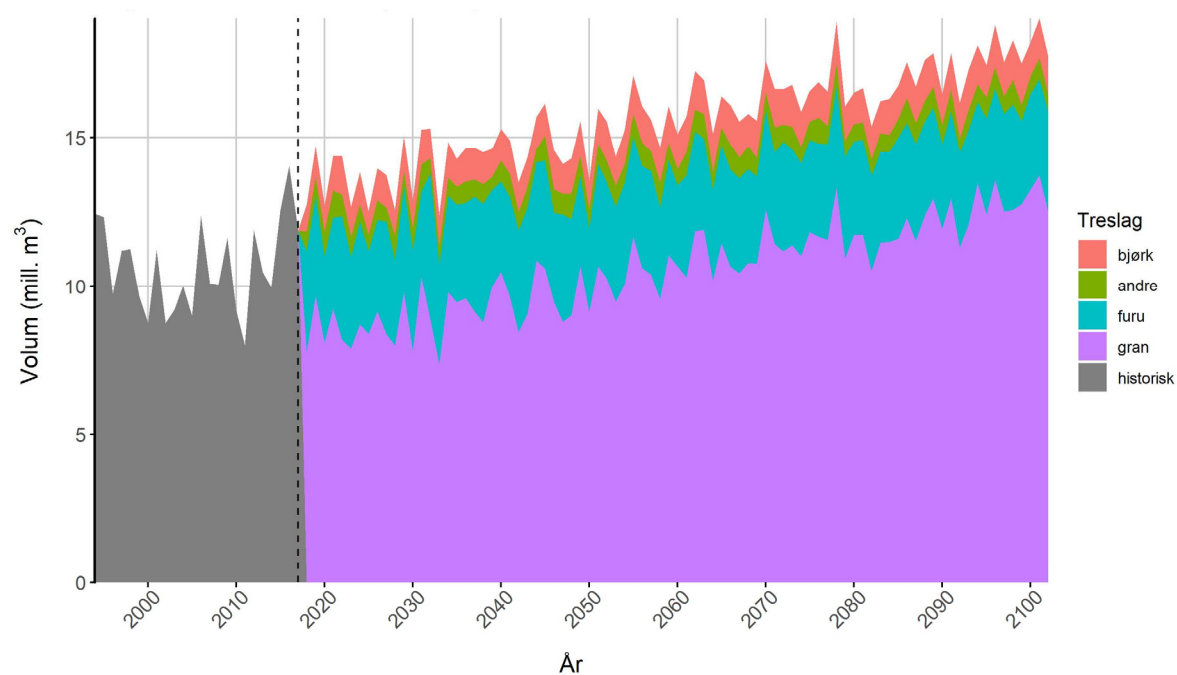
Vi har videre fastlagt hogstnivået for hvert år, slik at det er det samme volumet som har blitt fremskrevet under BAU-framskrivningen i Søgaard mfl. (2019). Det gjør at hogstvolum vil være stabilt i alle scenarier, og tilveksteffekten kommer frem. Hogstarealet vil imidlertid variere noe fra år til år, da for eksempel flater som er gjødslet vil ha høyere volum ved avvirkning enn flater som ikke er gjødslet, dersom disse er blant flatene som avvirknes.

Hogstvolum er beregnet med de vanlige volumfunksjonene, det vil si totalt stammevolum (uten stubbe, men med topp), og er oppgitt under bark.

I framskrivningene øker hogstvolumet utover i framskrivningsperioden. Slutthogst er den hogstformen som dominerer, og der hvor den største økningen i volum er (figur 8). Det totale hogstvolumet er fordelt på ulike treslag, hvor gran dominerer (figur 9).



Figur 8. Hogstformer fra gjenværende skog under BAU-scenariet fra Søgård mfl. (2019) – klimalov.



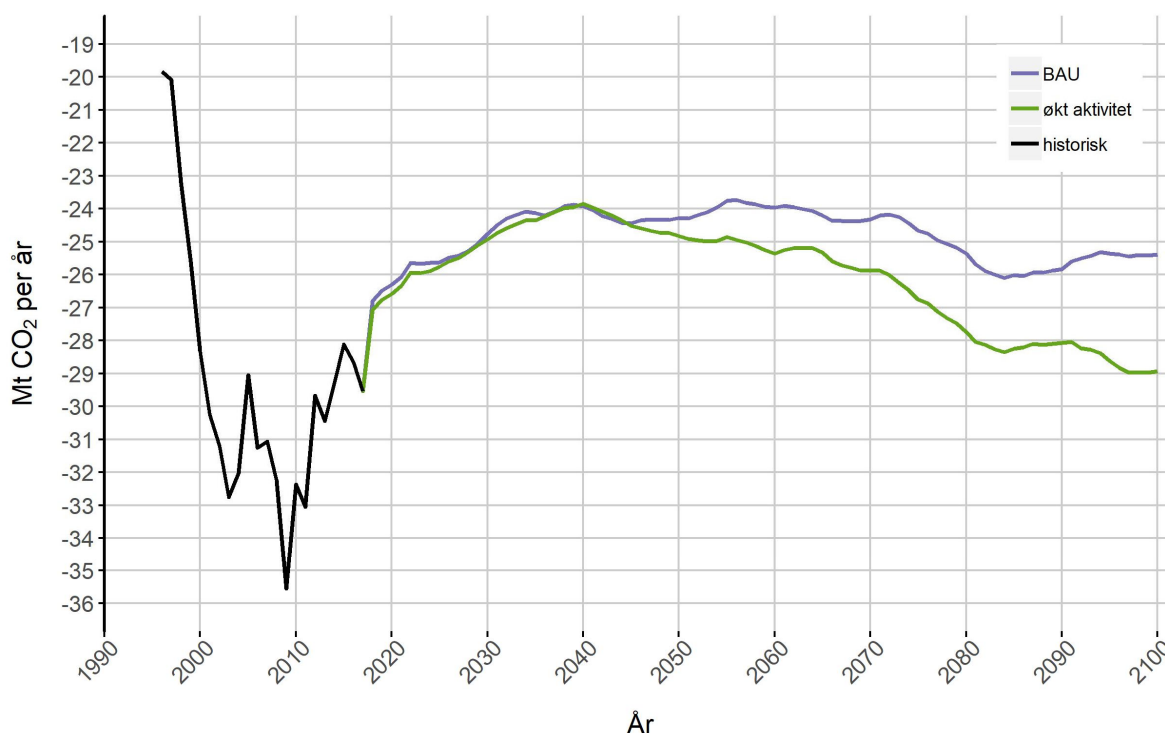
Figur 9. Hogst fordelt på treslag fra gjenværende skog under BAU-scenariet fra Søgård mfl. (2019) – klimalov.

4.2.2 Tiltakene – forutsetninger for vurdering av restpotensial

Grunnscenariet er dagens praksis (Business-As-Usual, BAU), og har identiske forutsetninger som BAU i Søgaard mfl. (2019), og forutsetningene er detaljert beskrevet der. Vi har her lagt til scenarier både uten dagens virkemiddelbruk og med økt aktivitet. Hvordan vi har vurdert restpotensialet – muligheten for økt aktivitet – er beskrevet i [kapittel 3](#).

4.3 Resultater

Satsning på klimatiltak i skog vil ha begrenset effekt på måloppnåelse på kort sikt (2030), men på lenger sikt vil tiltakene potensielt kunne ha stor effekt (opp mot ca. 3,5 mill. tonn mer CO₂ opptak enn under BAU i 2100). Flere tiltak vil også kunne forsterke effekten av hverandre, som for eksempel økt areal som plantes etter hogst, økt plantetetthet og bruk av foredlet plantemateriale. Framskrivningene som presenteres her er basert på oppsettet for den framoverskuende referansebanen for skog levert til EU (Klima- og miljødepartementet 2019). Det er derfor lagt vekt på størst nøyaktighet de første årene (2025, 2030), og det vil være tiltakende usikkerhet knyttet til de eksakte tallstørrelsene utover i framskrivningsperioden. Samlet sett vil det være en betydelig effekt av økt aktivitet innen de allerede implementerte klimatiltakene – økt plantetetthet, økt planteforedling og økt gjødsling. Forutsatt fast hogst (ingen endring i hvilke bestand som hogges når mellom de to scenariene) vil økt aktivitet gi om lag 3,5 mill. tonn høyere årlig netto opptak mot slutten av framskrivningsperioden (figur 10).



