



**NIBIO**

NORSK INSTITUTT FOR  
BIOØKONOMI

# Klimakur 2030 – beskrivelse av utvalgte klimatiltak knyttet til skog. Supplement

NIBIO RAPPORT | VOL. 6 | NR. 153 | 2020



Søgaard, G.; Alfredsen, G.; Antón Fernández, C.; Astrup, R.; Belbo, H.; Clarke, N.; Eriksen, R.; Granhus, A.; Hanssen, K. H.; Hietala, A.; Kockum, F.; Mohr, C.W.; Nordbakken, J.-F.; Stokland, J.; Sverker, J.; Økland, T.

Divisjon for skog og utmark/Divisjon for miljø og naturressurser/Divisjon for bioteknologi og plantehelse

**TITTEL/TITLE**

Klimakur 2030 – beskrivelse av utvalgte klimatiltak knyttet til skog. Supplement.

**FORFATTER(E)/AUTHOR(S)**

Søgaard, Gunnhild; Alfredsen, Gry; Antón Fernández, Clara; Astrup, Rasmus; Belbo, Helmer; Clarke, Nicholas; Eriksen, Rune; Granhus, Aksel; Hanssen, Kjersti Holt; Hietala, Ari; Kockum, Frans; Mohr, Christian Wilhelm; Nordbakken, Jørn-Frode; Stokland, Jogeir; Sverker, Jennie; Økland, Tonje

DATO/DATE:	RAPPORT NR./ REPORT NO.:	TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:	PROSJEKTNR./PROJECT NO.:	SAKSNR./ARCHIVE NO.:
30.11.2020	6/153/2020	Åpen	341110-8	20/00483
ISBN:	ISSN:	ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:	ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:	
978-82-17-02693-8	2464-1162	84	2	

**OPPDRAUGSGIVER/EMPLOYER:**

Landbruks- og matdepartementet (LMD)

Klima- og miljødepartementet (KLD)

**KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:**

Jon Olav Brunvatne

Are Lindegaard

**STIKKORD/KEYWORDS:**Skogforvaltning, skogbruk, CO<sub>2</sub>, karbonForest management, forestry, CO<sub>2</sub>, Carbon**FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:**

Skogforvaltning

Forest management

**SAMMENDRAG/SUMMARY:**

Det årlige netto opptaket i skogen i Norge økte frem til 2009 (over 35 mill. tonn), og har etter det vist en avtakende trend. I 2018 var det et netto opptak på i underkant av 28 millioner tonn CO<sub>2</sub>-ekvivalenter. Størrelsen på opptaket påvirkes av forvaltningen av skogarealene, både gjennom endringer i totalarealet (avskoging og påskoging), og forvaltningen av de eksisterende skogarealene. I en første rapport til Klimakur 2030 – skrevet på oppdrag fra Miljødirektorat og Landbruksdirektoratet - ble det presentert en første vurdering av syv klimatiltak som ikke tidligere var utredet, samt en kunnskapsoppdatering for noen tidligere utredede klimatiltak. I denne rapporten presenteres ytterligere vurderinger av fire av disse tiltakene; ungskogpleie, grøfterensk, stubbebehandling mot råte og gjødsling med treske. Rapporten er skrevet på bestilling fra Landbruks- og matdepartementet (LMD) og Klima- og miljødepartementet (KLD), og det er departementene som har gjort utvalget av tiltak som skulle vurderes videre.

Effekten av tiltakene er estimert i tonn CO<sub>2</sub> per dekar over et omløp (totalt frem til 2100), og som netto årlig effekt på nasjonal skala i 2030, 2050 og 2100 ved full implementering av tiltaket. Generelt er effekten av tiltakene økende utover i framskrivingsperioden, med lav eller ingen effekt i 2030 og 2050, men med effekter fra 0,1 mill. tonn/CO<sub>2</sub> (gjødsling med treske) til over 3 mill. tonn/CO<sub>2</sub> i økt årlig opptak mot slutten av perioden (grøfterensk, ungskogpleie). I tillegg er det gitt

**NIBIO**NORSK INSTITUTT FOR  
BIOØKONOMI

eksempel på teoretisk substitusjonseffekt av tiltakene, men dette er ikke med i den beregnede effekten av tiltakene.

For alle fire tiltak er det estimert tiltakskostnad. Tiltakskostnad er gruppert i kostnadskategorier tilsvarende de benyttet for tiltak i øvrige sektorer i direktoratens Klimakur2030-rapport (Miljødirektoratet mfl. 2020). Kostnadskategori 1 er tiltak med tiltakskostnad under 500 kr/tonn, kostnadskategori 2 mellom 500 og 1500 kr/tonn og tiltak i kostnadskategori 3 over 1500 kr/tonn. Alle fire tiltak er i kategori 1 når effekten over hele omløpet regnes inn. Dersom kun effekten frem til 2030 regnes med, så vil to av tiltakene være i kategori 2 jf. tabell A).

**Tabell A. Oversikt over estimert økt årlig netto CO<sub>2</sub>-opptak i levende biomasse, og totalt økt årlig netto opptak inkludert effekter på andre karbonbeholdninger samt utslipp av metan og lystgass, samt estimert tiltakskostnad per tonn CO<sub>2</sub>-ekv.**

Tiltak	Årlig økt opptak i levende biomasse mill. tonn CO <sub>2</sub>	Årlig økt opptak totalt mill. tonn CO <sub>2</sub> -ekv.	Tiltakskostnad kr/tonn CO <sub>2</sub> -ekv.
<b>Ungskogpleie</b>			
2030	-0,1 – 0,4	0 – 0,5	< 1500 (kat. 2)
2050	0,6 – 0,8	0,9 – 1,3	< 500 (kat. 1)
2100	0,8 – 2,2	1,5 – 3,3	< 500 (kat. 1)
<b>Grøfterensk</b>			
2030	0,0 – 0,0	0,0 – 0,0	< 1500 (kat. 2)
2050	0,0 – 0,1	0,0 – 0,1	< 500 (kat. 1)
2100	1,2 – 3,6	1,2 – 3,6	< 500 (kat. 1)
<b>Råtebekjempelse sluttavvirkning</b>			
2030	0,0	1	-
2050	0,0		-
2100	1,0		< 500 (kat. 1)
<b>Råtebekjempelse tynning</b>			
2030	0,0	1	-
2050	0,0		-
2100	0,0		< 500 (kat. 1)
<b>Askegjødsling</b>			
2030	2	0,0 – 0,0	< 500 (kat. 1)
2050		0,1 – 0,1	< 500 (kat. 1)
2100		0,1 – 0,2	< 500 (kat. 1)

- 1) Netto opptak vil potensielt kunne være høyere når jordkarbon inkluderes, men vi har ikke vurdert det (stubbebehandling).
- 2) Økt opptak er noe høyere om en bare ser på levende biomasse, men vi har kun fremskrevet samlet effekt (gjødsling med treaske).

Studien er en videre vurdering av de utvalgte klimatiltakene. Kunnskapsgrunnlaget som ligger til grunn er beskrevet i rapporten. Det er til dels noe begrenset kunnskapsgrunnlag, og det er derfor en usikkerhet knyttet til tallene. Det er ikke gjort vurderinger knyttet til implementering av tiltakene, og eventuelle retningslinjer som bør ligge til grunn for det.

For tiltakene grønnterensk og gjødsling med treaske så er det gjort vurdering av kunnskapsgrunnlaget knyttet til effekter på naturmangfold, og påpekt kunnskapsbehov. For tiltakene ungsogpleie og råtebekjempelse vises til vurdering i den første rapporten.

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-kvotepiktig sektor med minst 50 prosent innen 2030. Det skulle i tillegg utredes ulike tiltak og virkemidler for økning i opptak og reduksjon av klimagassutslipp i skog- og arealbrukssektoren (LULUCF).

Direktoratene publiserte sin Klimakur 2030-rapport på nyåret 2020. Faggrunnlaget for ulike tiltak for økning i opptak og reduksjon av klimagassutslipp i skog ble basert blant annet på en rapport som NIBIO laget på oppdrag fra Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet til Klimakur 2030. Der ble det presentert en første vurdering av syv klimatiltak som ikke tidligere var utredet (utvalgt av direktoratene), samt en kunnskapsoppdatering av noen tidligere utredede klimatiltak.

I denne rapporten presenteres ytterligere vurderinger av fire av disse tiltakene; ungskogpleie, grøfterensk, stubbebehandling mot råte og gjødsling med treaske. Denne rapporten er skrevet på bestilling fra Landbruks- og matdepartementet (LMD) og Klima- og miljødepartementet (KLD) (vedlegg 1), og vil sammen med de tidligere publiserte rapportene være en del av det faglige underlaget til en Stortingsmelding som viser hvordan Norge skal nå utslippsmålene for 2030.

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:

Kap. 2 Ungskogpleie: Aksel Granhus\*, Christian Wilhelm Mohr, Clara Antón Fernández, Gunnhild Sjøgaard, Rasmus Astrup, Rune Eriksen

Kap. 3 Grøfterensk etter hogst: Jogeir Stokland\*, Rune Eriksen, Gunnhild Sjøgaard

Kap. 4 Råtebekjempelse ved hogst av gran: Ari Hietala\*, Rasmus Astrup, Helmer Belbo, Jennie Sverker

Kap. 5 Gjødsling med treaske: Kjersti Holt Hanssen\*, Nicholas Clarke\*, Tonje Økland\*, Jørn-Frode Nordbakken

Kap. 6 Tiltakskostnader: Helmer Belbo\*, Frans Kockum\*

Kap. 7 Treprodukter (HWP): Gry Alfredsen\*, Gunnhild Sjøgaard

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

Ås, 30.11.20

Gunnhild Sjøgaard

# Innhold

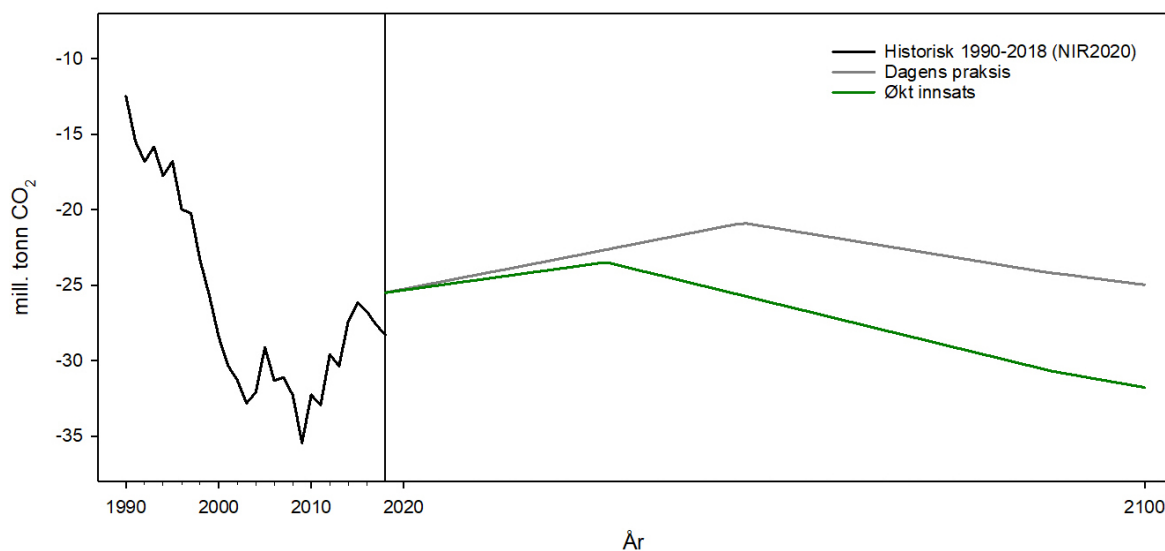
1	Innledning.....	8
2	Ungskogpleie .....	11
2.1	Bakgrunn.....	11
2.2	Materiale og metoder .....	12
2.2.1	Behov for ungsogpleie i hogstklasse II .....	12
2.2.2	Scenarier .....	13
2.2.3	Valg av forutsetning om effekten av ungsogpleie.....	14
2.2.4	Generelle forutsetninger i prognosene.....	14
2.3	Klimaeffekt av tiltaket .....	16
2.3.1	Prognoseresultater.....	16
2.3.2	Effekter per arealenhet over et omløp .....	18
2.3.3	Effekter på virkeskvalitet.....	19
2.3.4	Effekter på stabilitet.....	19
2.4	Substitusjonseffekt .....	19
2.4.1	Metode.....	20
2.5	Referanser .....	21
3	Grøfterensk etter hogst.....	23
3.1	Beskrivelse av arealet .....	24
3.2	Oppdatering av kunnskapsgrunnlaget.....	25
3.2.1	Grunnvannstand.....	25
3.2.2	Tilvekst og meropptak, bonitetsøkning.....	26
3.2.3	Tilvekst og meropptak, empiriske observasjoner .....	28
3.2.4	Jordkarbon .....	29
3.3	Klimaeffekt av tiltaket .....	31
3.3.1	Metode for estimering av karbonendringer levende biomasse.....	31
3.3.2	Potensielt areal for grønfterensk .....	32
3.3.3	Resultat, netto meropptak i levende biomasse .....	33
3.3.4	Klimaeffekter, jordkarbon, strø og død ved.....	33
3.3.5	Metan (CH <sub>4</sub> ) og lystgass (N <sub>2</sub> O) drenert organisk jord.....	34
3.3.6	Samlet klimaeffekt .....	34
3.4	Substitusjonseffekt .....	35
3.5	Betydning for naturmangfold .....	35
3.5.1	Studier av grønfterensk i andre land.....	35
3.5.2	Behov for kunnskap om norske forhold.....	36
3.6	Merknader .....	36
3.6.1	Alternativ bruk av arealene.....	36
3.6.2	Andre miljøhensyn .....	37
3.7	Referanser .....	37
4	Råtebekjempelse ved hogst av gran.....	40
4.1	Tiltak .....	41
4.2	Simulert effekt av stubbebehandling .....	42
4.2.1	Usikkerhetsmomenter .....	44