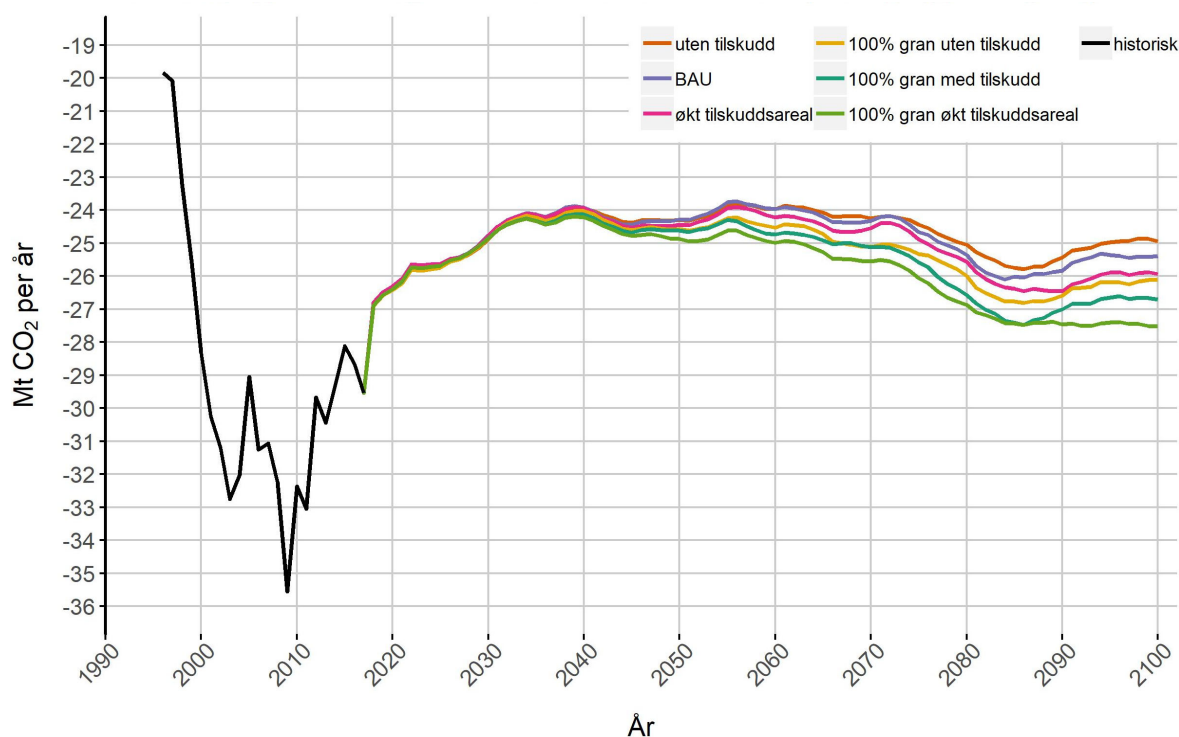
Figur 10. Utvikling i netto CO₂-opptak med dagens praksis (BAU) i lilla farge, og økt aktivitet i grønn farge. Økt aktivitet innebærer at alt granareal som hogges plantes med gran og med økt tilskudd (100% av foryngelseareal), og det er økt bruk av foredlet plantemateriale og økt areal med nitorgengjødsling. Historiske tall er som rapportert i Norges National Inventory Report 2019 (Miljødirektoratet mfl. 2019). Fremskrevne scenarier viser et 10 årig løpende gjennomsnitt.

4.3.1 Tettere planting og oppfyllelse av foryngelsesplikten

Forutsatt uendret hogst vil både økning av arealet som plantes med gran etter hogst (til at alle arealer med gran som hovedtreslag før hogst plantes), og å økning av plantetettheten på den andelen av det arealet som plantes med gran i dag øke netto opptak på sikt (figur 11).

De ulike scenariene:

- BAU (dagens praksis med tilskudd). Det vil si 35 planter ekstra per dekar på 53 % av foryngelsesareal med gran (32 planter ved modellens inngang, 5 cm dbh).
- Dagens praksis, men *uten* tilskudd (uten 35 planter ekstra per dekar på 53 %)
- Dagens praksis, men med 35 planter ekstra per dekar på 100 % av foryngelsesareal med gran.
- Alt granareal som hogges plantes/forynges med gran (ingen endring i treslag, 100 % granplanting, uten tilskudd)
- Alt granareal som hogges plantes/forynges med gran, med dagens plantetall (ingen endring i treslag, 100 % granplanting, dagens tilskudd på 35 planter ekstra per dekar på 53 % av foryngelseareal)
- Alt granareal som hogges plantes/forynges med gran og med økt tilskudd (ingen endring i treslag, 100 % granplanting, tilskudd på 35 planter ekstra per dekar på 100 % av foryngelseareal)



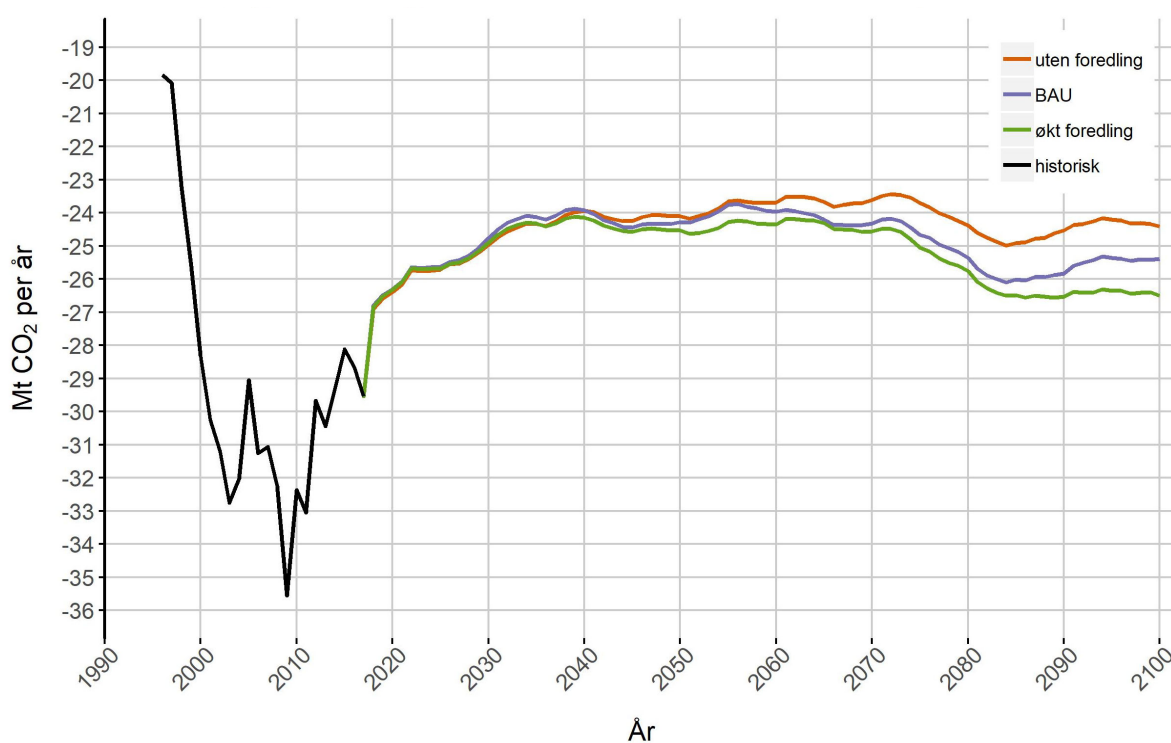
Figur 11. Effekten av tettere planting (tilskudd) og planting av gran på større andel av foryngelsesarealet. Historiske tall er som rapportert i Norges National Inventory Report 2019 (Miljødirektoratet mfl. 2019). Fremskrevet scenarier viser en 10 årig løpendegjennomsnitt for å gjevne ut de årlig variasjoner.

4.3.2 Skogplanteforedling

Økt bruk av foredlet plantemateriale gir økt opptak (figur 12). Effekten vist her inkluderer kun bruk av foredlet plantemateriale på arealer som forynges i framskrivingsperioden, og vi har ikke justert for at foredlet plantemateriale har vært benyttet på en signifikant andel av foryngelsesarealet med gran siden 2006. Det gir en liten tidsforsinkelse av når effekten får betydning.

De ulike scenariene:

- Uten foredling: 0 % foredlet materiale, alle treslag
- BAU: 100 % dekning med foredlet gran: 6 % økning av bonitet nå, 10 % økning av bonitet > 10 år
- Økt foredling: Som punktet over, men der 50 % av arealene på bonitet $\geq$ G20 (høy granbonitet) plantes med klonformert materiale med 20 % bonitetsøkning, samt at 50 % av furuforyngelsene i Østfold, Vestfold, Telemark, Aust-Agder, Trøndelag, Akershus, Oslo, Hedmark Buskerud og Oppland plantes med foredlet furu med 10 % økning av bonitet (høydevekst).



Figur 12. Netto årlig CO₂-opptak dersom en ikke hadde benyttet foredlet plantemateriale, med dagens bruk og ved et estimert økt bruk. Historiske tall er som rapportert i Norges National Inventory Report 2019 (Miljødirektoratet mfl. 2019). Fremskrevet scenarier viser en 10 årig løpendegjennomsnitt for å gjevne ut de årlig variasjoner.