4.3	Klimaeffekt av tiltaket .....	45
4.4	Substitusjonseffekt .....	46
4.5	Referanser .....	47
<b>5</b>	<b>Gjødsling med treaske .....</b>	<b>48</b>
5.1	Innledning .....	48
5.2	Dagens regelverk .....	48
5.3	Bruk og dosering, spredningsmetoder og tilgang på aske .....	48
5.4	Generelt om klimaeffekter av asketilførsel .....	49
5.5	Klimaeffekten ved askegjødning av skog på mineraljord .....	49
5.5.1	Effekt på tilvekst - mineraljord .....	49
5.5.2	Samlet klimaeffekt av askegjødning på mineraljord .....	51
5.6	Klimaeffekten ved askegjødning av skog på drenert organisk jord .....	51
5.6.1	Effekt på skogens tilvekst – drenert organisk jord .....	51
5.6.2	Samlet klimaeffekt av askegjødning på drenert organisk jord .....	53
5.7	Klimagasseffekt per arealenhet - oppsummering .....	55
5.8	Potensielle arealer egnet for asketilførsel .....	55
5.9	Potensiell årlig effekt fram til 2100 .....	56
5.10	Substitusjonseffekt .....	57
5.11	Betydning for naturmangfold .....	57
5.11.1	Effekter på markvegetasjon og dens artsmangfold .....	58
5.11.2	Effekter på andre organismer .....	60
5.11.3	Samlet konklusjon .....	61
5.12	Referanser .....	61
<b>6</b>	<b>Tiltakskostnader .....</b>	<b>65</b>
6.1	Hovedfunn .....	65
6.2	Ungskogpleie .....	66
6.3	Grøfterensk etter hogst .....	69
6.4	Stubbebehandling mot rotkjukeåte ved hogst av gran .....	72
6.4.1	Scenario hvor all gran stubbebehandles .....	73
6.5	Gjødsling med treaske .....	75
6.5.1	Kostnader – kvalitet og bearbeiding .....	75
6.5.2	Kostnader – spredning .....	76
6.5.3	Norske forhold .....	77
6.5.4	Følsomhetsanalyse kostnader på drenert organisk jord .....	78
6.6	Referanser .....	80
<b>7</b>	<b>Treprodukter (HWP) .....</b>	<b>81</b>
7.1	Materiale og metoder .....	81
7.2	Resultater .....	82
7.3	Referanser .....	83
	<b>VEDLEGG 1 Bestilling fra LMD og KLD .....</b>	<b>84</b>

# 1 Innledning

Det årlige netto-opptaket i skogen i Norge økte frem til 2009 (hvor det var på over 35 mill. tonn), og har etter det vist en avtakende trend (Figur 1.1). I 2018 var det et netto opptak på i underkant av 28 millioner tonn CO<sub>2</sub>-ekvivalenter<sup>1</sup>. Netto opptak i norsk skog påvirkes av flere faktorer, men forvaltningen av skogarealene, både gjennom endringer i totalarealet (avskoging og påskoging), og forvaltningen av de eksisterende skogarealene er viktige drivere. Med dagens praksis er det forventet at årlig netto-opptak vil fortsette å avta de neste tiårene, før trenden etter hvert vil snu og årlig opptak vil begynne å øke<sup>2</sup>. Med økt innsats i skogbruket kan trenden snu tidligere, og økningen i netto opptak bli høyere, enn uten.

I figur 1.1 er det inkludert en prinsippsskisse som illustrerer videre utvikling<sup>3</sup> basert på dagens praksis, og hvordan utviklingen kan være dersom innsatsen økes for noen tiltak. Dersom en inkluderer flere tiltak kan en få ytterligere økt årlig opptak, og inkludering av tiltak som for eksempel minstealder for hogst kan gjøre at en får tydeligere effekt tidligere.



**Figur 1.1.** Til venstre i figuren vises historisk utvikling i årlig netto opptak av CO<sub>2</sub> i gjenværende skog slik som rapportert i National Inventory Report 2020<sup>1</sup>. Det inkluderer netto endring (sum av opptak og utslipp) for karbonbeholdningene levende biomasse, død ved, strø og mineraljord. Til høyre prinsippsskisse over forventet utvikling gitt dagens praksis (basert på Sjøgaard mfl. 2019<sup>2</sup>), samt mulig utvikling dersom en øker innsatsen for økt opptak i forvalta skog på noen tiltak. Dersom en inkluderer flere tiltak kan en få ytterligere økt årlig opptak, og inkludering av tiltak som for eksempel minstealder for hogst kan gjøre at en får tydeligere effekt tidligere.

<sup>1</sup> Miljødirektoratet, Statistisk sentralbyrå og Norsk institutt for bioøkonomi. 2020. Greenhouse Gas Emissions 1990-2018, National Inventory Report. Miljødirektoratet Rapport M-1643. 567 s.

<sup>2</sup> Sjøgaard, G., Mohr, C. W., Alfredsen, G., Fernández, C. A., 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). 105 s.

<sup>3</sup> Det sist rapporterte året hvert år i klimagassregnskapet er basert på bare et panel (1/5 av Landsskogtakseringens flater), og nest siste år på to paneler (2/5), osv. En benytter interpolering for å få komplette tall for de siste årene i tidsserien, hvor en ikke har komplette data (5/5), og det derfor alltid vil være noe endring i tallene for enkeltår mellom ulike rapporteringer når en har flere data å bygge på. Prinsippsskissen har tatt utgangspunkt i en framskrivning basert på data fra National Inventory Report fra 2019. Det gjør at det fremstår med avvik mellom rapporterte tall i 2018 og første år i prinsippsskissen for videre utvikling.



I en underlagsrapport til Klimakur 2030 – skrevet på oppdrag fra Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet - ble det presentert en første vurdering av syv klimatiltak som ikke tidligere var utredet (valgt ut av direktoratene), samt en kunnskapsoppdatering av noen tidligere utredede klimatiltak<sup>4</sup>. I denne rapporten presenteres ytterligere vurderinger av fire av disse tiltakene; ungskogpleie, grøfterensk, stubbebehandling mot råte og gjødsling med treaske. Rapporten er skrevet på bestilling fra Landbruks- og matdepartementet (LMD) og Klima- og miljødepartementet (KLD), og vil sammen med de tidligere publiserte rapportene knyttet til Klimakur 2030 og annet arbeid være en del av det faglige underlaget i arbeidet med en Stortingsmelding som viser hvordan Norge skal nå utslippsmålene for 2030.

I Klimakur 2030 er det tatt utgangspunkt i det norske utslippsregnskapet. Dette betyr blant annet at utslipp som følge av transport og handel mellom Norge og andre land ikke omfattes, verken utslipp i produksjonslandet for varer som importeres til Norge, eller økte eller reduserte utslipp i andre land som følge av bruk av varer produsert i Norge.

I denne rapporten er fokus på betydning av klimatiltak i skog slik det rapporteres i skog og arealbrukssektoren. Her vil endringer i årlig netto opptak av CO<sub>2</sub> på skogarealene fanges opp gjennom endringer i karbonbeholdningene i levende biomasse, død ved, strø, mineraljord og organisk jord. I tillegg rapporteres utslipp av metan (CH<sub>4</sub>) og lystgass (N<sub>2</sub>O) fra arealene. Netto effekt av tiltakene er derfor oppgitt i CO<sub>2</sub>-ekvivalenter i den grad det er mulig å estimere effekter på alle tre gasser. I tillegg er det beskrevet hvilken betydning klimatiltak i skogen kan ha for karbonlagring i treprodukter (Harvested Wood Products, HWP), som også er en del av arealbrukssektoren<sup>5</sup>.

Klimatiltak i skog vil imidlertid ha betydning også utenfor arealbrukssektoren. Skogen gir råstoff til produkter som kan erstatte produkter med høyere klimagassutslipp i produksjonen og over livsløpet - substitusjon. Substitusjon kan enten skje direkte for eksempel ved at bioenergi erstatter fossilt brensel, eller indirekte ved at trematerialer erstatter energiintensive materialer som stål, aluminium og betong. Når trematerialene er utrangerte, kan de gjenvinnes til nye produkter, og til sist brennes. Tømmer kan dermed ha en substitusjonseffekt opptil flere ganger gjennom livsløpet.

Tiltakene beskrevet i denne rapporten vil som oftest gi økt volum med tømmer tilgjengelig, tømmer som kan brukes til å erstatte fossile eller klimagassintensive produkter. I tillegg vil flere av klimatiltakene kunne ha positiv betydning for tømmerkvaliteten. Størst nytteverdi har det for klima om tømmeret primært går til langlevde produkter, og både økt totalvolum produsert og økt kvalitet på trærne vil kunne gi økt volum med sagtømmer, det vil si tømmer egnet til langlevde produkter. Substitusjonseffekter fanges opp i andre sektorer, og er dermed ikke er med i effektene vi har estimert. Men vi presenterer noen enkle regneeksempler for å illustrere potensialet for substitusjon i de ulike tiltakene.

Tiltak i skogbruket som kan øke skogens nytteverdi i arbeidet med å motvirke klimaendringer kan imidlertid ha negative konsekvenser for naturmangfold. Det er derfor viktig å vurdere ikke bare hvilken effekt tiltakene kan ha på opptak og utslipp av klimagasser, men også hvilken betydning de kan ha for naturmangfold, slik at dette kan være en del av beslutningsgrunnlaget. Vi gjorde noen enkle

---

<sup>4</sup> Søgaard, G., Alfredssen, G., Antón Fernández, C., Astrup, R., Blom, H., Clarke, N., Eriksen, R., Granhus, A., Hanssen, K.H., Hietala, A., Krokene, P., Mohr, C.W., Nygaard, P.H., Solberg, S. og Steffenrem, A. 2020. Klimakur 2030 – beskrivelse av utvalgte klimatiltak knyttet til skog. NIBIO Rapport 6(9). 84 s.

<sup>5</sup> Tiltak som påvirker skogarealet (påskoging og avskoging) er ikke inkludert, og heller ikke tiltak for de øvrige arealbrukskategoriene (utbygd areal, dyrka mark, beite, vann og myr, og annen utmark).

vurderinger i rapporten til Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet<sup>6</sup>, og har her gjort en grundigere vurdering av mulige effekter på naturmangfold av tiltakene grøfterensk og gjødsling av treaske.

Tiltak i skogbruket vil også ha en bedriftsøkonomisk effekt for skogeier (positiv eller negativ), og en samfunnsøkonomisk effekt. Vi har her ikke gått inn på dette, men har beregnet tiltakskostnad for de omtalte tiltakene.

Rapporten er ingen fullstendig utredning av de aktuelle tiltakene, på linje med det som for eksempel ble gjort for gjødsling av skog som klimatiltak<sup>7</sup>. Og det er ikke vurdert hvilke retningslinjer som bør ligge til grunn ved en eventuell implementering for å optimalisere klimaeffekt, og samtidig ivareta andre hensyn. Men vi presenterer et kunnskapsgrunnlag for vurdering av implementering av tiltakene.

---

<sup>6</sup> Søgaard, G., Alfredssen, G., Antón Fernández, C., Astrup, R., Blom, H., Clarke, N., Eriksen, R., Granhus, A., Hanssen, K.H., Hietala, A., Krokene, P., Mohr, C.W., Nygaard, P.H., Solberg, S. og Steffenrem, A. 2020. Klimakur 2030 – beskrivelse av utvalgte klimatiltak knyttet til skog. NIBIO Rapport 6(9). 84 s.

<sup>7</sup> Miljødirektoratet, Statens landbruksforvaltning og Norsk institutt for skog og landskap. 2014. Målrettet gjødsling av skog som klimatiltak. Egnede arealer og miljøkriterier. Miljødirektoratet Rapport M-174, 143 s.

## 2 Ungskogpleie

### 2.1 Bakgrunn

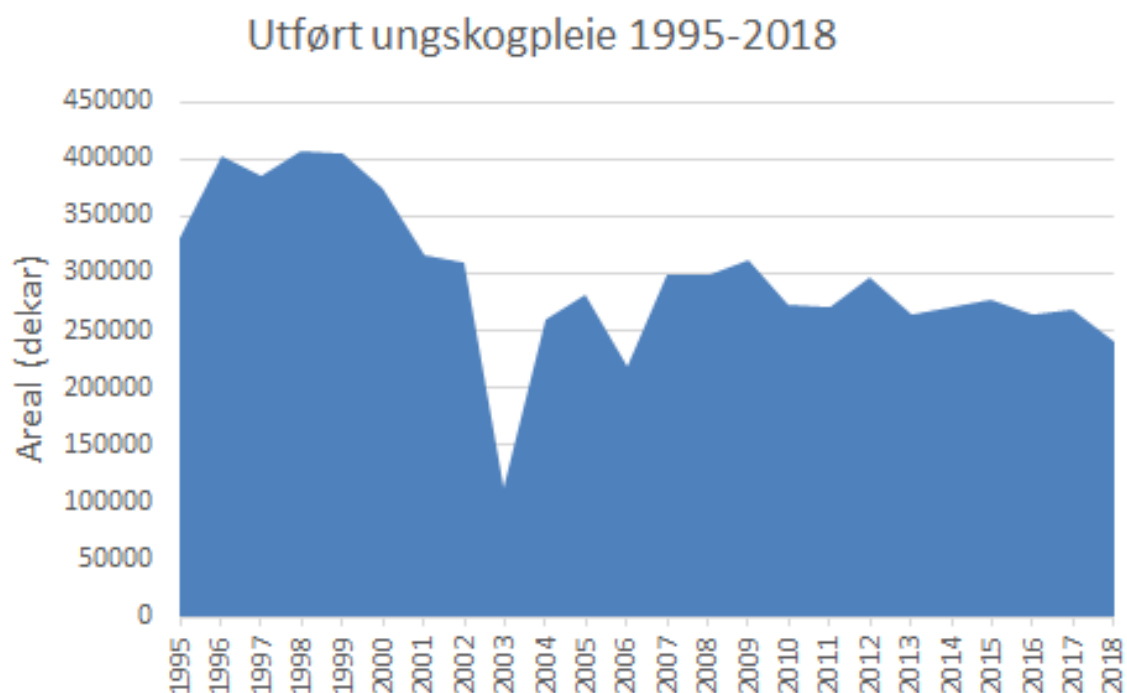
Ungskogpleie er et samlebegrep for tiltak som gjøres i etablert skog, men før trærne har vokst seg store nok til å gi nyttbart virke. Hensikten er å påvirke den videre utviklingen til skogbestandet i ønsket retning (vanligvis med henblikk på optimal verdiproduksjon). Dette gjøres ved å regulere treslagssammensetningen og tretettheten slik at en får 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 dersom 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 m<sup>3</sup> lavere.

Avhengig av utgangssituasjonen (for eksempel tretetthet, treslag og trærnes romlige fordeling og innbyrdes høydeforskjeller) vil inngrepet kunne ta form av enten en ren avstandsregulering (tetthetsreduksjon), 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, 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.

Ungskogpleie utføres gjerne når trærne er mellom 1-5 meter høye; det vil si når skogen er i hogstklasse II. I noen tilfeller kan det være nødvendig å gjenta inngrepet etter noen år. Dette vil først og fremst være tilfelle på høy bonitet hvor det gjerne kommer et tett oppslag av rasktvoksende stubbeskudd fra lauvtrærne etter rydding (Andersson og Björkdahl 1984, Brække og Granhus 2004). Tidligere ble slike høyproduktive «problemarealer» sprøytet med herbicider (Roundup) for å redusere kostnadene ved ungskogpleie, men sprøyting omfattes ikke lenger av tilskuddsordninger til skogkulturtiltak, og omfanget er nå begrenset til noen hundretalls dekar per år.

I perioden etter 1995 har det årlige arealet med utført ungskogpleie stort sett variert mellom 250 og 400 000 dekar (Figur 2.1). 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 lavere nivå enn i perioden før 2003. Siden det årlige arealet av nye hogster også har økt noe de senere årene tilsier dette at det er et betydelig etterslep. En strategi der en legger opp til å komme ajour, og deretter opprettholder et nivå som er tilstrekkelig til å ta unna behovet på nye arealer som kommer vil kunne ha betydelig klimaeffekt, og vil samtidig kunne bidra til økt produksjon av kvalitetsvirke.

Vi har med utgangspunkt i data fra Landsskogtakseringen beregnet behovet for ungskogpleie på dagens arealer i hogstklasse II. Videre har vi beregnet utviklingsbaner for netto CO<sub>2</sub>-opptak i norsk skog gitt ulike framtidige aktivitetsnivå innen ungskogpleie.



Figur 2.1. Areal (dekar) med utført ungskogpleie 1995-2018. Statistikken omfatter ungskogpleie der deler av kostnadene er dekket med skogfondsmidler og/eller offentlige tilskudd. Kilde: Statistisk Sentralbyrå.

## 2.2 Materiale og metoder

### 2.2.1 Behov for ungskogpleie i hogstklasse II

Størrelsesorden av arealer med behov for ungskogpleie er beregnet ut fra Landsskogtakseringens registreringer i hogstklasse II i perioden 2013-2017. Det er tatt utgangspunkt i opplysninger om totalt treantall, fordelingen mellom treslag og høydeforskjeller mellom bartrær og lauvtrær. Tilsvarende vil arealer med stor gruppering av trærne gi grunnlag for regulering av treantallet. Det er vurdert å være behov for ungskogpleie dersom ett av følgende kriterier er oppfylt (Tømter 2015):

1. Treantall bar før regulering > 300 per dekar
2. Treantall bar før regulering > 200 per dekar, treantall lauv før regulering > 100 per dekar; samt minst ett av følgende:
  - a) Middelhøgde lauv før regulering > 0,5 x middelhøgde bar etter regulering.
  - b) Treantall bar før regulering > 2 x treantall bar etter regulering.
3. Treantall før regulering 200 – 300 per dekar; samt:
  - a) Treantall før regulering > 2 x treantall etter regulering og middelhøgde før regulering > 0,7 x middelhøgde etter regulering.
4. Treantall totalt > 300 per dekar; samt:
  - a) Middelhøgde før regulering > 0,7 x middelhøgde etter regulering.

I tillegg er det lagt inn en forutsetning om at bestand med middelhøgde for bartrær under 1,3 m, og som har bonitet lågere enn H40 = 17, ikke har behov for ungskogpleie enda.

Med «treantall etter regulering» og «middeløyde etter regulering» menes her antall trær og disse trærnes middeløyde etter en tenkt regulering slik det er registrert på prøveflatene, eventuelt totalt antall utviklingsdyktige trær med tilhørende middeløyde dersom det allerede er gjennomført ungsogpleie på prøveflata.

Med de ovenfor nevnte kriteriene er det estimert at det er behov for ungsogpleie på om lag 5,1 millioner dekar, tilsvarende 39 prosent av det totale arealet hogstklasse II (Tabell 2.1). Andelen med behov er høyest på de beste bonitetene, og høyere i grandominert skog enn i furu- og lauvredominert skog.

**Tabell 2.1. Areal med behov for ungsogpleie i hogstklasse II, fordelt på skogtyper og bonitetsklasser.**

Bonitet (H40)	Behov?	Grandominert skog		Furudominert skog		Lauvredominert skog		Totalt	
		Areal (dekar)	Andel (%)	Areal (dekar)	Andel (%)	Areal (dekar)	Andel (%)	Areal (dekar)	Andel (%)
Høy (17-26)	Ja	1 156 288	73	108 149	85	220 803	58	1 485 240	71
	Nei	419 076	27	18 926	15	157 717	42	595 718	29
	SUM	1 575 364	100	127 075	100	378 520	100	2 080 959	100
Middels (11-14)	Ja	1 625 833	45	740 818	44	340 668	26	2 707 319	41
	Nei	2 018 773	55	944 488	56	956 214	74	3 919 475	59
	SUM	3 644 606	100	1 685 306	100	1 296 881	100	6 626 794	100
Lav (6-11)	Ja	224 408	23	488 443	31	184 754	11	897 605	21
	Nei	745 223	77	1 066 097	69	1 545 836	89	3 357 156	79
	SUM	969 631	100	1 554 539	100	1 730 590	100	4 254 761	100
Totalt	Ja	3 006 530	49	1 337 409	40	746 225	22	5 090 164	39
	Nei	3 183 072	51	2 029 511	60	2 659 767	78	7 872 349	61
	SUM	6 189 602	100	3 366 920	100	3 405 992	100	12 962 513	100

## 2.2.2 Scenarier

Effekten av ulike omfang av ungsogpleie er beregnet med prognoseverktøyet SiTree, som er en enkelt-tre åpen-kilde simulator med kode skrevet i programmeringsspråket R (Antón-Fernández og Astrup 2019). SiTree er velegnet til å simulere utviklingen av Landsskogflater med utgangspunkt i framskrivinger på enkelttre nivå, og med mulighet for å inkludere effekten av ulik skogbehandling og endret klima. SiTree er koblet til jordmodellen Yasso 07 (Liski mfl. 2005) slik at endringer i jordkarbon også kan inkluderes.

Analysen er gjennomført med de samme modellene, og det samme datasettet, som er lagt til grunn i framskrivningene i Søgaard mfl. (2019). Det er også i hovedsak de samme forutsetningene som er lagt til grunn i grunnscenariet som beskriver dagens praksis (BAU). Den BAU- framskrivningen vi anvender her skiller seg imidlertid noe fra BAU- framskrivningen i Søgaard mfl. (2019), ved at den ikke inkluderer arealbruksendringer med tid (konstant skogsareal fra og med 2017). Videre har vi lagt til grunn forutsetninger for initialtilstanden i ungsog som skiller seg fra forutsetningene i Søgaard mfl. (2019). Dette for å gjenspeile at ungsog som ikke blir behandlet vil ha et høyere treantall per dekar, forsinket utvikling samt et høyere innslag av lauvtrær i forhold til arealene som pleies optimalt.

For å kvantifisere klimaeffekten av å øke ungsogpleieaktiviteten har vi lagt til grunn to scenarier:

**Maksalternativet (maks ungsogpleie):** Her forutsettes det at man legger aktivitetsnivået så høyt at man vil komme ajour i forhold til dagens etterslep i løpet av fem år. Deretter legges omfanget på et nivå der en fortløpende behandler nye arealer som kommer til (det vil si arealer i hogstklasse I og II som ikke har behov nå, samt nye arealer som avvirkes i løpet av prognoseperioden). Vi forutsetter

implisitt at det etter all åpen hogst vil bli behov for minst én runde med ungskogpleie for å få en optimal produksjon.

I maksalternativet forutsettes at samtlige arealer som kom ut med behov for ungskogpleie etter kriterier beskrevet i [kapittel 2.2.1](#) blir behandlet i første femårsperiode, mens resterende arealer i hogstklasse I og II samt arealer som avvirkes i prognoseperioden tas unna i senere perioder.

**Business as usual (BAU):** Statistikk fra SSB, her gjengitt i Figur 2.1, viser at det årlige omfanget av ungskogpleie i tiårsperioden 2009-2018 i gjennomsnitt har vært på 273 500 dekar. I samme periode har det årlige hogstarealet (sluttavvirkning) i gjennomsnitt ligget på rundt 400 000 dekar (Granhus mfl. 2018). I BAU-scenariet har vi derfor valgt å sette som forutsetning at et areal tilsvarende 2/3 av det årlige hogstarealet blir pleid, mens 1/3 forutsettes ubehandlet. Dette forutsettes proporsjonalt fordelt på ulike treslagsgrupper og boniteter.

### 2.2.3 Valg av forutsetning om effekten av ungskogpleie

For arealene som ikke pleies har vi lagt som grunnforutsetning at vekstraten forsinkes med 30 prosent gjennom et bestandsomløp, at det blir høyere lauvtreandel, og at diameterfordelingen blir mere ujevn (Fahlvik mfl. 2015)<sup>8</sup> (se [vedlegg 2](#)). Forutsetningen om 30 prosent vekstreduksjon må imidlertid betraktes som en noe skjematisk tilnærming, da effekten vil variere avhengig av for eksempel treslagssammensetning, tetthet, bonitet med videre. En utgangssituasjon med tette lauvtreoppslag vil medføre en intens konkurranse om lys, vann og næring, slik at veksten til bartrærne i bestanden settes kraftig tilbake (Andersson og Björkdahl 1984, Braathe 1988). Eksempelvis viser Brække og Granhus (2004) at høydeveksten til gran kan reduseres i størrelsesorden 35-80 prosent i ungskog når tettheten av bjørk i bestanden er fra om lag 200 trær per dekar og oppover. Motsatsen til dette er dersom det gjennomføres en ren avstandsregulering i bartreforyngelser uten overvoksende lauvtrær, hvor en endog vil kunne få noe redusert produksjon ved en kraftig reduksjon av tettheten (Fahlvik mfl. 2017). Vi har derfor utført en følsomhetsanalyse der vi forutsetter kun 10 prosent forsinket utvikling i skog som ikke pleies, i stedet for 30 prosent. Øvrige forutsetninger (det vil si areal med ungskogpleie, skogbehandling, treslag og initialtetthet i foryngelser mv.) er som i BAU-scenariet. Dette blir da i praksis et «alternativt» BAU-scenario, og benevnes i det følgende som **BAU (10%)**. Ved å sammenligne opptaksbaner for **maks ungskogspleie** også med dette scenariet vil man få synliggjort hvordan ulike forutsetninger om forsinket utvikling i upleiet ungskog slår ut i prognosene.

### 2.2.4 Generelle forutsetninger i prognosene

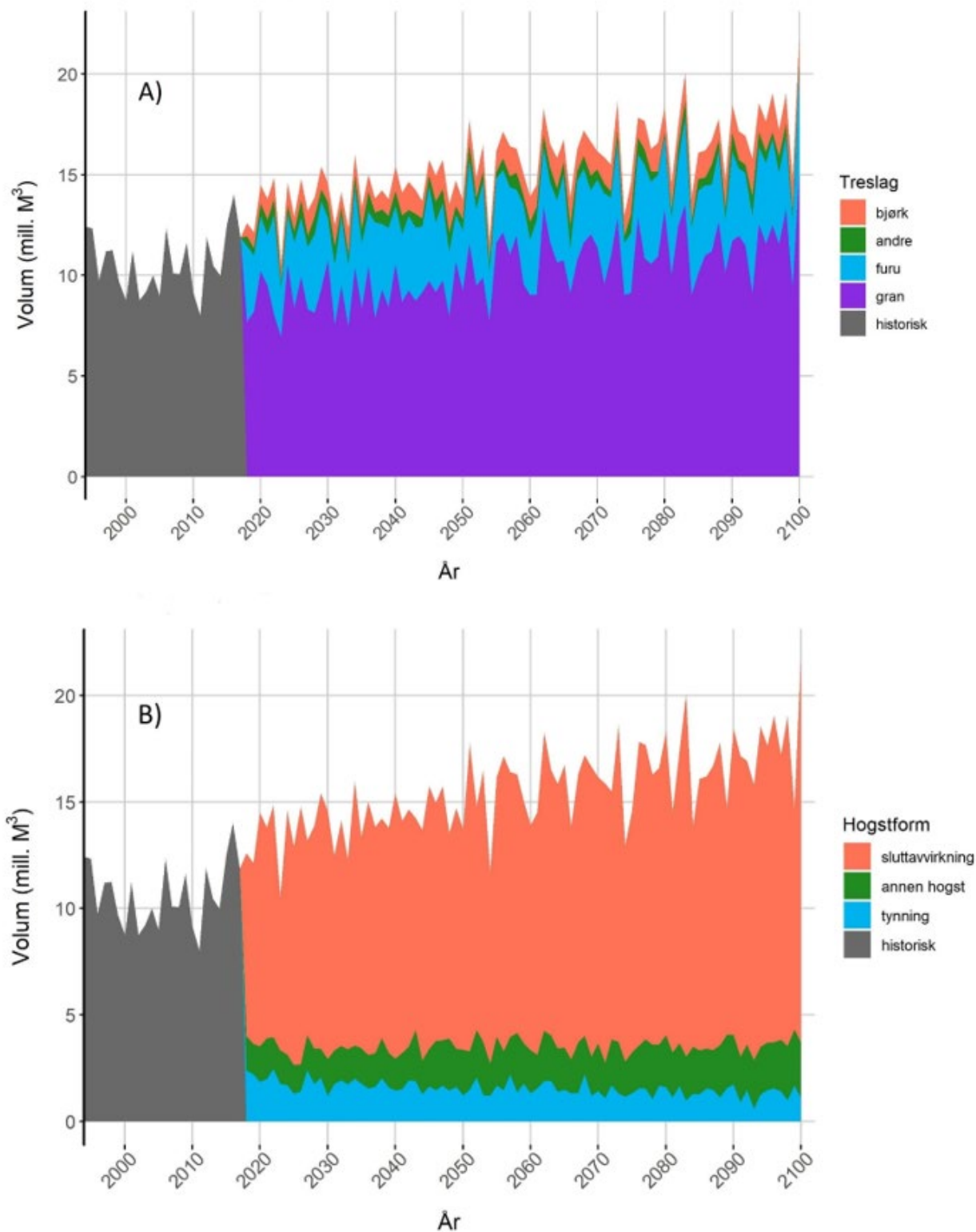
Prognoseperioden strekker seg fram til år 2100. Vi har fastlagt hogstnivået for hver femårsperiode som det er i BAU, for alle scenarier. Det gjør at hogstvolumet vil være likt i alle scenarier, og tilveksteffekten kommer frem. Hogstvolumet vil imidlertid variere noe fra år til år, da for eksempel arealer (her: prøveflater) som har hatt ungskogpleie vil kunne ha et høyere volum ved avvirkning enn flater som ikke har vært gjenstand for ungskogpleie, dersom disse er blant flatene som avvirkes. Det beregnede volum for de ulike scenariene er omregnet til tørr biomassevekt (inkludert stubbe og røtter) med utgangspunkt i standard biomassefunksjoner og videre til CO<sub>2</sub>-ekvivalenter ved å multiplisere biomasse med faktoren  $(44/12)*0,5$ .