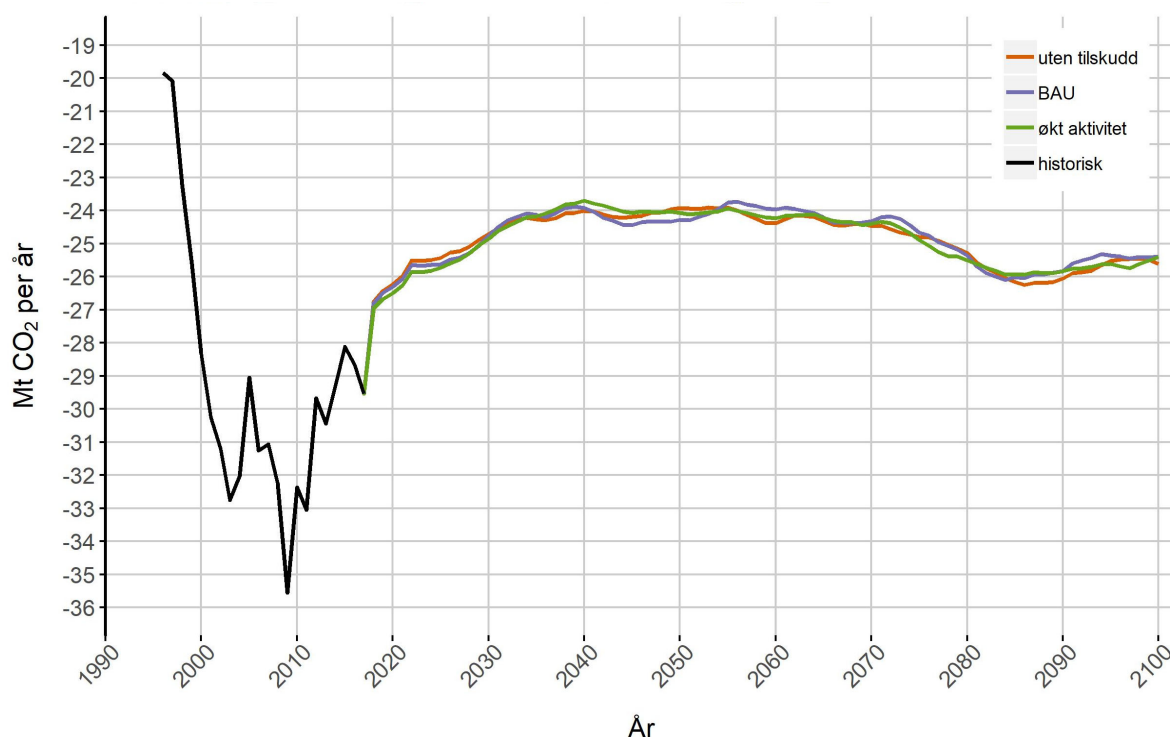
4.3.3 Nitrogengjødsling

Effekten av nitrogengjødsling kan være relativt betydelig per arealenhet, men med det arealet som det praktiseres gjødsling på i dag (BAU) og også om en øker til det angitte maksarealet i Miljødirektoratet mfl. (2014), så vil effekten være begrenset i nasjonal målestokk (figur 13).

Det er imidlertid et betydelig større areal en det som er lagt til grunn her som kan være aktuelt for gjødsling, da det er lagt svært mange begrensninger til grunn for arealestimatet maksarealet i Miljødirektoratet mfl. (2014) (også begrensninger som ikke ligger som krav for utbetaling av tilskudd, se [kapittel 3.3 om nitrogengjødsling](#)).

De ulike scenariene:

- Fjerning av tilskudd, ikke noe ekstra gjødsling.
- BAU (dagens praksis med tilskudd). Det vil si areal opp til 25 000 dekar i restriksjonssonen i hver femårsperiode (det vil si 5 000 dekar/år), og 35 000 dekar/år i sonen uten restriksjoner.
- Økt aktivitet: Areal opp til 25 000 dekar i restriksjonssonen i hver femårsperiode (det vil si 5 000 dekar/år), og areal fra sonen uten restriksjoner opp til et samlet areal på 100 000 dekar/år (jf. intervallet i Miljødirektoratet mfl. 2014)



Figur 13. Effekten av nitrogengjødsling med de to arealer som angitt i Miljødirektoratet mfl. (2014), henholdsvis 50 000 dekar (BAU) og 100 000 dekar (økt aktivitet). Historiske tall er som rapportert i Norges National Inventory Report 2019 (Miljødirektoratet mfl. 2019). Fremskrevne scenarioer viser et 10 årig løpende gjennomsnitt for å jevne ut de årlige variasjonene.

4.4 Diskusjon

4.4.1 Usikkerhet

Tall som presenteres her vil være beheftet med usikkerhet. Framskrivningene er utført for å gi størst mulig nøyaktighet på kort sikt (2030 – 2050), og usikkerheten i tallene vil øke utover i framskrivningsperioden. Men både på kort og lang sikt i framskrivningsperioden vil det være en generell usikkerhet knyttet til de modellene som er benyttet.

Det er også viktig å være klar over at resultatet er følsomt for hvilket datasett som er lagt til grunn, og hvilken referanseperiode som er benyttet. SiTree fungerer slik at den legger eksisterende, målte trær på Landsskogtakseringens prøveflater til grunn (i dette tilfellet trær målt i perioden 2013 – 2017), og modellerer bestandets videre utvikling med naturlig mortalitet og etablering av nye trær. Tilveksten modelleres på enkelttrenivå for de til enhver tid eksisterende trær på flata. Etablering av nye trær er simulert basert på en referansedatabase for innvoksing av nye trær basert på historiske data fra Landsskogtakseringen (i denne studien er referanseperioden 2003 - 2017). Et annet datasett (en annen periode fra Landsskogtakseringen), eller en annen tidsperiode som referanse for hogst og innvoksning, vil gi andre tall.

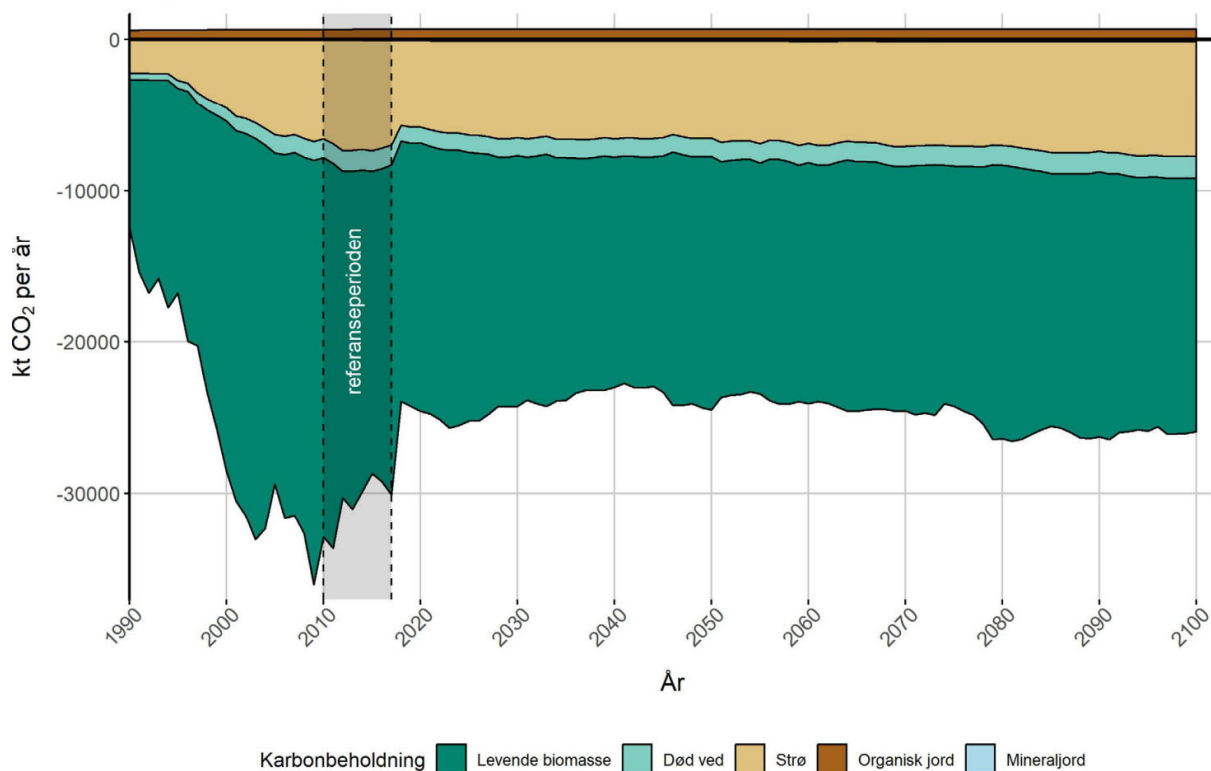
Framskrivningene er allikevel godt egnet til å si noe om trendene, selv om de absolutte tallstørrelsene bør benyttes med noe varsomhet.

4.4.2 Karbonbeholdninger

Netto opptak fordeler seg på ulike karbonbeholdninger; levende biomasse, død ved, strø, mineraljord og organisk jord. For levende biomasse, død ved, strø og mineraljord er det et netto opptak (årlig økning i karbonlageret), mens det for organisk jord er et netto utslipp forårsaket av drenering av en del av disse arealene. Selv om det totale karbonlageret i jord er stort, så er det levende biomasse som dominerer når en ser på årlige endringer (figur 14). Og det er også levende biomasse som påvirkes i størst grad med de ulike klimatiltakene i skog som drøftes her.

Levende biomasse er estimert gjennom simuleringsverktøyet SiTree, som ved hjelp av modeller fremskriver utviklingen på enkelttrenivå for hver Landsskogflate. Utgangspunktet er de målte trærne, og en har relativt gode modeller som ligger bak. For jordkarbon er det ingen målinger, kun estimer basert på modellering ved hjelp av Yasso07. Et aspekt knyttet til bruken av Yasso07-modellen i tiltaksanalyser er at den ikke benytter seg av for eksempel nitrogentilførsel, men baserer estimeringen på tilførsel av strø og klima. Det er følgelig noen relativt enkle sammenhenger mellom økt biomasseproduksjon og økt temperatur (RCP 4.5), og det resultatet en får i Yasso. Dette fanger ikke nødvendigvis opp tiltakseffekten på en optimal måte.

Yasso07 estimerer endringer i karbonbeholdninger for mineraljord, strø og død ved samlet, og det er lite empiri bak fordelingen mellom disse tre karbonbeholdningene. Vi har derfor valgt å presentere et samlet resultat for levende biomasse, mineraljord, strø og død ved.

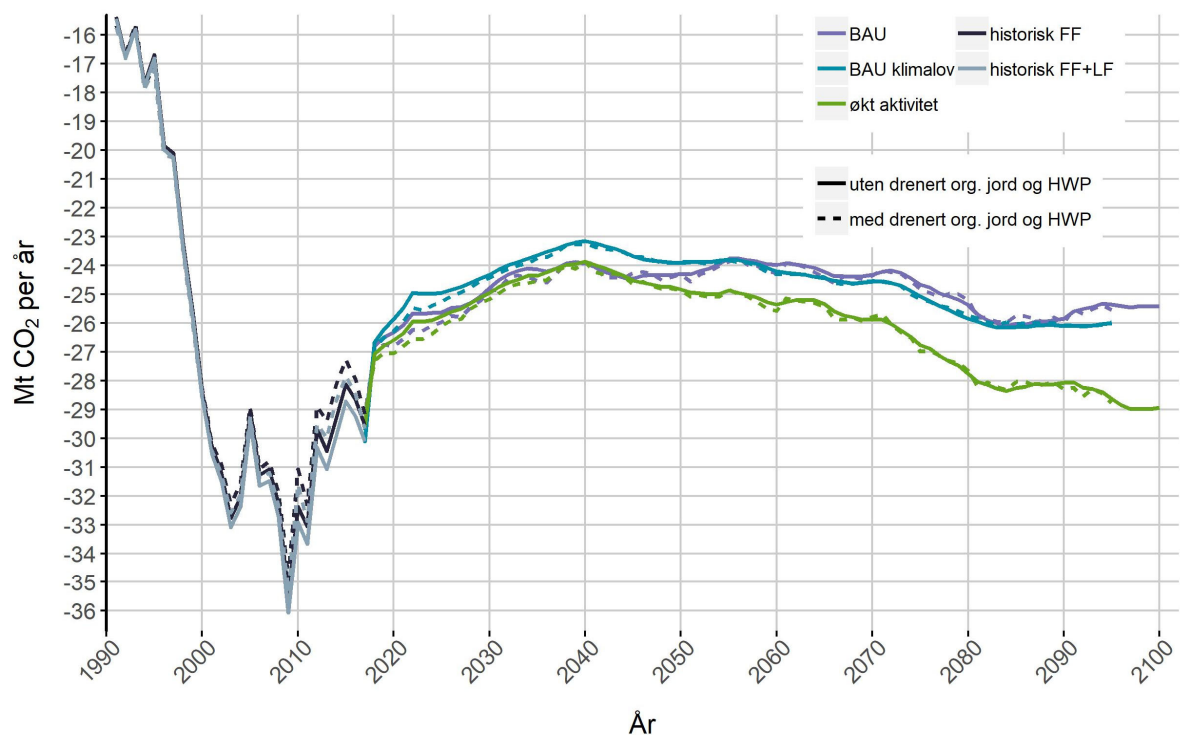


Figur 14. Fordeling av opptak/utslipp i ulike karbonbeholdninger i skog i BAU-scenariet. Gjengivelse av figur 11 fra Sjøgaard mfl. (2019).

I tillegg til karbonbeholdningene presentert i figur 14, så estimeres og rapporteres endringer i karbonbeholdningen i treprodukter (HWP). Vi har ikke gjort noen vurderinger av i hvilken grad de ulike klimatiltakene vil kunne påvirke sortimentsfordeling, og dermed fordeling av hogstvolum i de tre ulike produktkategoriene av treprodukter. Drenering av nye arealer myr og sumpskog for skogproduksjon er forbudt. Det vil derfor kun være små endringer i arealet med drenert organisk jord (knyttet til avskoging og gjengroing). Vi har derfor valgt å utelate treprodukter og drenert organisk jord fra hovedfigurene (10 - 13). Den samlede effekten av disse to er imidlertid også svært liten (illustrert i figur 15).

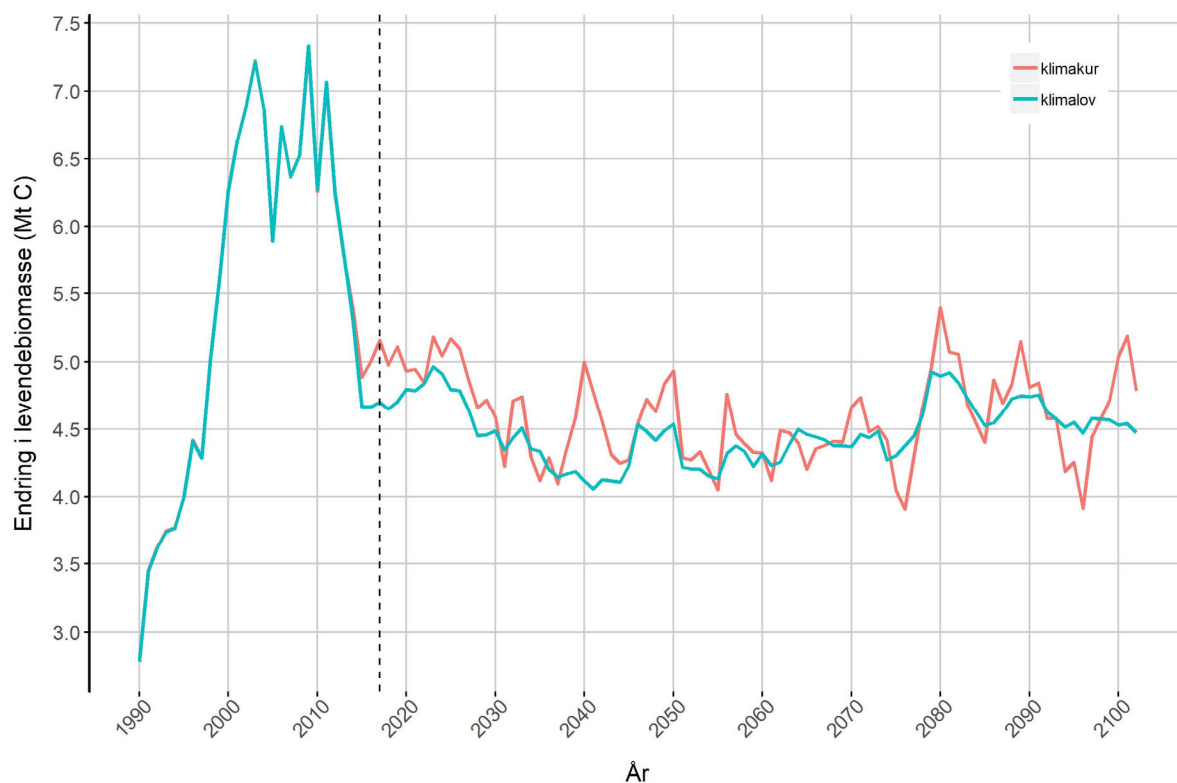
4.4.3 Sammenlikning med business-as-usual scenariet

Det som ligger til grunn som et BAU-scenarie her er ikke helt identisk med BAU-scenariet i Sjøgaard mfl. (2019) av flere årsaker. Vi har her ikke har korrigert for arealbruksendringer fremover i tid, og i scenariene presentert ikke inkludert alle karbonbeholdninger (treprodukter og drenert organisk jord er ikke inkludert). En sammenlikning av BAU fra Sjøgaard mfl. (2019) og BAU i denne rapporten viser imidlertid at denne forskjellen er relativt liten (figur 15).



Figur 15. Netto CO₂-opptak for BAU i Søgaard mfl. (2019) – klimalov – sammenliknet med BAU i denne rapporten (klimakur), samt et scenario med økt aktivitet av både planting, tettere planting, bruk av foredlet materiale og nitrogen gjødsling. Alle scenarier er vist med (stiplet linje) og uten (hel linje) karbonbeholdningene treprodukter (HWP) og drenert organisk jord. Historiske tall er som rapportert i Norges National Inventory Report 2019 (Miljødirektoratet mfl. 2019). Fremskrevne scenarier viser en 10 årig løpende gjennomsnitt for å jevne ut de årlige variasjonene.