Vi legger til grunn at klimaet endres i tråd med klimascenariet RCP 4.5 i løpet av prognoseperioden. Effekten vil være at man får en bonitetsheving for mange av prøveflatene i grunnlagsmaterialet. For en nærmere beskrivelse av hvordan et varmere klima i løpet av prognoseperioden vil innvirke på skogens produksjonsevne (bonitet) i SiTree vises til Antón-Fernández mfl. (2016).

---

<sup>8</sup> I prognoseverkkøyet SiTree håndteres disse forutsetningen ved å øke ventetiden ved initiering av ny foryngelse etter hogst, slik at det tar lengre tid for nye trær vokser inn i diameterklassene  $\geq 5$  cm, og ved å variere treslagsandelen i hhv. «pleide» og «upleide» bestand. Det forutsettes ogs at diametervariasjonen til de innvokste trærne er høyere enn i pleid skog (Vedlegg 2).

Hogstvolum beregnet som totalt stammevolum uten bark for BAU-scenariet framgår av figur 2.2. I framskrivningene øker hogstvolumet utover i framskrivingsperioden. Det totale hogstvolumet er fordelt på ulike treslag, hvor gran dominerer (Figur 2.2 A). Slutthogst er den hogsttypen som dominerer, og som representerer den største økningen i volum (Figur 2.2 B).

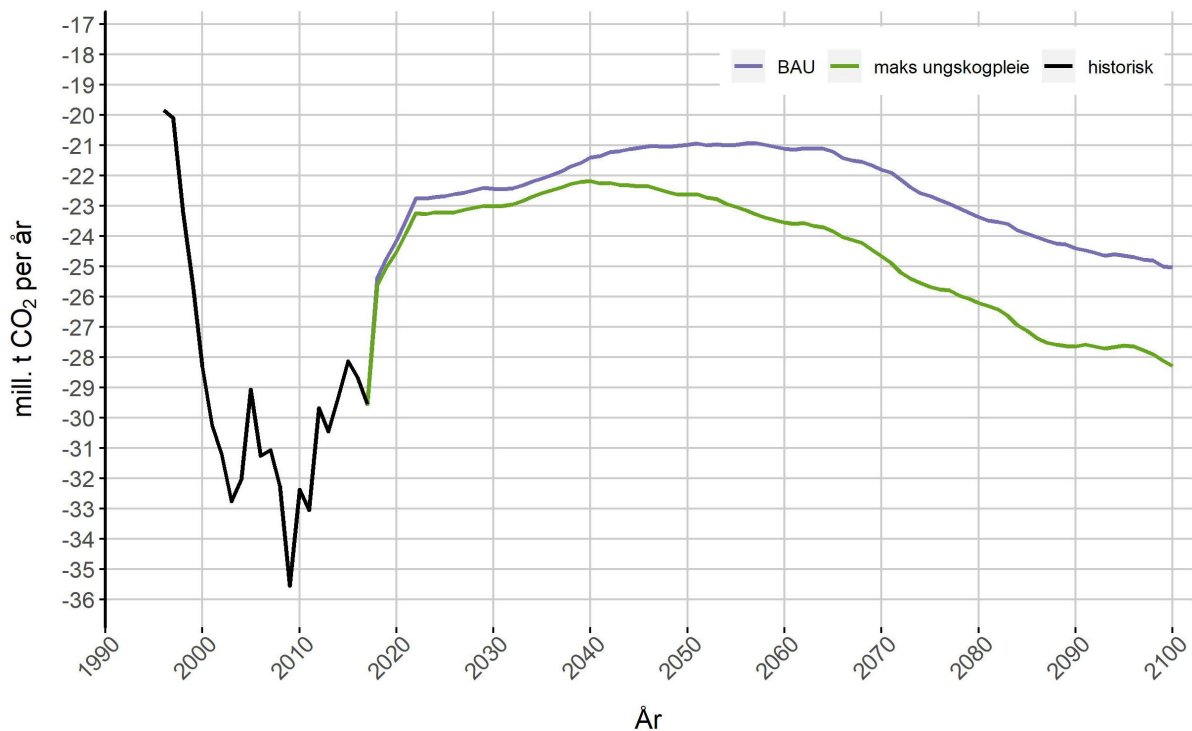


Figur 2.2. Hogstvolum for BAU-scenariet, fordelt på hovedtreslag (A) og type hogst (B). Historiske tall er hentet fra det nasjonale klimagassregnskapet.

## 2.3 Klimaeffekt av tiltaket

### 2.3.1 Prognoseresultater

De beregnede opptaksbanene viser at maks ungskogpleie gir et årlig meropptak på 0,5 millioner tonn CO<sub>2</sub>-ekvivalenter i forhold til BAU i 2030, og henholdsvis 1,3 og 3,3 millioner tonn i 2050 og 2100 (Figur 2.3). Differansene i akkumulert opptak for de samme årene framgår av Tabell 2.2. Medregnet opptaket i jordsmonn viser beregningene at scenarioet maks ungskogpleie gir et akkumulert meropptak på 163,2 millioner tonn CO<sub>2</sub>-ekvivalenter per 2100.



**Figur 2.3.** Beregnet netto opptak (inkluderer levende biomasse, strø, død ved og mineraljord) gitt ulike forutsetninger om arealomfang av ungskogpleie. Maks ungskogpleie = ungskogpleie gjennomføres på alle aktuelle arealer; BAU = arealomfang som i dag, og 30 prosent forsinket vekstutvikling i skog som ikke behandles; Historisk = rapportert netto opptak hentet fra det nasjonale klimagassregnskapet (NIR2019). Resultater av prognosekjøringene er vist som ti års løpende gjennomsnitt.

**Tabell 2.2.** Differanse i årlig og akkumulert opptak mellom scenariet med maks ungskogpleie og BAU per 2030, 2050 og 2100.

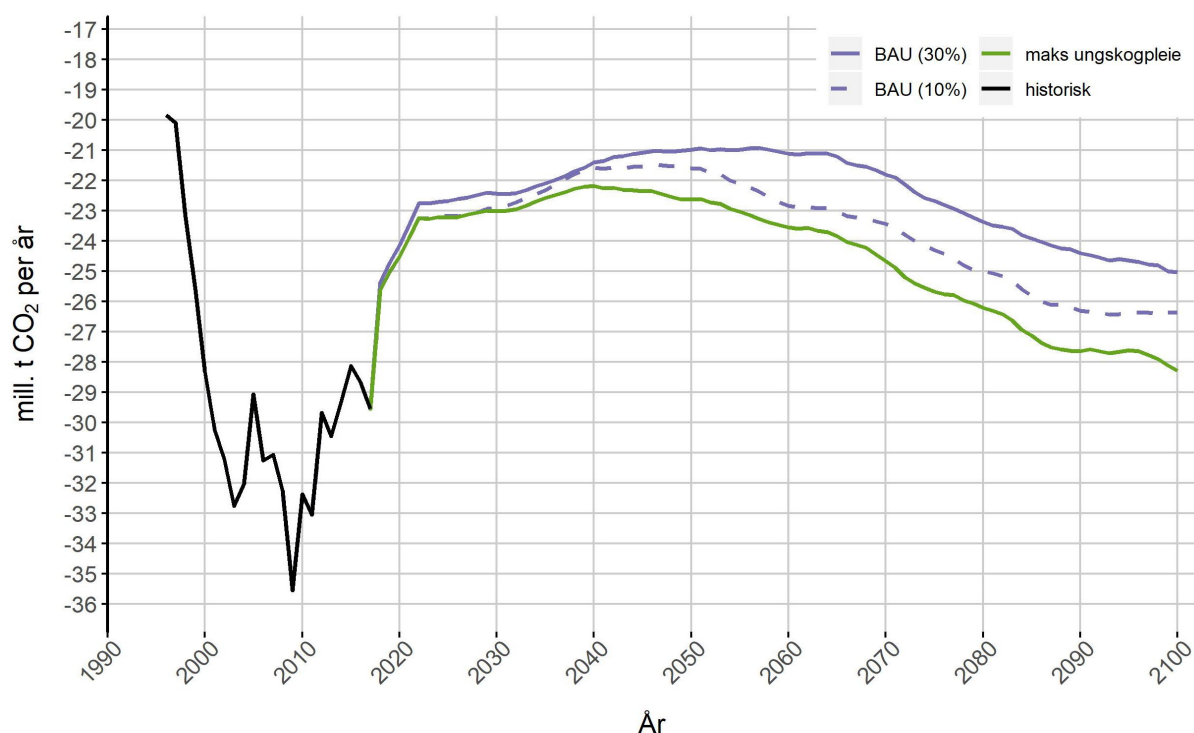
År	Differanse årlig opptak (millioner t CO <sub>2</sub> -ekv.)			Akkumulert differanse (millioner t CO <sub>2</sub> -ekv.)		
	Levende biomasse	Jord <sup>9</sup>	Totalt	Levende biomasse	Jord <sup>7</sup>	Totalt
2030	0,40	0,12	0,52	5,47	1,49	6,96
2050	0,80	0,52	1,32	19,54	5,01	24,56
2100	2,18	1,10	3,27	118,59	44,64	163,23

Figur 2.4 viser hvordan ulike forutsetninger om redusert vekst uten ungskogpleie slår ut. Dette er illustrert ved opptaksbanene for scenariet der vi forutsetter at ungskogpleie gjennomføres på alt areal (maks ungskogpleie), og de to scenariene der vi har lagt til grunn henholdsvis 30 og 10 prosent

<sup>9</sup> Endring av karbonbeholdninger i død ved, strø og jord.



forsinket utvikling på arealer som ikke pleies (hhv. BAU 30% og BAU 10%). Det framgår her at det beregnede meropptaket for maks ungskogpleie mer enn halveres dersom en forutsetter en forsinket utvikling for de upleide arealene tilsvarende 10 prosent reduksjon av middeltilveksten over et bestandsomløp, i stedet for 30 prosent. Tabell 2.3 viser differansene i årlig og akkumulert opptak mellom maks ungskogpleie og BAU (10%) per 2030, 2050 og 2100. Usikkerheten rundt hvor mye veksten forsinkes har som vi ser stor betydning for hvor stor tiltakseffekten vil framstå. Dette illustrerer at det vil være mye å hente på å forbedre det empiriske grunnlaget og modeller for utviklingen i ungskog. Det er imidlertid grunn til å fremheve at om man velger å legge til grunn det mest konservative estimatet, kan vi uansett konkludere med at å øke aktiviteten utover dagens nivå vil øke opptaket i norsk skog betydelig.



**Figur 2.4.** Beregnet netto opptak (inkluderer levende biomasse, strø, død ved og mineraljord) gitt ulike forutsetninger om arealomfang av ungskogpleie og vekstutvikling på arealer uten ungskogpleie. **Maks ungskogpleie** = ungskogpleie gjennomføres på alle aktuelle arealer; **BAU (30%)** = arealomfang som i dag, og 30 prosent forsinket vekstutvikling i skog som ikke behandles; **BAU (10%)** = arealomfang som i dag, og 10 prosent forsinket vekstutvikling i skog som ikke behandles; **Historisk** = rapportert netto opptak hentet fra det nasjonale klimagassregnskapet (NIR2019). Resultater av prognosekjøringene er vist som ti års løpende gjennomsnitt.

**Tabell 2.3.** Differanse i årlig og akkumulert opptak mellom scenariet med **maks ungskogpleie** og **BAU (10%)** per 2030, 2050 og 2100.

År	Differanse årlig opptak (millioner t CO <sub>2</sub> -ekv.)			Akkumulert differanse (millioner t CO <sub>2</sub> -ekv.)		
	Levende biomasse	Jord <sup>10</sup>	Totalt	Levende biomasse	Jord <sup>8</sup>	Totalt
2030	-0,06	0,06	0	-0,24	0,36	0,20
2050	0,57	0,38	0,94	7,92	3,11	11,03
2100	0,84	0,62	1,46	48,3	19,6	67,9

<sup>10</sup> Endring av karbonbeholdninger i død ved, strø og jord.

### 2.3.2 Effekter per arealenhet over et omløp

Ved de fleste produksjonsøkende tiltak i ungskog vil effekten med hensyn på CO<sub>2</sub>-opptak være liten tidlig i omløpet, men stor på lengre sikt. Så også når det gjelder ungskogpleie. For å fullt ut kunne vurdere effekten av et tiltak vil det dermed være nyttig å betrakte den gjennomsnittlige endring i opptak med og uten ungskogpleie, sett over et normalt skogomløp. Figur 2.5 illustrer noe skjematisk hvordan forutsetningene om forsinket vekst uten ungskogpleie (10 og 30 prosent) slår ut på opptaket regnet som årlig gjennomsnitt per dekar over et bestandsomløp. Illustrasjonen tar utgangspunkt i en produksjonsmodell for utynnede granbestand plantet med ganske stor tetthet (200 planter per dekar), og som har hatt en utvikling uten ekstraordinær avgang (Gizachew og Brunner 2012). Modellen angir stående volum over alder og er her omregnet til biomasse (over/under bakken) med biomasse-ekspansjonsfaktorer (tabell 4 i Viken 2012), og videre til CO<sub>2</sub>-ekvivalenter som beskrevet over. Omløpstidene ved kulminasjonstidspunktet for årlig middeltilvekst i modellen varierer fra 55 år for bonitet G26 til 100 år for bonitet G11.



Figur 2.5. For arealene som ikke ungskogpleies har vi lagt som grunnforutsetning at vekstraten forsinkes med 30 eller 10 prosent gjennom et bestandsomløp. Det er størst reduksjon i årlig opptak ved 30 prosent forsinkelse, og effekten øker med økende bonitet (grønne stolper). Det er mindre reduksjon ved 10 prosent forsinkelse, men også her større effekt (reduksjon) med økende bonitet (røde stolper). Beregning basert på data fra produksjonsmodeller for granskog.

Det er grunn til å bemerke at det gjennomsnittlige opptaket som framgår av Figur 2.5 vil avvike noe fra det vi får for tilsvarende boniteter i prognosekjøringene i SiTree. Dette både fordi behandlingsregimet som ligger til grunn for modellene, med treslagsrene bestand og optimal tetthet, ikke er representativt for all (gran)skog. Samtidig vil forutsetningene om et varmere klima i prognoseperioden også påvirke prognosene, slik at en får en generell bonitetsheving over tid. Tallene illustrerer imidlertid størrelsesordenen av effekten med de forutsetninger som er satt.

### 2.3.3 Effekter på virkeskvalitet

Uavhengig av treslag kan en forvente en positiv effekt på diametertilveksten når konkurransen mellom trærne reduseres etter utført ungskogpleie (Simard mfl. 2004, Ulvcrona mfl. 2014, Albrecht mfl. 2017). Dette vil føre til at en større andel av tømmeret som høstes vil ha dimensjoner egnet for sagtømmer. Når kvalitativt dårlige trær fjernes, vil tilveksten videre også bli fordelt på færre trær med høyere «gjennomsnittskvalitet». En slik positiv seleksjonseffekt er det naturlig nok best forutsetning for når foryngelsen har god tetthet i utgangspunktet, slik at det er nok trær av god kvalitet som man bygge videre på i produksjonsbestanden. Videre vil en ved å redusere antallet lauvtrær i bartreforyngelser redusere risikoen for piskeskader på framtidstrærne (Fahlvik mfl. 2011), som kan gi kvalitetsfeil som dobbelttopp, gankvist samt krok og sleng på stammen. Substitusjonseffekten av en generell kvalitetsforbedring må forventes å gi en positiv klimaeffekt, men dette forholdet er ikke kvantifisert nærmere her.

Effekten av ungskogpleie på virkeskvalitet vurderes totalt sett som positiv, men det er viktig å påpeke at dersom man reduserer tretettheten i ungskogfasen «for mye» vil dette resultere i at trærne får noe grøvre kvister, og årringer med noe lavere tetthet (densitet). Når bredden til de innerste årringene i treet øker, blir også andelen såkalt ungdomsved større enn når trærne står tettere med lavere diametervekst. Dette er uønskede virkesegenskaper som kan medføre redusert styrke og vridning i trelast, eller redusert utbytte i celluloseproduksjonen. Betydningen for det endelige kvalitetsutfallet avhenger imidlertid også av treutvelgelsen som skjer gjennom senere tynninger (Pape 1999).

### 2.3.4 Effekter på stabilitet

Trærnes motstandskraft mot vind- og snøbrekkskader formes i stor grad mens trærne er unge. Viktig her er at man gjennom ungskogpleien bidrar til at trærne utvikler god forankring og stabilitet gjennom et kraftig og symmetrisk hovedrotsystem, symmetriske krone og et høyt diameter-høyde forhold (avsmalning). Selv om man gjennom senere tynninger kan påvirke disse egenskapene, kan man si at trærne er mere plastiske i ung alder, i forhold til å tilpasse morfologien til miljøpåvirkninger og endret konkurransesituasjon i treet umiddelbare nærhet. Utformingen av trærnes hovedrotsystem blir for eksempel i stor grad bestemt i ung alder (Nielsen 1990, Coutts mfl. 1999). I upleiet skog med høy tretetthet vil man også få slanke trær med små kroner, som også bidrar til at enkeltrestabiliteten blir lav (Solberg mfl. 2019). Ungskogpleie vil dermed, i tillegg til å øke produksjonen på arealene, samtidig bidra til å redusere sannsynligheten for vindfelling og snøbrekkskader senere i omløpet.

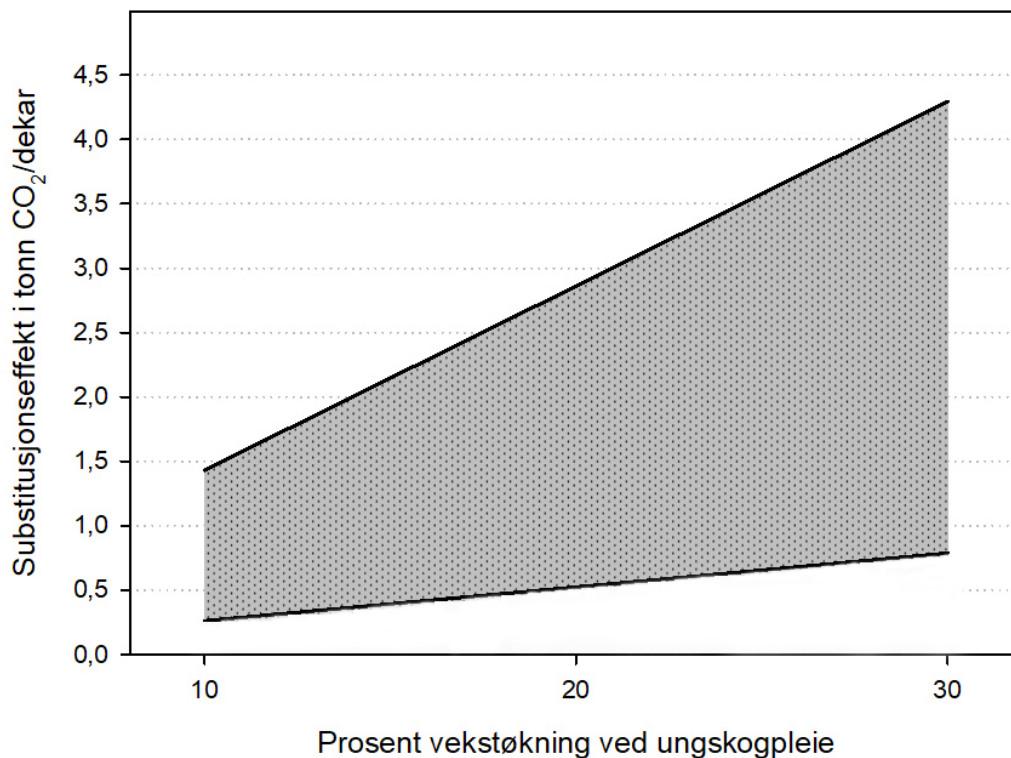
## 2.4 Substitusjonseffekt

Ungskogpleie vil potensielt kunne øke både sagtømmerandelen ved slutthogst og totalt volum.

Vi har i framskrivningene lagt til grunn at på arealer med manglende ungskogpleie vil vekstraten forsinkes med 30 prosent gjennom et bestandsomløp. Vi har også laget et alternativt scenario hvor vekstraten forsinkes med 10 prosent gjennom et bestandsomløp, da det er betydelig usikkerhet omkring effekten.

Basert på dagens kunnskap er det ikke mulig å kvantifisere en mulig effekt på sagtømmerandelen av ungskogpleie. Vi har derfor ikke beregnet substitusjonseffekt av endret sagtømmerandel, kun økning i volum.

Teoretisk substitusjonseffekt gitt en vekstreduksjon mellom 10 og 30 prosent av manglende ungskogpleie, fra lav bonitet (0,1 m<sup>3</sup>/dekar/år i tilvekst) til svært god bonitet (1 m<sup>3</sup>/dekar/år i tilvekst), vil variere fra under 0,5 tonn til over 4 tonn CO<sub>2</sub>/dekar over omløpet (Figur 2.6). Da er det tatt utgangspunkt i en omløpstid på henholdsvis 110 år (tilsvarende h.kl. V for F8) og 60 år (tilsvarende h.kl. V for G23).



**Figur 2.6.** Teoretisk substitusjonseffekt gitt en vekstreduksjon mellom 10 og 30 prosent av manglende ungskogpleie, fra lav bonitet (0,1 m<sup>3</sup>/dekar/år i tilvekst) til svært god bonitet (1 m<sup>3</sup>/dekar/år i tilvekst). Den øverste linjen representerer svært god bonitet, og den nederste lav bonitet. Substitusjonseffekten er estimert ved å beregne andel av volum som kan ende i sluttprodukt som potensielt kan erstatte en stålbjelke eller tilsvarende. Substitusjonseffekten er beregnet ved å gange dette volumet med en faktor på 0,964 tonn CO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup> trevirke i redusert utslipp (Klima- og forurensningsdirektoratet 2011).

### 2.4.1 Metode

Nedre grense for årlig tilvekst er lagt på kravet til produktiv skog (0,1 m<sup>3</sup>/år), mens øvre grense er lagt på om lag årlig middeltilvekst for G23 (1 m<sup>3</sup> per år). Tilveksteffekten er så estimert basert fra 10 – 30 prosent.

Videre har vi lagt til grunn følgende:

- gjennomsnittlig sagtømmerandel på 55 prosent (snitt for siste 5 år basert på Landbruksdirektoratet 2020)
- skurutbytte på 50 prosent
- svinn på 10 prosent (kapp, mv. under bygging)

Basert på dette har vi estimert m<sup>3</sup> skurlast som potensielt kan erstatte stålbjelker eller tilsvarende i bygg. Substitusjonseffekten er så beregnet basert på en faktor på 0,964 tonn CO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup> trevirke i redusert utslipp (Klima- og forurensningsdirektoratet 2011).

Eventuell ekstra substitusjonseffekt dersom massevirke benyttes til erstatning av andre fossilintensive produkter og energivirke og restprodukter fra verdikjeden (hogstavfall, flis, mv.) benyttes til bioenergi vil komme i tillegg. Dersom restprodukter benyttes for eksempel til varme som erstatter el basert på gasskraft eller brukes til biodiesel som erstatter konvensjonell diesel (bioenergi i produksjonen) kan det gi substitusjonseffekter (reduserte utslipp) på henholdsvis 183 og 265 kg CO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup> trevirke (Klima- og forurensningsdirektoratet 2011).

## 2.5 Referanser

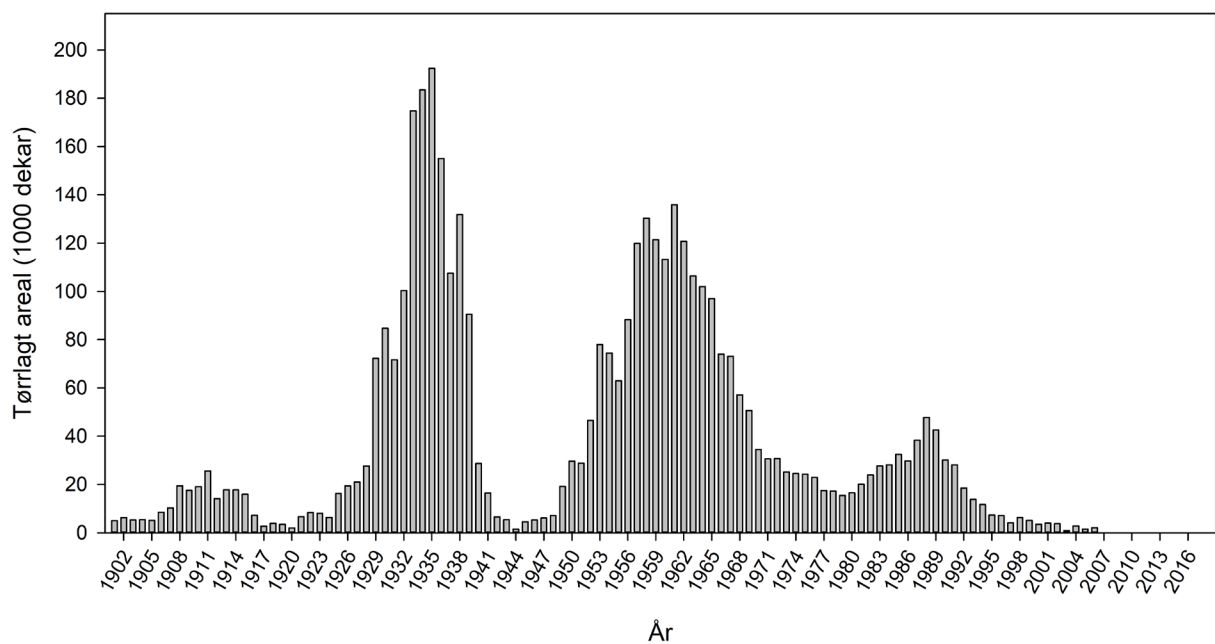
- Albrecht, A.T. Lenk, E., Rose, B. og Kohnle, U. Effects of pre-commercial thinning in high-density Norway spruce regeneration. *Forstarchiv* 88(3): 79-90.
- Antón-Fernández, C. og Astrup, R. 2019. SiTree: Single tree simulator. CRAN, <https://CRAN.R-project.org/package=sitree>.
- Miljødirektoratet. 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. 2004. Ungskogpleie i naturlig forynget gran på middels og høy bonitet. Rapport fra skogforskningen 10: 1-24.
- Coutts, M.P., Nielsen, C.C.N. og Nicoll, B.C. 1999. The development of symmetry, rigidity and anchorage in the structural root system of conifers. *Plant and Soil* 217: 1-15,
- Fahlvik, N., Ekö, P.M. og Petersson, N. 2015. Effects of precommercial thinning strategies on stand structure and growth in a mixed even-aged stand of Scots pine, Norway spruce and birch in southern Sweden. *Silva Fennica* 49(3). article id 1302. 17 s.
- Fahlvik, N., Berglund, M., Holmström, H. og Nilsson, U. 2017. Simulation of the long-term effects of different strategies for precommercial thinning in *Pinus sylvestris*. *Scandinavian Journal of Forest Research* 33: 347-356.
- 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): 1-47.
- LeBel, L. G. og Dubeau, D. 2007. Predicting the productivity of motor-manual workers in precommercial thinning operations. *Forestry Chronicle* 83 (2): 215-220.
- Liski, J., Palosuo, T., Peltoniemi, M. og Sievänen, R. 2005. Carbon and decomposition model Yasso for forest soils. *Ecological modelling* 189: 168-182.
- Klima- og forurensningsdirektoratet. 2011. Skog som biomasseressurs. Klima- og forurensningsdirektoratet Rapport TA-2762. 101 s.
- Landbruksdirektoratet 2020. Avvirkning fordelt på sortiment 2004-2019. <https://www.landbruksdirektoratet.no/no/statistikk/skogbruk/tommeravvirkning>
- Miljødirektoratet 2015. Klimatiltak og utslippsbaner mot 2030. Kunnskapsgrunnlag for lavutslippsutvikling. Miljødirektoratet Rapport M-386. 322 s.
- Nielsen, C.C.N. 1990. Einflüsse von Pflanzenabstand und Stammzahlhaltung auf Wurzelform, Wurzelbiomasse, Verankerung sowie auf die Biomassenverteilung im Hinblick auf die Sturmfestigkeit der Fichte. University of Göttingen, Faculty of Forestry og Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt, Thesis 100. J.D Sauerländer's Verlag, Frankfurt am Main. 279 s.
- Pape, R. 1999. Effects of thinning regime on the wood properties and stem quality of *Picea abies*. *Scandinavian Journal of Forest Research* 14: 38-50.
- Persson, B., Persson, A., Ståhl, E.G. og Karalmats, U. 1995. Wood quality of *Pinus sylvestris* progenies at various spacings. *Forest Ecology and Management* 76: 127-138.
- Solberg, S., McInnes, H. og Blennow, K. 2019. Årsaksfaktorer for vind- og snøskader i Sør-Norge. NIBIO rapport 5(85). 37 s.
- Simard, S., Clenner-Hasset, T. og Cameron, I.R. 2004. Pre-commercial thinning effects on growth, yield and mortality in even-aged paper birch stands in British Columbia. *Forest Ecology and Management* 190:163-178.
- Søgaard, G., Granhus, A., Gizachew, B., Clarke, N., Andreassen, K. og Eriksen, R. 2015. En vurdering av utvalgte skogtiltak - innspill på veien mot lavutslippsamfunnet. Oppdragsrapport fra Skog og landskap 02. 49 s.
- Søgaard, G., Mohr, C. W., Alfredsen, G., Fernández, C. A., 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). 105 s.