I denne studien er hogstvolum etter stratum, hogstmodenhet og type hogst (slutthogst, tynning) holdt konstant (som i Søgaard mfl. 2019). Metodisk er det noe avvik mellom BAU i Søgaard mfl. (2019) og BAU i denne studien da utvalget av flater som hogges Søgaard mfl. (2019) er stokastisk, mens det i denne studien er bestemt. Hogstvolum vil være det samme, men hvilke flater som avvirkes i framskrivningen vil være ulikt mellom de to. I denne studien er hogst lagt til de flatene som har høyest sannsynlighet for hogst basert på (Anton Fernandez mfl. 2012). Dette resulterer i et mindre areal og færre tre avvirket i begynnelsen av perioden sammenliknet med BAU i Søgaard mfl. (2019), hvor valget av flater for avvirkning var stokastisk (utover i framskrivningsperioden vil det utjevnes). Videre varierer mengde karbon per m³ med treslag og alder, noe som vil resultere i forskjellig netto karbonbeholdningsendringer for levende biomasse, etter som det er noe ulikt hvilke flater som avvirkes i denne studien sammenliknet med Søgaard mfl. (2019). I Søgaard mfl. (2019) er framskrivningen av hogstvolumer basert på et gjennomsnitt av 33 simuleringer. I denne framskrivningen er hogstvolum lagt fast (samme volum som BAU fra Søgaard mfl. (2019)), og det er kun kjørt én simulering. Dette kan gi noe tilfeldig avvik mellom disse to BAU-scenariene, og kan være årsaken til at BAU fra Søgaard mfl. (2019) har et noe lavere netto opptak frem til ca 2050 enn BAU i denne rapporten (figur 15). Med kun én simulering vil det være større årlige variasjoner, som illustrert i figur 16 som viser endringer i karbonbeholdningen for levende biomasse.



Figur 16. Endringer i karbonbeholdningen for levede biomasse. Med kun én simulering (klimakur) vil det være større årlige variasjoner enn med flere simuleringer av samme scenarie (klimalov, 33 simuleringer).

4.4.4 Plantetetthet og oppfyllelse av foryngelsesplikten

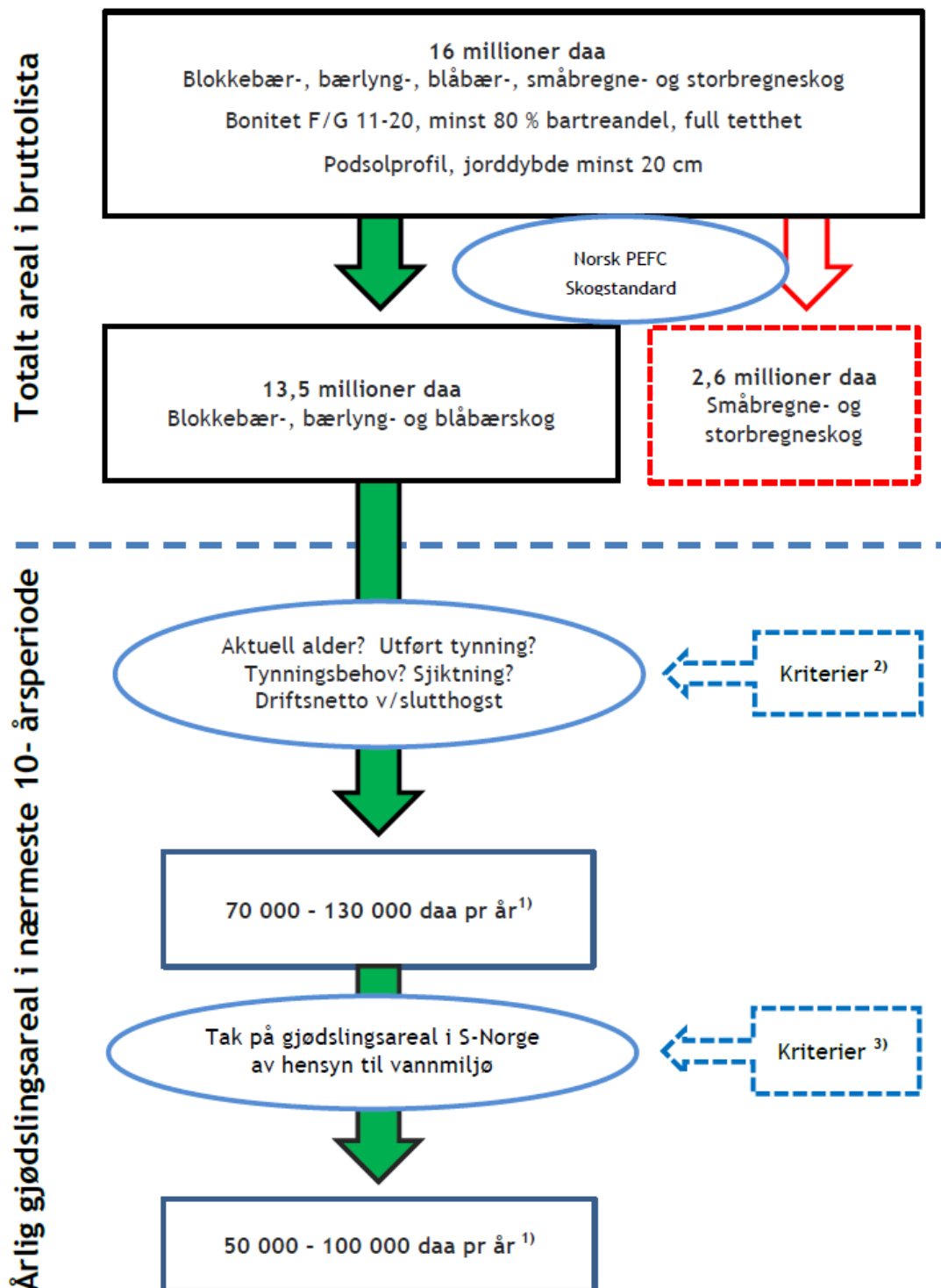
Effekten av plantetetthet og foryngelsesmetode er følsomt for hvilken innvoksning som er. Særlig vil effekten av å plante på arealer som ellers ville vært overlatt til naturlig gjengroing etter hogst være følsomt for hvilken naturlig foryngelse som vil finne sted. Endringer i modell brukt for å simulere dette og referanseperiode som innvoksning er basert på vil derfor påvirke resultatet, og vil også kunne påvirke størrelsesforholdet mellom scenariet med planting på alt areal som avvirkes med gran og scenariet hvor en øker arealet hvor tilskuddet til tettere planting benyttes.

4.4.5 Areal egnet for gjødsling som klimatiltak og klimaeffekt

I analysen er det lagt til grunn dagens praksis, som ligger like under det nederste nivået i angitt intervall i Miljødirektoratet mfl. (2014), og et areal tilsvarende det øverste nivået (100 000 dekar). Som illustrert i figur 17 – hentet fra Miljødirektoratet mfl. (2014) – er det mange kriterier som er lagt til grunn for dette arealestimatet. Ikke minst er det lagt til grunn antatt næringsmessige hensyn, som krav til driftsnetto og at det skal være én gjødsling om lag ti år før sluttavvirkning. Det innebærer at det arealet som potensielt kan gjødsles med god klimaeffekt vil være større enn det som er lagt til grunn i denne framskrivningen.

I Miljødirektoratet mfl. (2014) ble effekten på CO₂-opptak med et omfang på 50 000-100 000 dekar per år og med forutsetning om en tilvekstsøkning på 0,15 kubikkmeter per dekar per året estimert til 0,14 - 0,27 millioner tonn CO₂ i året etter 10 år. Dette er en så liten effekt relativt sett, at den vil være vanskelig å identifisere når en ser på netto opptak i all skog (ref. ikke tydelig effekt av ulike nivåer på tiltaket illustrert i figur 13). Effekten per arealenhet er imidlertid betydelig, og om arealet økes vil også betydningen på nasjonalt netto opptak bli tydeligere.

Det er imidlertid viktig å ha med seg at det ligger inne som en forutsetning at det gjødsles om lag 10 år før sluttavvirkning. Tilvekstøkningen vil således følges opp av et økt utslipp ved hogst da det vil være et høyere volum ved hogst.



Figur 17. Illustrasjon av kriterier for utvelgelse av arealer som ligger til grunn for arealestimatet på 50 – 100 000 dekar årlig gjødslingsareal i Miljødirektoratet mfl. (2014). Høyeste og laveste verdi i intervallene angir et øvre og nedre estimat. I tillegg kommer eventuelt gjødslingsareal i egnede bestand på bonitet G/F 8, som ikke er inkludert i bruttoarealet. Til fratrekk kommer buffersoner mot vann, vassdrag og verdifulle miljøelementer. Gjengivelse av figur S.3 fra Miljødirektoratet mfl. (2014).

4.5 Referanser

- Antón Fernández, C. og Astrup, R. 2012. Empirical Harvest Models and Their Use in Regional Business-as-Usual Scenarios of Timber Supply and Carbon Stock Development. *Scandinavian Journal of Forest Research* 27 (4): 379–92. <https://doi.org/10.1080/02827581.2011.644576>
- Antón Fernández, C., Mola-Yudego, B., Dalsgaard, L. og Astrup, R. 2016. Climate-Sensitive Site Index Models for Norway. *Canadian Journal of Forest Research* 46 (6): 794–803. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2015-0155>
- Klima- og miljødepartementet. 2019. National forestry accounting plan for Norway for the first commitment period 2021-2025. 21 mars 2019. 37 s.
- Miljødirektoratet, Statens landbruksforvaltning og Norsk institutt for skog og landskap. 2014. Målrettet gjødsling av skog som klimatiltak - egnede arealer og miljøkriterier. Rapport M-174. 143 s.
- Miljødirektoratet, Statistisk sentralbyrå og NIBIO. 2019. Greenhouse Gas Emissions 1990-2017, National Inventory Report. Rapport M-1271. 534 s.
- NVE 2016. Gridded 1 x 1 km climate and hydrological projections for Norway. NVE Report no. 59 – 2016. http://publikasjoner.nve.no/rapport/2016/rapport2016_59.pdf
- Søgaard, G., Mohr, C. W., Alfredssen, G., Antón Fernández, C., Astrup, R., Breidenbach, J., Eriksen, R., Granhus, A. og Smith. 2019. Framskrivninger for arealbrukssektoren – under FNs klimakonvensjon, Kyotoprotokollen og EUs rammeverk. NIBIO Rapport 5(114). 70 s. + vedlegg

5 Noen betraktninger rundt samspillseffekter

Å velge alternative treslag der gran vil være særlig utsatt for abiotiske eller biotiske skadegjørere kan være et aktuelt tiltak på bestandsnivå. Dette vil kunne være både fremmede treslag (som for eksempel sitka) som har like god eller bedre evne enn gran til å ta opp CO₂ og lagre karbon, og det kan være lauvtreslag som generelt lagrer mindre karbon per arealenhet, og også gir mindre volum til treprodukter.

Det kan også være et aktuelt tiltak for generell risikospredning (ikke satse alt på et treslag), og det kan være et tiltak for å motvirke omfang av storskala skader ved for eksempel skogbrann, store stormer eller insektangrep.

Se for øvrig Søgaard mfl. (2017) og Hanssen mfl. (2019).

Tidligere avvirkning (før ordinær økonomisk hogstmodenhet) vil kunne være et tiltak for å redusere stormskader, samt redusere sårbarhet for angrep av ulike biotiske skadegjørere (som granbarkbiller og råte). Dette kan imidlertid stå i motsetning til den generelt positive klimaeffekten det har å la skogen stå i årene fra økonomisk hogstmodenhet og frem til middeltilvekstens kulminasjon.

Det vil være et økende behov for biomasse dersom en skal legge om til et samfunn basert i mindre grad på fossilt, og industrien har signalisert et potensielt stort behov for biomasse (f.eks. Elkem, som har indikert et behov tilsvarende 7 % av dagens hogstvolum om de legger om). Samtidig er klimaeffekten best dersom virket primært brukes i langlevde produkter, og dernest til energi og kortlevde produkter. Tiltak som har potensial for både å øke kvaliteten på tømmeret og volumet er derfor gunstige. Foredling, tettere planting, lavskjerm bjørk og gjødsling er alle tiltak som kan virke slik dersom anvendt riktig.

Effekten av skader grunnet skogbrann, stormfelling, insektangrep eller råte på klima er ikke direkte ekvivalent til det direkte utslippet fra de drepte trærne. Dels er det i Norge en viss tradisjon for å flytte hogst til områder med skader. Det innebærer at det totale hogstvolumet ikke nødvendigvis påvirkes i veldig stor grad, men heller at andre bestand vil bli avvirket enn de som ellers ville blitt avvirket. Hvilken effekt det har på hogstvolum (om det øker noe?), på sortimentsfordelingen (mindre sagtømmerandel?) og tilvekst (bestand med bedre eller dårligere tilvekst som avvirkes?), har vi ikke hatt mulighet til å gå nærmere inn på her. Men dette er et relevant aspekt for hvilken effekt slike skader kan få i klimagassregnskapet.

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)

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.

5.1 Referanser

Hanssen, K.H., Solberg, S., Hietala, A., Krokene, P., Rolstad, J., Solheim, H. mfl. 2019 Skogskader – en kunnskapssammenstilling. NIBIO Rapport 153(5). 52 s.

Søgaard, G., Astrup, R., 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). 86 s.

VEDLEGG 1 Avtale om konsulentbistand

Avtale om konsulentbistand – Klimakur 2030

I mai 2019 fikk Miljødirektoratet, Landbruksdirektoratet, Statistisk sentralbyrå, Enova, Vegdirektoratet, Kystverket og Norges vassdrags og energidirektorat i oppdrag fra sine respektive departementer å gjennomføre en utredning med helhetlige forslag til tiltak og virkemidler for å oppfylle Norges klimamål i 2030. Som en del av oppdraget er etatene bedt om å utrede tiltak og virkemidler for økning i opptak og reduksjon av klimagassutslipp i skog- og arealbrukssektoren (LULUCF). Prosjektet, som skal leveres 15.12.2019, har fått navnet "Klimakur 2030". Mandatet for etatenes arbeid er vedlagt.

En fullstendig tiltaksanalyse inkluderer informasjon om tiltakenes potensial til å redusere utslipp eller øke opptak av klimagasser på kort sikt mot 2030 og på lang sikt mot 2050 og 2100, kostnader ved å gjennomføre tiltakene uttrykt som kr/tonn CO₂-ekv. redusert, mulige barrierer som kan gjøre det krevende å oppnå potensialet og vurdering av mulige virkemidler for å implementere tiltakene, i tillegg til vurderinger av tilleggseffekter, som blant annet hvilken effekt tiltakene vil kunne ha på naturmangfold og andre miljøverdier. Miljødirektoratets metodenotat for tiltaksanalyser skal ligge til grunn for arbeidet med Klimakur 2030. Notatet er vedlagt.

I forbindelse med rapporten M-386| 2015 *Klimatiltak og utslippsbaner mot 2030 – kunnskapsgrunnlag for lavutslippsutvikling*, utarbeidet Nibio rapporten 02/2015 *En vurdering av utvalgte skogtiltak – innspill til veien mot lavutslippssamfunnet 2050*, på oppdrag fra Miljødirektoratet.

I forbindelse med Klimakur 2030 har etatsgruppen behov for bistand fra Norsk institutt for bioøkonomi (Nibio) til å

1. utarbeide et første kunnskapsgrunnlag på mulige nye tiltak (lignende det som ble gjort i Nibio-rapport 02/2015 *En vurdering av utvalgte skogtiltak – innspill til veien mot lavutslippssamfunnet 2050*⁷), og
2. oppdatere kunnskapsgrunnlaget for tiltakene som ble vurdert i rapporten M-386| 2015 *Klimatiltak og utslippsbaner mot 2030 – kunnskapsgrunnlag for lavutslippsutvikling*⁸, der hensiktsmessig. Der hensiktsmessig kan tiltakene settes i sammenheng (tiltakspakke).
3. vurdere restpotensiale for økt opptak i allerede implementerte tiltak, så langt det lar seg gjøre.

Nibio skal ikke gjøre en fullstendig tiltaksanalyse av tiltakene. Under spesifiseres det hvilke vurderinger vi ønsker at Nibio gjør for de enkelte tiltakene, som en del av dette oppdraget.

I tillegg ber vi Nibio gjøre en kort vurdering av hvert enkelt tiltak i lys av sektorens tilpasning til et endret klima. Nibio skal også omtale eventuelle synergi- og samspillseffekter mellom tiltakene så langt det lar seg gjøre, og påpeke tilfeller der potensiell effekt av et tiltak avhenger av at et annet er gjennomført tidligere. Der kunnskapen er mangelfull eller begrenset ber vi Nibio peke på dette i besvarelsen.

⁷ <http://hdl.handle.net/11250/2436809>

⁸ <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m386/m386.pdf>

I den grad det er pågående forskning som kan belyse temaene Nibio er bedt om å vurdere ytterligere, men der resultatene ikke har vært tilgjengelige innenfor fristen, ønsker vi at det nevnes eksplisitt i besvarelsen. Videre ber vi Nibio i sin leveranse være tydelig på hvilke tema som er vurdert. Nibio oppfordres til å peke på andre/tilgrensende tema kan være relevant å vurdere nærmere i forbindelse med en fullstendig tiltaksanalyse.

Mulige nye tiltak – ref. punkt 1 over

Vi ønsker at Nibio utarbeider et første kunnskapsgrunnlag bestående av en beskrivelse av tiltaket og informasjon om tiltakets evne til å redusere utslipp eller øke opptak av klimagasser på kort og lang sikt. I dette arbeidet ber vi om at Nibio ser hen til leveransen 02/2015 *En vurdering av utvalgte skogtiltak – innspill til veien mot lavutslippssamfunnet 2050*, som et utgangspunkt for nivået på vurderingene. For alle tiltakene ber vi om at Nibio beskriver dagens status (business as usual) og mulig potensial utover det, i areal og utslippsreduksjoner.

Vi ber om at en slik vurdering gjøres for følgende mulige nye tiltak:

1. Ungskogpleie
2. Grøfterensk
3. Begrense beiteskader av hjortevilt
4. Forebygge insektskader
5. Råtebekjempelse
6. Øke stormstabilitet
7. Skogbrannbekjempelse

Etter at tiltakenes potensial for å redusere utslipp eller øke opptak av klimagasser er kartlagt (prioritert til leveranse av førsteutkast 15. okt), ønsker vi et møte for å diskutere hvilke tiltak som skal prioriteres/brukes mest ressurser på i det videre arbeidet.