- Tomter, S.M. 2015. Analyse av skogressursene i Hedmark. Basert på Landsskogtakseringens data. NIBIO Rapport 2(53). 41 s.
- Ulvcrona, K.A., Karlsson, K. og Ulvcrona, T. 2014. Identifying the biological effects of pre-commercial thinning on diameter growth in young Scots pine stands. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 29: 427-435.
- 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>

### 3 Grøfterensk etter hogst

Det har historisk sett vært en betydelig aktivitet knyttet til grøfting for økt skogproduksjon, og både eksisterende skogsmark og myr har blitt drenert (Figur 3.1). I følge foreløpige<sup>11</sup> tall fra Landsskogtakseringen er det anslagsvis 2,7 millioner dekar skog med grøtfeilt i dag (det vil si areal med skogbestand som er grøftet for å fremme skogproduksjonen, vanligvis gjennom et nett av side og avløpsgrøfter). Det aller meste av dette er produktiv skog (93 prosent).

Det ble innført forbud mot nygrøfting av myr og sumpskog for økt skogproduksjon i 2006 (jamfør §5 i Forskrift om bærekraftig skogbruk, med ikrafttredelse 1.7.2006). Slik at nye arealer med skog på drenert organisk jord ikke vil komme til, annet enn ved gjengroing eller planting av tidligere drenerte arealer (som for eksempel dyrka myr). Det foregår fortsatt 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 3.1.** 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 prosent av arealet tørrlagt).

<sup>11</sup> Estimert basert på registreringer på 3/5 av Landsskogtakseringens prøveflater i skog. Data for alle prøveflater forventes å være klare i 2021.

### 3.1 Beskrivelse av arealet

I Landsskogtakseringen gjennomføres en registrering av forekomst av grøfter på alle prøveflater i skog og på myr. Dette ble påbegynt i 2016, og presentasjonen her benytter et foreløpig datasett basert på 3/5 av prøveflatene (2016 – 2018). 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).

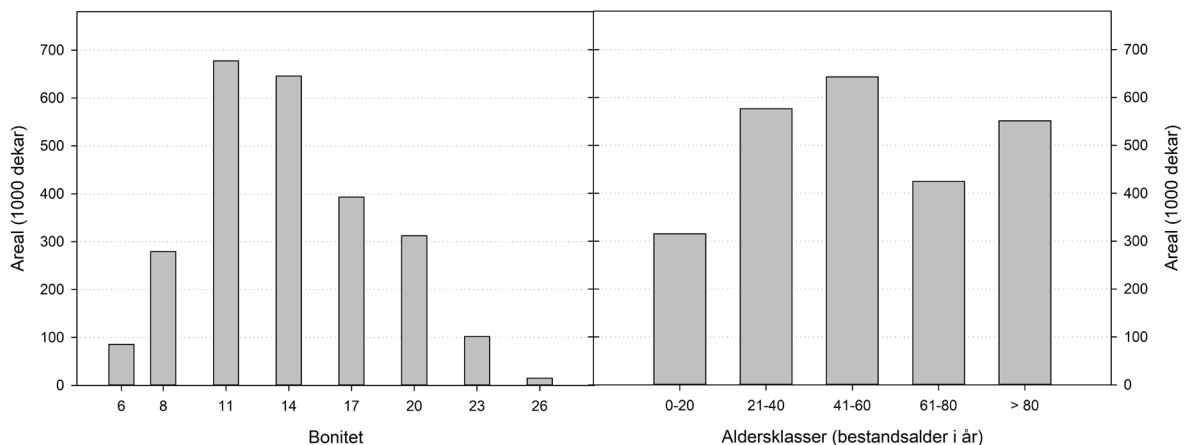
Det som ligger bak tallene presentert her er flater hvor det er registrert at det er et grøftesystem. Et grøftesystem består av 2 eller flere grøfter der hensikt og/eller funksjon til grøftene er å drenere ett areal. Ofte vil et grøftesystem bestå av sidegrøfter og avløpsgrøfter, men det kan også bestå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

Arealer med kun avskjæringsgrøft (det vil si en enkelt grøft som har en dreneringseffekt for arealet nedenfor grøften) er ikke inkludert. Likeledes er det heller ikke inkludert 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.

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

Arealet som er drenert består i all hovedsak av midlere og gode boniteter (Figur 3.2), og over 50 prosent av arealet er på middels bonitet (11 og 14). Kun i underkant av 15 prosent er lave boniteter (6 og 8).

Arealet fordeler seg over alle aldersklasser (Figur 3.2). 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 prosent 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.



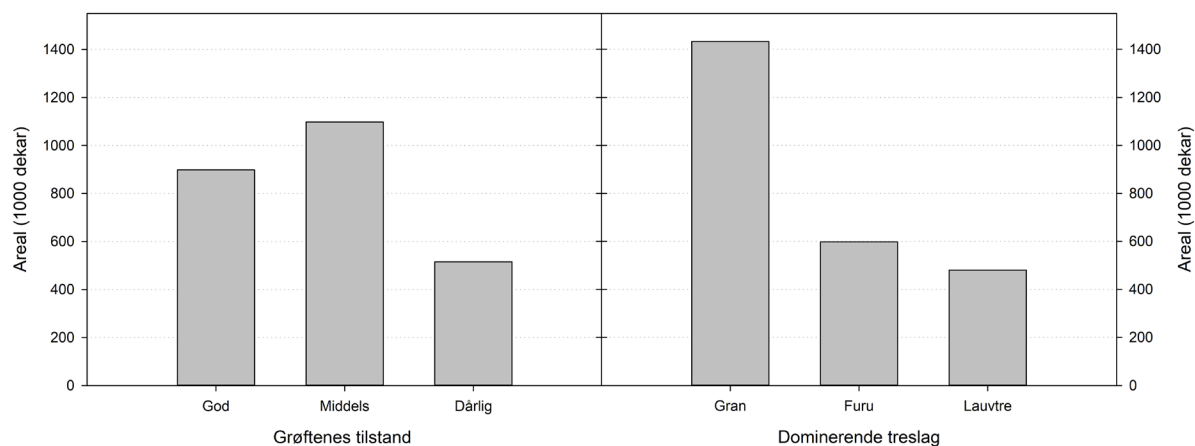
Figur 3.2. Bonitetsfordeling (venstre) og aldersklassefordeling (høyre) i produktiv skog som er grøftet.

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, Viken 2018). Basert på de tilgjengelige registreringene så ser en at grøftene stort sett har middels eller god tilstand, det vil si at de kan ha dreneringseffekt (Figur 3.3). Om lag 21 prosent har dårlig tilstand, og marginal eller ingen dreneringseffekt. Dette er tilstand før eventuell hogst, og grøftenes tilstand kan påvirkes av hogstinngrep.



Gran er dominerende treslag på 57 prosent av arealet, furu på 24 prosent og lauvtrær på 19 prosent (Figur 3.3).



**Figur 3.3.** Grøftetilstand vurdert i felt av taksator ved sist inventering (venstre), og treslagsfordeling (høyre) i produktiv skog som er grøftet.

Resultatkartleggingen for skogbruk og miljø (Granhus og Eriksen 2017) viser at det i perioden 2010 - 2016 ble 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 grøtfefelt inkludert suppleringsgrøfting er betydelig høyere enn de faktisk utførte tiltak.»

I henhold til Resultatkartleggingen har det årlige hogstarealet (foryngeshogst) 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 prosent 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.

## 3.2 Oppdatering av kunnskapsgrunnlaget

### 3.2.1 Grunnvannstand

Arealer som er aktuelt å grøfte har fra naturens side en høy grunnvannstand. Denne er primært betinget av topografiske forhold, men også klimatiske faktorer som nedbørsmengde og sommertemperatur. Grunnvannstanden i slik skog påvirkes også i stor grad av stående volum og skogskjøtsel på stedet. Tresjiktet påvirker intersepsjon (den mengden av nedbøren som blir værende i vegetasjon og ikke når bakken) og evapotranspirasjon (fordamping av vann), og således grunnvannstanden og vekstforhold. Etter virkesuttak (tynning, sluttavvirkning) stiger grunnvannstanden vanligvis både i organisk jord og våt mineraljord. En litteraturstudie fra 2016 viser at grunnvannstanden stiger 0-15 cm etter delvis virkesuttak og opp til 40 cm etter en sluttavvirkning (Sikström og Hökkä 2016).

Etter hogst vil det derfor på noen typer arealer bli midlertidig høyere grunnvannstand. 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). Vi går ikke inn på det her.

### 3.2.2 Tilvekst og meropptak, bonitetsøkning

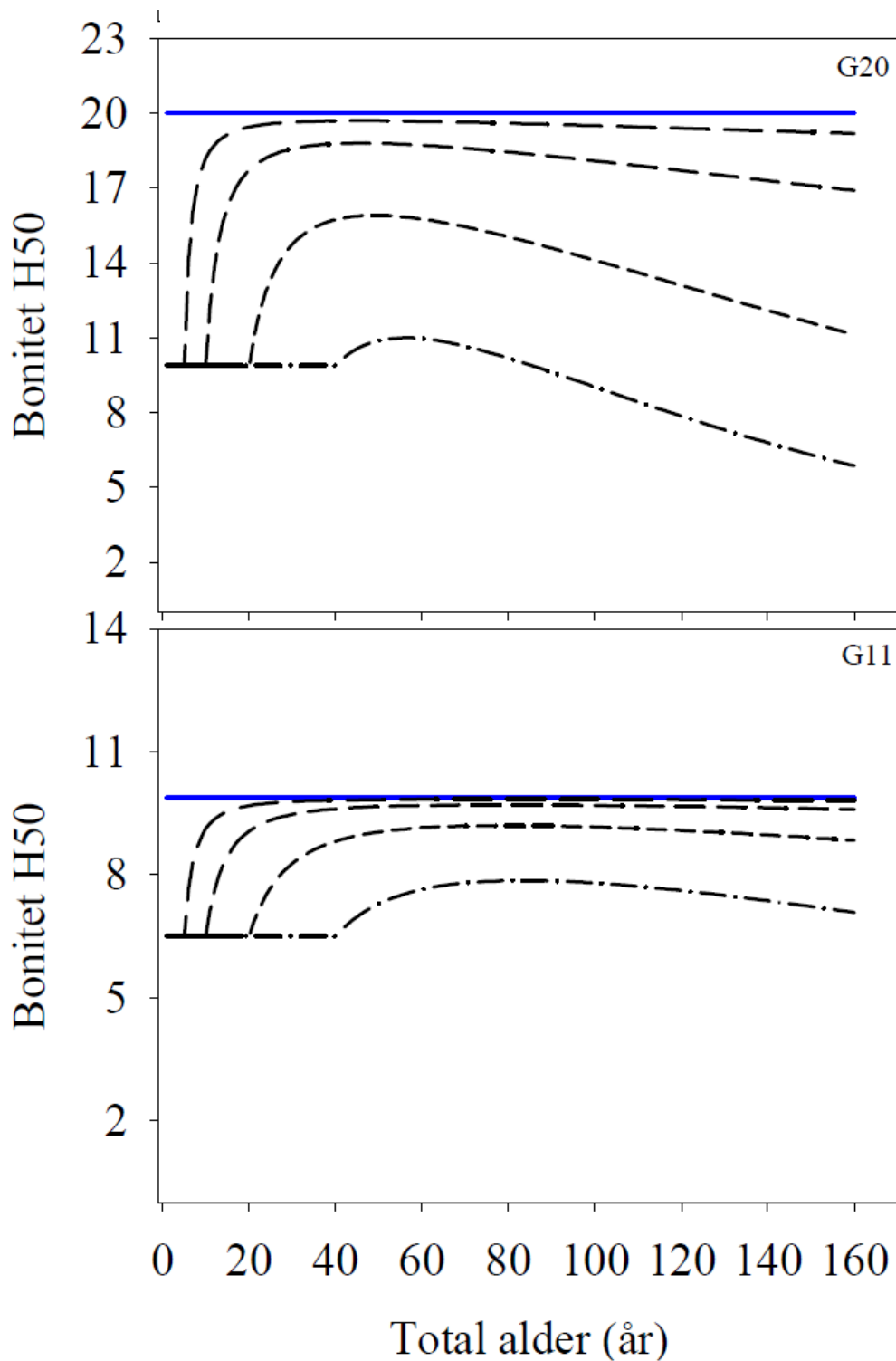
Klimaeffekten av grøfterensk vil avhenge av hvilken effekt en får av utført grøfterensk og suppleringsgrøfting. Det er ikke gitt at alt tidligere grøftet areal som avvirkes har behov for grøfterensk og suppleringsgrøfting etter hogst, og det vil variere om effekten av grøfterensk er kortvarig eller gir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

Kvaalen (2019) skriver «Når skogen hogges vil vannforbruket i vegetasjonen gå mye ned og grunnvannstanden 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.»

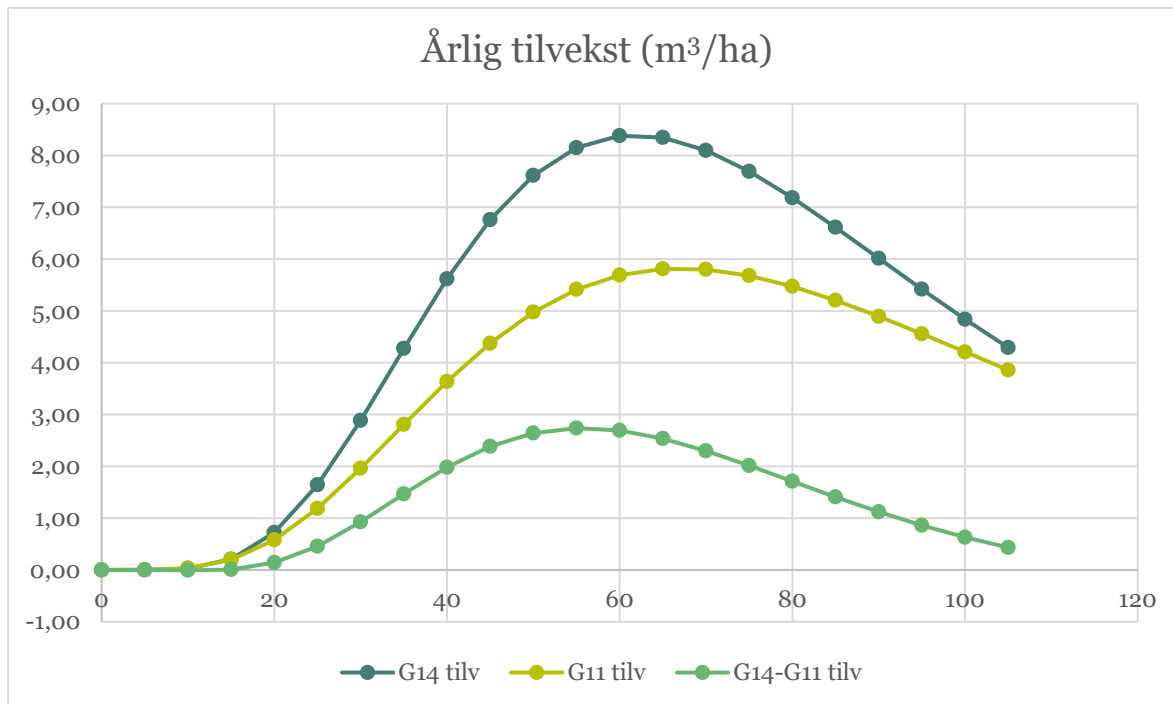
Vi har ingen norske feltforsøk som belyser denne effekten, og vi baserer oss her på en teoretisk tilnærming basert på Kvaalen (2019). Studien er basert på at konsekvensen av forsinket høydevekst de første årene i bestandens liv er at trærne får lavere høyde ved en gitt alder senere i livet enn de ellers ville hatt (selv om høydeveksten tar seg opp til normalt nivå etter forsinkelsen). Dette 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 3.4 for ulike perioder med forsinkelse av veksten.

I den metodiske tilnærmingen beskrevet over er det lagt til grunn en antagelse at vedlikehold av dreneringen i et bestand gjennom grøfterensk og/eller suppleringsgrøfting vil gi en heving med en bonitetsklasse sammenliknet med om ikke gjennomfører dreneringstiltak etter hogst.

Effekten av å øke tilveksten i et bestand tilsvarende en bonitetsklasse er illustrert i Figur 3.5. Her ser vi at økningen fra bonitet G11 til G14 gir en tiltagende differanse (økende) årlig volumtilvekst som kulminerer etter 50-60 år, hvoretter differansen avtar fram mot sluttavvirkningsalder. Den akkumulerte differansen i volumtilvekst mellom G14 og G11 gjennom et bestandsomløp fram til sluttavvirkningsalder på 100 år er 140 m<sup>3</sup>/ha. Denne teoretisk akkumulerte differansen bør sammenliknes med en akkumulert differanse på henholdsvis 20 m<sup>3</sup> og 63 m<sup>3</sup> som er observerte effekter av grøfterensk i granskog av middels og høy bonitet i Sverige (jamfør [kapittel 3.2.3](#)). Disse tilvekstdifferansene tilsier et meropptak av CO<sub>2</sub> i grøfterenskede bestand i forhold til bestand der grøftene ikke renskes.



Figur 3.4. Konsekvensen av forsinket høydevekst i ungdommen er at trærne får lavere høyde ved en gitt alder senere i livet enn de skulle hatt selv om høydeveksten tar seg opp til normalt nivå etter forsinkelsen. Dette vil medføre at boniteten utfra høyde og alder blir satt til lavere verdier enn dersom treet hadde fått vokse fritt. I figuren illustreres bonitet ved ulike totalalder forutsatt at høydeveksten har tilsvart G11 i 0, 5, 10, 20 og 40 år der den reelle boniteten er G20 (øvre del) eller tilsvarende G8 i 0, 5, 10, 20 og 40 år der den reelle boniteten er G11 (nedre del). Heltrukket rett linje er 0 års forsinkelse, deretter 5, 10, 20, eller 40 år forsinket vekst (stiplede linjer). 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 (tekst og figur gjengitt fra Kvaalen 2019).



**Figur 3.5.** Årlig tilvekst i granbestand gjennom et bestandsomløp på 105 år, bonitet G14 (øverst), G11 (midten) og differansen i tilvekst (nederst). (Datakilde Gizachew mfl. 2012).

### 3.2.3 Tilvekst og meropptak, empiriske observasjoner

Inntil nylig har vi nesten bare hatt empirisk kunnskap om effekten av grøfterensk fra furudominert skog. Fra slutten av 1990-tallet og videre utover på 2000-tallet kom det studier som viste effekten av grøfterensk i Finland. Til å begynne med ble det vist at årlig volumtilvekst de første 10 år økte med 0,16-0,48 m³/ha/år i furuskog avhengig av om det bare var grøfterensk eller en kombinasjon av grøfterensk og suppleringsgrøfting (Ahti og Päivänen 1997, Lauhanen og Ahti 2001). Videre er det påvist geografiske forskjeller innen Finland med økt vekst på 0,6 m³/ha/år i nordlige og 1,1 m³/ha/år i sydlige furuskoger over en 20-års periode (Sarkkola mfl. 2012). Lauhanen mfl. (1998) dokumenterte også effekten av grøfterensk i gran-bjørkesumpskog der vekstresponsen var høyere (1,5-1,9 m³/ha/år over 20 år) enn for furumyrskog (0,6-1,0 m³/ha/år over 20 år).

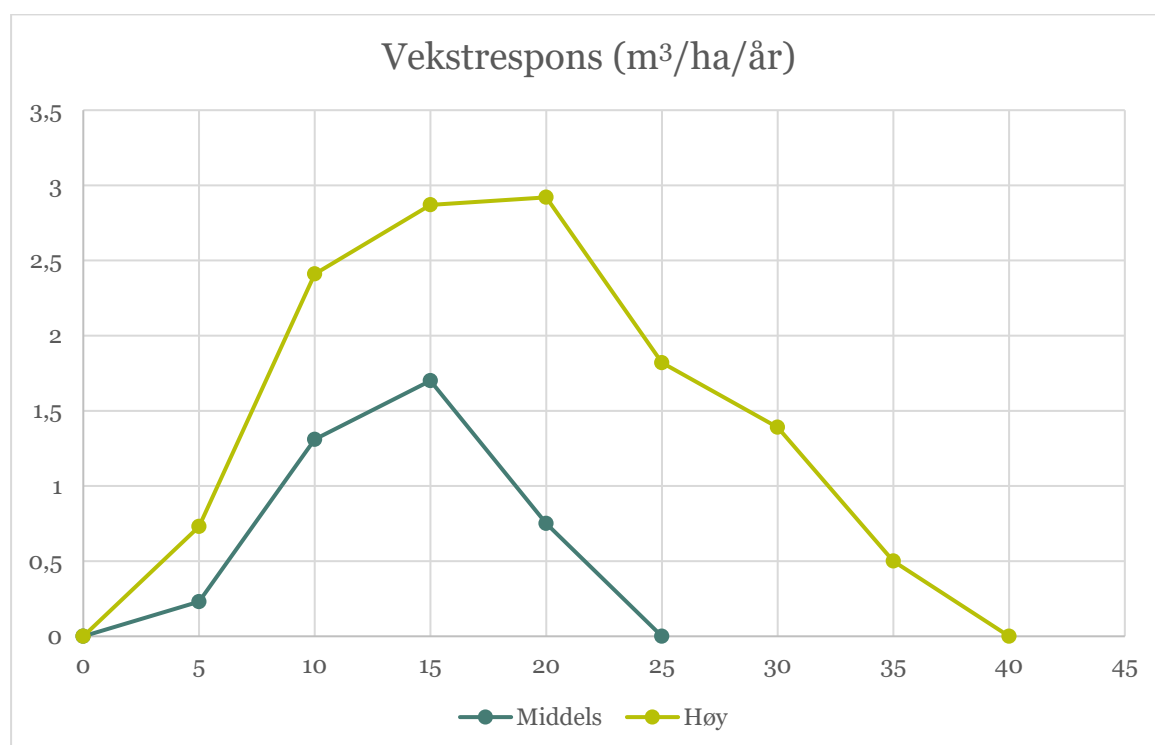
I en litteraturstudie oppsummerte Sikström og Hökkä (2016) at det er tre faktorer som er avgjørende for å oppnå positiv vekstrespons av grøfterensk: a) at grunnvannstanden er mindre enn 25-30 under bakkenivå, b) at stående volum i bestanden er mindre enn 150 m³/ha, og c) at det er tilstrekkelig næringstilgang i jorda. Videre oppga de at effekten av grøfterensk i furuskog er 0,5-1,8 m³/ha/år i løpet av en 15-20 års periode avhengig av bestandsforholdene på stedet, og at vi har svært lite kunnskap om effekten av grøfterensk i grandominert skog.

Nylig er det publisert en svensk studie (Sikström mfl. 2020) som dokumenterer effekten av grøfterensk, hovedsakelig i grandominerte bestand, fra syd til nord i Sverige. I alt ble 14 grøfterenskede bestand undersøkt for økt tilvekst (i forhold til samme bestand med ubehandlede grøfter) gjennom 20-35 år etter grøfterensk. I alt var det fem bestand med middels bonitet og ni bestand med høy bonitet, hvorav 10 bestand var grandominert og fire furudominert.

Dette svenske studiet (Sikström mfl. 2020) gir flere nye resultater som illustrerer effekten av grøfterensk i granskog med middels og høy bonitet. Til forskjell fra furuskog viste det seg at det var positiv vekstrespons for bestand med stående volum opp til 200 m³/ha, det vil si noe mer enn hva som er observert i furuskog. Videre hadde den økte tilveksten lengre varighet (minst 35 år) sammenliknet

med furuskog. Det var også en klar forskjell i vekstrespons mellom middels og høy bonitet (Figur 3.6). Bestand med høy bonitet hadde både en høyere maksimal tilvekst (2,9 m<sup>3</sup>/ha/år, 15-20 år etter grøfterensk) og lengre varighet (minst 35 år) sammenliknet med bestand av middels bonitet (maksimal tilvekst (1,7 m<sup>3</sup>/ha/år, 15 år etter grøfterensk og total varighet minst 20 år). Den akkumulerte differansen i tilvekst for hele perioden (det vil si summert over alle år) er på henholdsvis 20 m<sup>3</sup> og 63 m<sup>3</sup> i skog med middels og høy bonitet i Sverige.

Et viktig resultat fra det svenske studiet er at effekten av grøfterensk hadde en begrenset varighet med kulminasjon 15-20 år etter grøfterensk og deretter en gradvis avtagende forskjell i tilveksten slik at den positive effekten, det vil si meropptak av CO<sub>2</sub>, av grøfterensk etter hvert ble minimal (eller opphørte).



Figur 3.6. Årlig tilvekstøkning i grøfterenskede bestand (i forhold til bestand uten grøfterensk) for bestand med høy bonitet (øverst) og middels bonitet (nederst). (Datakilde Sikström mfl. 2020).

### 3.2.4 Jordkarbon

Senkning av grunnvannstanden etter grøfting og grøfterensk gir økt oksygentilgang og økt nedbrytning av det organiske materialet. Dette medfører en *reduksjon* av jordkarbonlageret. På den annen side vil økt tilvekst av trær medføre økt tilførsel av organisk materiale i form av strøfall (barnåler, blader, kvist og død ved) og døde røtter (spesielt finrøtter). Dette medfører en *økning* av jordkarbonlageret. I tillegg endres den kvalitative sammensetningen av tilført organisk materiale, noe som påvirker nedbrytningshastigheten. Det økende andelen av strø fra bartrær vil redusere nedbrytningshastigheten sammenliknet med strø bare fra markvegetasjonen, noe som tilsier en potensielt moderat relativ økning av jordkarbonlageret. Den samlede effekten av disse faktorene er det ikke trivielt å kvantifisere, men det finnes en rekke studier som belyser disse effektene av grøfting/grøfterensk.