Videre ønsker vi at Nibio kort omtaler tiltakets effekt på naturmangfold, kostnader forbundet med gjennomføring av tiltaket, og barrierer som kan være til hinder for gjennomføring av tiltaket, der hensiktsmessig og så langt det lar seg gjøre innenfor rammene av oppdraget. Videre bes Nibio omtale usikkerhet knyttet til vurderingene.

Tidligere vurderte tiltak – ref. punkt 2 over

For flere av tiltakene som har blitt vurdert i tidligere lavutslippsrapporter utarbeidet av Miljødirektoratet, har det vært videre arbeid i ettertid. Vi ønsker derfor en oppdatering av kunnskapsgrunnlaget (både for klima og naturmangfold) for tiltakene i M-386|2015, der ny kunnskap foreligger. Tiltakene tettere planting og tynning bør sees i sammenheng.

I tillegg ber vi om at Nibio sammenstiller statistikken over historiske arealbruksendringer (1990-2017) mellom alle arealbrukskategorier, samlet og fordelt på mineraljord og organisk jord, i tabell- og figurformat. Vi ønsker denne informasjonen både i dekar og i tonn CO₂, med en kort beskrivelse av usikkerheter.

Implementerte tiltak – ref. punkt 3 over

Vi ønsker at Nibio, så langt det lar seg gjøre, vurderer restpotensialet for økt opptak i de allerede implementerte tiltakene økt plantetetthet, skogplanteforedling og målrettet gjødsling av skog, gitt dagens rammer for tiltakene. Restpotensialet må, så langt det lar seg gjøre, sees mot framskrivingene for sektoren, og angis for 2030, 2050 og 2100. Vi ønsker en figur som viser tiltakenes restpotensiale, både samlet og hver for seg, sett opp mot framskrivingene. Effekten av å stanse tiltakene bør også synliggjøres, om mulig.

VEDLEGG 2 Tabeller

Tallene bak figur 10: Dagens praksis (BAU) versus økt aktivitet

Frem til om lag år 2045 er det ingen signifikant endring mellom dagens praksis (BAU) og et scenarie hvor en øker omfanget av tilskuddet til tettere planting, øker arealet som plantes med gran etter hogst, øker bruken av foredlet materiale og øker arealet som behandles med nitrogengjødsling. Etter det så øker forskjellen, frem til det er en forskjell på om lag 3,5 mill. tonn CO₂ årlig i 2100.

År	Dagens praksis	Økt aktivitet	Forskjell
2018	-26,8	-27,1	-0,3
2019	-26,5	-26,8	-0,3
2020	-26,3	-26,6	-0,3
2021	-26,1	-26,3	-0,3
2022	-25,6	-25,9	-0,3
2023	-25,7	-25,9	-0,3
2024	-25,6	-25,9	-0,2
2025	-25,6	-25,8	-0,1
2026	-25,5	-25,6	-0,1
2027	-25,4	-25,5	-0,1
2028	-25,3	-25,3	0,0
2029	-25,1	-25,1	0,0
2030	-24,8	-24,9	-0,2
2031	-24,5	-24,7	-0,2
2032	-24,3	-24,6	-0,3
2033	-24,2	-24,5	-0,3
2034	-24,1	-24,4	-0,3
2035	-24,1	-24,4	-0,2
2036	-24,2	-24,2	0,0
2037	-24,1	-24,1	0,0
2038	-23,9	-24,0	0,0
2039	-23,9	-23,9	-0,1
2040	-23,9	-23,9	0,1
2041	-24,0	-24,0	0,1
2042	-24,2	-24,1	0,1
2043	-24,3	-24,2	0,1
2044	-24,4	-24,4	0,1
2045	-24,4	-24,5	-0,1
2046	-24,4	-24,6	-0,2
2047	-24,3	-24,7	-0,3
2048	-24,3	-24,7	-0,4
2049	-24,3	-24,7	-0,4

2050	-24,3	-24,8	-0,5
2051	-24,3	-24,9	-0,6
2052	-24,2	-25,0	-0,8
2053	-24,1	-25,0	-0,9
2054	-23,9	-25,0	-1,0
2055	-23,8	-24,9	-1,1
2056	-23,7	-24,9	-1,2
2057	-23,8	-25,0	-1,2
2058	-23,9	-25,1	-1,3
2059	-23,9	-25,3	-1,3
2060	-24,0	-25,4	-1,4
2061	-23,9	-25,3	-1,4
2062	-24,0	-25,2	-1,2
2063	-24,0	-25,2	-1,2
2064	-24,1	-25,2	-1,1
2065	-24,2	-25,3	-1,1
2066	-24,4	-25,6	-1,2
2067	-24,4	-25,7	-1,4
2068	-24,4	-25,8	-1,4
2069	-24,4	-25,9	-1,5
2070	-24,3	-25,9	-1,5
2071	-24,2	-25,9	-1,7
2072	-24,2	-26,0	-1,8
2073	-24,3	-26,2	-2,0
2074	-24,4	-26,5	-2,0
2075	-24,7	-26,8	-2,1
2076	-24,8	-26,9	-2,1
2077	-25,0	-27,1	-2,2
2078	-25,1	-27,3	-2,3
2079	-25,2	-27,5	-2,3
2080	-25,4	-27,8	-2,4
2081	-25,7	-28,0	-2,4
2082	-25,9	-28,1	-2,2
2083	-26,0	-28,3	-2,3
2084	-26,1	-28,4	-2,3
2085	-26,0	-28,2	-2,2
2086	-26,0	-28,2	-2,2
2087	-25,9	-28,1	-2,2
2088	-25,9	-28,1	-2,2
2089	-25,9	-28,1	-2,2

2090	-25,8	-28,1	-2,2
2091	-25,6	-28,0	-2,4
2092	-25,5	-28,2	-2,7
2093	-25,4	-28,3	-2,9
2094	-25,3	-28,4	-3,1
2095	-25,4	-28,6	-3,3
2096	-25,4	-28,8	-3,4
2097	-25,5	-29,0	-3,5
2098	-25,4	-29,0	-3,6
2099	-25,4	-29,0	-3,6
2100	-25,4	-28,9	-3,5

Kode i R for scenariet med økt aktivitet:

```
if(simulation.code == 'KlimaKur_100spruce_max_max'){
  print(simulation.code)
  genetic.after.10.yrs <- 0.20 ## max genetic
  genetic.improvement.pine <- TRUE ## max genetic
  limit.fert.unrestricted.zone <- 9500 ## + 500 for restriction zone ## max fertilization
  apply.west.not.plant <- FALSE ## max density
  apply.rest.not.plant <- FALSE ## max density
  higher.density.apply.area <- 1 ## between zero and 1 -- max density
}
```

Tallene bak figur 11: Plantetetthet og økt areal med planting

Høyere plantetetthet og økt areal som plantes med gran øker netto opptak. Effekten er liten på kort sikt, men øker utover i perioden til det i 2100 er en årlig forskjell på om lag 2,5 mill. tonn CO₂ fra en situasjon uten tilskudd til at alt areal med gran som avvirkes plantes med gran og med tilskudd.

År	Uten tilskudd	Dagens praksis	Økt aktivitet
2018	-26,8	-26,8	-26,9
2019	-26,5	-26,5	-26,6
2020	-26,3	-26,3	-26,4
2021	-26,1	-26,1	-26,2
2022	-25,7	-25,6	-25,7
2023	-25,7	-25,7	-25,8
2024	-25,7	-25,6	-25,7
2025	-25,7	-25,6	-25,7
2026	-25,5	-25,5	-25,5
2027	-25,5	-25,4	-25,5
2028	-25,4	-25,3	-25,3
2029	-25,2	-25,1	-25,1
2030	-24,9	-24,8	-24,9
2031	-24,6	-24,5	-24,6
2032	-24,4	-24,3	-24,4
2033	-24,3	-24,2	-24,3
2034	-24,2	-24,1	-24,3
2035	-24,2	-24,1	-24,3
2036	-24,3	-24,2	-24,4
2037	-24,2	-24,1	-24,4
2038	-24,0	-23,9	-24,2
2039	-23,9	-23,9	-24,2
2040	-23,9	-23,9	-24,2
2041	-24,0	-24,0	-24,3
2042	-24,2	-24,2	-24,5
2043	-24,2	-24,3	-24,6
2044	-24,3	-24,4	-24,7
2045	-24,4	-24,4	-24,8
2046	-24,3	-24,4	-24,7
2047	-24,3	-24,3	-24,7
2048	-24,3	-24,3	-24,8
2049	-24,3	-24,3	-24,9
2050	-24,3	-24,3	-24,9
2051	-24,3	-24,3	-24,9
2052	-24,2	-24,2	-24,9

2053	-24,2	-24,1	-24,9
2054	-24,0	-23,9	-24,8
2055	-23,9	-23,8	-24,6
2056	-23,8	-23,7	-24,6
2057	-23,8	-23,8	-24,8
2058	-23,9	-23,9	-24,8
2059	-24,0	-23,9	-24,9
2060	-24,0	-24,0	-25,0
2061	-23,9	-23,9	-24,9
2062	-23,9	-24,0	-25,0
2063	-23,9	-24,0	-25,0
2064	-24,0	-24,1	-25,1
2065	-24,1	-24,2	-25,3
2066	-24,2	-24,4	-25,5
2067	-24,2	-24,4	-25,5
2068	-24,2	-24,4	-25,5
2069	-24,2	-24,4	-25,5
2070	-24,2	-24,3	-25,6
2071	-24,2	-24,2	-25,5
2072	-24,2	-24,2	-25,6
2073	-24,2	-24,3	-25,7
2074	-24,3	-24,4	-25,8
2075	-24,4	-24,7	-26,1
2076	-24,5	-24,8	-26,2
2077	-24,7	-25,0	-26,5
2078	-24,8	-25,1	-26,7
2079	-25,0	-25,2	-26,8
2080	-25,0	-25,4	-26,9
2081	-25,3	-25,7	-27,1
2082	-25,4	-25,9	-27,2
2083	-25,5	-26,0	-27,3
2084	-25,7	-26,1	-27,4
2085	-25,7	-26,0	-27,4
2086	-25,8	-26,0	-27,5
2087	-25,7	-25,9	-27,4
2088	-25,7	-25,9	-27,4
2089	-25,6	-25,9	-27,4
2090	-25,4	-25,8	-27,5
2091	-25,2	-25,6	-27,4
2092	-25,2	-25,5	-27,5

2093	-25,1	-25,4	-27,5
2094	-25,0	-25,3	-27,4
2095	-25,0	-25,4	-27,4
2096	-24,9	-25,4	-27,4
2097	-24,9	-25,5	-27,5
2098	-24,9	-25,4	-27,4
2099	-24,9	-25,4	-27,5
2100	-25,0	-25,4	-27,5

Kode i R for scenariet med økt aktivitet:

```
if (simulation.code == 'KlimaKur_max_density'){## done
  print(simulation.code)
  higher.density <- TRUE ## apply the 350 /ha
  apply.west.not.plant <- FALSE ## no spruce converted to birch in west
  apply.rest.not.plant <- FALSE ## no spruce converted to birch in rest of Norway
  higher.density.apply.area <- 1 ## higher density planting applied in 100% of area planted with
  spruce
```

Tallene bak figur 12: Skogplanteforedling

Bruken av foredlet materiale øker netto opptak. Effekten er liten på kort sikt, men øker utover i perioden til det i 2100 er en årlig forskjell mellom hver av de tre alternativene på om lag 1 mill. tonn CO₂.

År	Uten foredling	Dagens praksis	Økt aktivitet
2018	-26,9	-26,8	-26,8
2019	-26,6	-26,5	-26,5
2020	-26,4	-26,3	-26,3
2021	-26,2	-26,1	-26,1
2022	-25,7	-25,6	-25,7
2023	-25,8	-25,7	-25,7
2024	-25,7	-25,6	-25,7
2025	-25,7	-25,6	-25,7
2026	-25,6	-25,5	-25,5
2027	-25,5	-25,4	-25,5
2028	-25,4	-25,3	-25,4
2029	-25,2	-25,1	-25,2
2030	-25,0	-24,8	-24,9
2031	-24,7	-24,5	-24,7
2032	-24,6	-24,3	-24,5
2033	-24,4	-24,2	-24,4
2034	-24,3	-24,1	-24,3
2035	-24,3	-24,1	-24,3
2036	-24,4	-24,2	-24,4
2037	-24,3	-24,1	-24,3
2038	-24,1	-23,9	-24,2
2039	-24,0	-23,9	-24,1
2040	-23,9	-23,9	-24,1
2041	-24,0	-24,0	-24,2
2042	-24,1	-24,2	-24,4
2043	-24,2	-24,3	-24,5
2044	-24,3	-24,4	-24,6
2045	-24,2	-24,4	-24,6
2046	-24,1	-24,4	-24,5
2047	-24,1	-24,3	-24,5
2048	-24,1	-24,3	-24,5
2049	-24,1	-24,3	-24,5
2050	-24,1	-24,3	-24,5
2051	-24,2	-24,3	-24,6

2052	-24,1	-24,2	-24,6
2053	-24,0	-24,1	-24,6
2054	-23,9	-23,9	-24,5
2055	-23,7	-23,8	-24,3
2056	-23,6	-23,7	-24,2
2057	-23,7	-23,8	-24,3
2058	-23,7	-23,9	-24,3
2059	-23,7	-23,9	-24,3
2060	-23,7	-24,0	-24,4
2061	-23,5	-23,9	-24,2
2062	-23,5	-24,0	-24,2
2063	-23,5	-24,0	-24,2
2064	-23,6	-24,1	-24,2
2065	-23,7	-24,2	-24,3
2066	-23,8	-24,4	-24,5
2067	-23,8	-24,4	-24,5
2068	-23,7	-24,4	-24,5
2069	-23,7	-24,4	-24,6
2070	-23,6	-24,3	-24,6
2071	-23,5	-24,2	-24,5
2072	-23,4	-24,2	-24,5
2073	-23,5	-24,3	-24,6
2074	-23,5	-24,4	-24,8
2075	-23,7	-24,7	-25,1
2076	-23,8	-24,8	-25,2
2077	-24,0	-25,0	-25,4
2078	-24,1	-25,1	-25,5
2079	-24,2	-25,2	-25,6
2080	-24,4	-25,4	-25,8
2081	-24,6	-25,7	-26,1
2082	-24,8	-25,9	-26,3
2083	-24,9	-26,0	-26,4
2084	-25,0	-26,1	-26,5
2085	-24,9	-26,0	-26,5
2086	-24,9	-26,0	-26,6
2087	-24,8	-25,9	-26,5
2088	-24,8	-25,9	-26,5
2089	-24,6	-25,9	-26,6
2090	-24,5	-25,8	-26,5
2091	-24,4	-25,6	-26,4

2092	-24,3	-25,5	-26,4
2093	-24,3	-25,4	-26,4
2094	-24,2	-25,3	-26,3
2095	-24,2	-25,4	-26,4
2096	-24,2	-25,4	-26,3
2097	-24,3	-25,5	-26,4
2098	-24,3	-25,4	-26,4
2099	-24,3	-25,4	-26,4
2100	-24,4	-25,4	-26,5

Kode i R for scenariet med økt aktivitet:

```

if (simulation.code == 'KlimaKur_max_genetic'){ ## done
  print(simulation.code)
  ##genetic.first.10.yrs <- 0.06 same
  genetic.after.10.yrs <- 0.20
  genetic.improvement.pine <- TRUE

## IMPROVED GENETIC MATERIAL
## Of the planted stuff, what proportion is with genetically improved material
## only for spruce also
if (others$genetic.improvement == TRUE){

  strata1[, regions := regions.kom2(fl$kom)]
  strata1[planted == TRUE, sum.area := sum(ha2total), by = regions]
  ## Østlandet all is genetically improved
  strata1[planted == TRUE & ((regions == 'Ostland' & alt.m <= 950) |
    (regions == 'Vest' & alt.m <= 350)), genetic := TRUE]

  ## 50% of those, quick fix,
  strata1[planted == TRUE &
    extract.fylkene(fl$kom) %in% c('17', '18', '50') & alt.m <= 250,
    genetic := ifelse(runif(.N, 0, 1) >= 0.5, TRUE, FALSE)]
  strata1[, table(planted, genetic, regions)]

  ## PINE genetic improvement
  strata1[, to.be.planted.pine := FALSE]
  if (others$genetic.improvement.pine == TRUE){
    strata1[to.be.planted != '0' & SI.spp == 2, to.be.planted.pine := TRUE]
    ## 50% of the area planted in some specific counties
    ## Østfold, Vestfold, Telemark, Agder, Trøndelag, Akershus, Oslo, Hedmark Buskerud,
    Oppland
    counties <- c('01', '07', '08', '09', '16', '17', '50', '02', '03', '04', '06', '05')
    if (strata1[SI.spp == 2, any(genetic == TRUE)]) browser()
    strata1[SI.spp == 2 & extract.fylkene(fl$kom) %in% counties & to.be.planted.pine == TRUE,
      genetic := ifelse (runif(.N, 0, 1) >= 0.5, TRUE, FALSE ), ]
  }

  ## 5 is tettere planting + genetic
  ## 2 is just genetic
  substr(fl.mng[strata1[, genetic == TRUE & higher.density == TRUE ]], 3, 3) <- '5' ## tetter
  planting and gene
  substr(fl.mng[strata1[, genetic == TRUE & higher.density == FALSE]], 3, 3) <- '2' ## just genetic
  material
}

```

Nøkkelord:	Skogforvaltning, skogbruk, CO2, karbon, klimaendring, skog, klimatiltak, ungskogpleie, grøfterensk, planting, markberedning, hogstavfall, foredling, gjødsling
Key words:	Forest management, forestry, CO2, carbon, climate change, forest, mitigation measures, pre-commercial thinning, ditch cleaning, planting, site preparation, harvest residues, breeding, fertilization

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 og et avdelingskontor i Oslo.