En sentral studie stammer fra Finland der man undersøkte endring av karbonlageret i 273 myrer 60 år etter grøfting for skogreising som fant sted på 1930-tallet (Minkkinen og Laine 1998). De fant at torvlaget i gjennomsnitt sank 22 cm, karbonmengden per volumenhet økte med 26 kg/m<sup>3</sup> og

karbonlageret i jorda økte med 5,9 kg/m<sup>2</sup> som en netto effekt av dreneringen. De konkluderte konservativt at grøfting som øker skogproduksjonen ikke medfører at arealene blir til netto utslippskilder av CO<sub>2</sub> til atmosfæren. Reduksjonen av torvlagets tykkelse var primært en effekt av fysiske endringer (mer kompakt jord) og i mindre grad en effekt av nedbrytning.

Resultatet fra Minkkinen og Laine (1998) står i ganske skarp kontrast til en rekke studier som viser at boreale torvmyrer blir netto utslippskilder for karbon når grunnvannstanden senkes i tørre somre (Schreader mfl. 1998, Alm mfl. 1999a, Moore mfl. 2002). Samme effekt med netto karbontap er observert i flere studier av individuelle myrer der grunnvannstanden er senket gjennom grøfting (Glenn mfl. 1993, Alm mfl. 1999b, Munir mfl. 2014), mens andre studier har vist motsatt effekt (Laiho 2006 og ytterligere referanser i denne artikkelen). Hvorvidt det etableres skog eller ikke etter grøfting er trolig avgjørende for om jordkarbonlageret på stedet blir netto sluk (sink) eller utslippskilde (source) for atmosfæriske klimagasser. Etablering av skog kan potensielt kunne gi en karbonlagring som på sikt tilsvare eller er større enn utslippene som følge av grøftingen. I en feltstudie i Finland fant (Ojanen mfl. 2013) at hvor rik torvmarka er påvirker hvorvidt den organiske jorda opptrer som kilde (næringsrike) eller sluk (næringsfattige). Også temperatursum påvirker, og på næringsrike lokaliteter økte utslippene med høyere temperatursum (Ojanen mfl. 2013). I sum fant de for de undersøkte lokalitetene at “Even though both the fertile and the poor sites were significant GHG sinks, the nature of the sink was distinctly dissimilar. Whereas at the poor sites both the soil and growing tree stand contributed to the sink, at the fertile sites the soil was a GHG source and the fast tree growth was needed to turn the ecosystem into a GHG sink.”

Et viktig forhold når det gjelder effekt av grøfting er at det særlig er førstegangs tørrlegging av de øvre torvlagene som i stor grad forårsaker økte karbonutslipp. Der hvor grunnvannstanden senkes mellom 10 og 30-40 cm økes karbonutslippene vesentlig, mens ytterligere senkning av grunnvannstanden ikke medfører ytterligere utslipp (Sivola mfl. 1996, Chimner og Cooper 2003). Dette skyldes trolig at det er mye lett nedbrytbart organisk materiale i de øvre torvlagene, mens dypere torvlag er mer omdannet (det vil si mer nedbrutt) med mindre innhold av lett nedbrytbart karbon.

Graden av nedbrutt organisk materiale har vesentlig betydning for effekten av grøfterensk. Det viser seg at torvjord som allerede har blitt eksponert for lange perioder med nedbrytning er sterkt resistent mot videre nedbrytning (Bridgham og Richardson 1992). Dette betyr at grøftet skogsjord i mindre grad er en kilde til CO<sub>2</sub>-utslipp når det utføres grøfterensk sammenliknet med nygrøfting av skogsjord.

Med andre ord, dette kan indikere at grøfterensk ikke medfører noen økning i utslipp fra allerede drenert organisk jord. Norge rapporterer utslipp fra drenert organisk jord for skog og andre arealbrukskategorier ved bruk av en Tier 1 metodikk med standard faktorer fra IPCC sitt regelverk. Regelverket gir ingen faktorendring ved grøfterensk. Det er i omtalen i IPCC 2013 Wetland Supplement omtalt høye utslipp ved opprinnelig drenering, når naturlig vegetasjon omgjøres til annen arealbruk men ikke angitt egne faktorer for dette: “High carbon loss from drained organic soils can occur after natural vegetation is converted to another land use, ..., and in particular, immediately after initial drainage of organic soils (Stephens et al., 1984; Wösten et al., 1997; Hooijer et al., 2012). These CO<sub>2</sub>-Con-site emissions in the transition phase are not captured by the Tier 1 default emission factors ..., which were derived from data representing long-term land uses present for decades in the boreal and temperate climate zones,” (IPCC 2014).

Til slutt i denne oppdateringen av kunnskapsgrunnlaget skal vi knytte noen kommentarer til sammensetningen av jordkarbonet i forhold til nedbrytbarhet. Laiho (2006) siterer flere studier som viser at strøfall fra trær er mindre nedbrytbart enn strøfall fra myr- og skogbunnsvegetasjon (moser, gras og urter). Dette innebærer at når tilveksten av trær øker som følge av grøfting og grøfterensk, så øker mengden av strøfall og dette nye strøfallet er også mindre nedbrytbart enn det som forekom tidligere. Dette er trolig en viktig mekanisme for å forklare at jordkarbonmengden viste en netto økning i de finske skogsgrøftings-myrene omtalt over (Minkkinen og Laine 1998). Tilsvarende effekt er også observert i skotske myrer som ble grøftet for skogreising. Der ble det observert at myrene endret

karakter fra karbonluk til karbonkilde 2-4 år etter grøfting, men så ble de på nytt karbonluk 4-8 år etter planting av trær (Hargreaves mfl. 2003). I sum tilsier dette at nygrøfting for økt tilvekst av trær, og i enda større grad grøfterensk av tidligere grøftede arealer, trolig medfører en netto økning av jordas karbonlager.

Studier av grøfterensk har nesten utelukkende vært avgrenset til å måle trærs tilvekst og endringer i grunnvannstanden. Vi er ikke kjent med slike studier som inkluderer observasjoner av jordkarbonmengde, jordrespirasjon eller målinger av andre klimagasser som metan og lystgass. Slike målinger av endrede klimagassflukser finnes i studier av nygrøftet myr, men vi anser ikke slike observasjoner å være egnet til å belyse klimagassflukser i skog hvor det utføres grøfterensk.

I den grad det skjer en kvantitativ endring i jordkarbonlageret etter grøfterensk, indikerer empiriske observasjoner at jordkarbonmengden vil øke som følge av økt tilførsel av strøfall som overgår nedbrytningen av eksisterende jordkarbon. Denne vurderingen baserer seg på dokumentert økning i trærs tilvekst (og tilsvarende økning i strøfall og tilførsel av dødt organisk materiale fra røtter) og vurderingen over om at jordkarbonet i tidligere grøftet skogsmark er mer stabilt mot ytterligere nedbrytning enn jordkarbonet i nygrøftet skogsmark. Dagens kunnskap gir imidlertid ikke tilstrekkelig grunnlag for å kvantifisere effekten av grøfterensk på jordkarbonlageret.

### 3.3 Klimaeffekt av tiltaket

#### 3.3.1 Metode for estimering av karbonendringer levende biomasse

Vi har i hovedrapporten (Søgaard mfl. 2020) 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. Videre har vi 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 det kan gi en indikasjon på en mulig størrelsesorden på gjennomføring av tiltaket.

Som Figur 3.1 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 CO<sub>2</sub> ved å multiplisere med 0,5\*(44/12).

Analysene i hovedrapporten og denne supplerende rapporten bygger på en beregningsmodell der følgende faktorer inngår:

$A_a$  = Areal som tidligere er grøftet og er aktuelt for grøfterensk (data fra Landsskogtakseringen)

$\bar{a}$  = Årstall når tidligere grøftet areal blir hogstmodent (i perioden 2020-2100)

$NV_{\bar{a}}$  = Netto økning i volumtilvekst som følge av grøfterensk (m<sup>3</sup>/ha, hver 5-års periode fra foryngelse til hogstmoden alder)

$E_{\bar{a}}$  = Ekspansjonsfaktor for konvertering fra netto volumøkning til biomasse (hver 5-års periode fra foryngelse til hogstmoden alder)

$C_{\text{å}}$  = CO<sub>2</sub>-differanse (tonn/ha) omregnet fra volumøkning og ekspansjonsfaktor

$$C_{\text{å}} = NV_{\text{å}} * E_{\text{å}} * 0.5 * 44/12$$

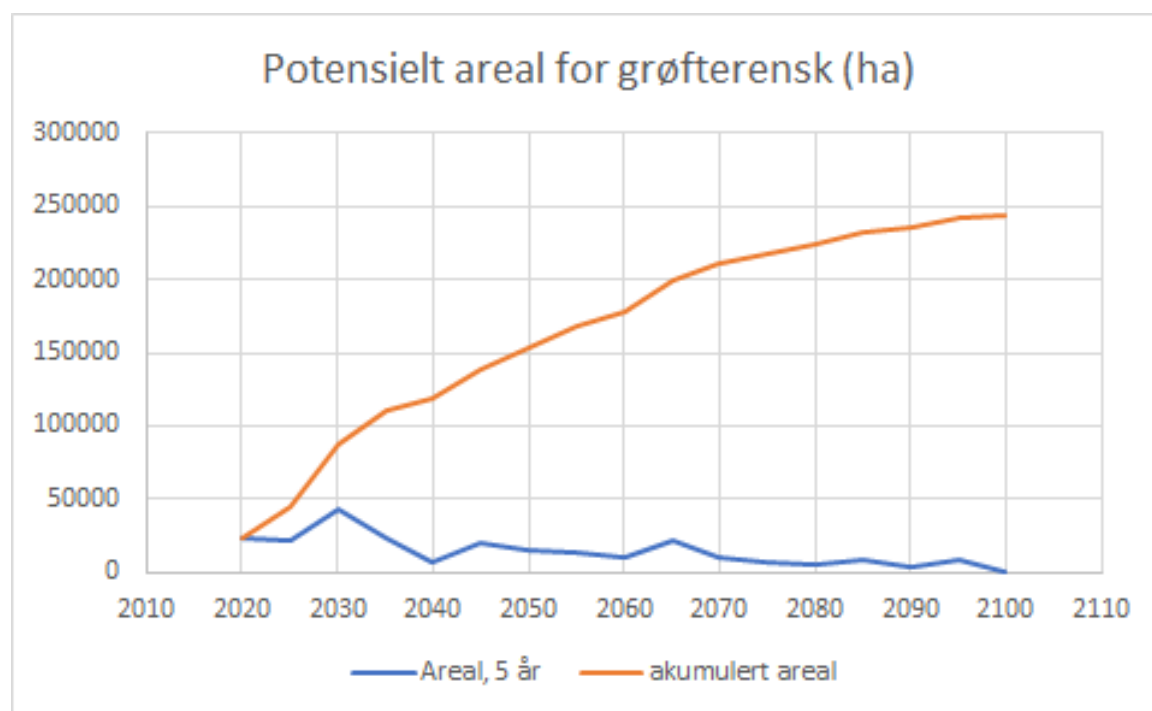
$AC_{\text{å}}$  = akkumulert årlig CO<sub>2</sub> meropptak (1000 tonn/år)

Akkumulert årlig CO<sub>2</sub> meropptak summerer årlig CO<sub>2</sub>-differanse ( $C_{\text{å}}$ ) fra år 2020 til år 2100 for de flatene som er grøfterensket underveis i dette tidsrommet. For hver flate (bestand) akkumuleres årlig CO<sub>2</sub>-differanse (omregnet fra netto volumtilvekst og ekspansjonsfaktor) fra foryngelse til inneværende år. Disse CO<sub>2</sub>-differansene summeres så for alle grøfterenskede flater for hele Norges skogareal.

I oppdateringen av kunnskapsgrunnlaget i [kapittel 3.2](#) ble det beskrevet to tilnærminger for å beregne  $NV_{\text{å}}$  = Netto økning i volumtilvekst, det vil si effekten av grøfterensk per arealenhet. Den ene tilnærmingen betegnes «effekten av bonitetsøkning» (kapittel 3.2.2). Den andre betegnes «empiriske observasjoner» (kapittel 3.2.3).

### 3.3.2 Potensielt areal for grøfterensk

I beregning av potensiell årlig effekt av grøfterensk på foryngelsesarealer som tidligere har vært grøftet legger vi til grunn at alle bestand som allerede er grøftet blir gjenstand for grøfterensk i forbindelse med foryngelsen av det nye bestandet på stedet. I Figur 3.2 framgår det hva slags aldersfordeling disse bestandene har ved inngangen til beregningsperioden 2020-2100. Når vi framskriver disse arealene vil foryngelsen finne sted som angitt i Figur 3.7. Her ser vi at arealene som når hogstmoden alder, det vil si potensielt areal for grøfterensk, er høyest i første del av 80-års perioden fram til 2100. Dette medfører at akkumulert areal passerer 150 000 hektar etter 30 år (i år 2050) og blir 244 000 hektar i år 2100.



Figur 3.7. Grøftet areal som når hogstmoden alder, det vil si potensielt areal for grøfterensk i perioden 2020-2100. Nederste kurve representerer areal per 5-års periode, øverste kurve representerer akkumulert areal gjennom perioden.



### 3.3.3 Resultat, netto meropptak i levende biomasse

I hovedrapporten (Søgaard mfl. 2020) ble det beregnet en samlet klimaeffekt av grøfterensk for allerede grøftede bestand som forventes sluttavvirket i tidsrommet 2020 til 2100. Da ble metoden som tar utgangspunkt i at grøfterensk i gjennomsnitt hever volumtilveksten tilsvarende én bonitetsklasse fra G11 til G14 (jamfør Figur 3.5) benyttet. Den samlede klimaeffekten av å benytte denne beregningsmetoden gir et potensiell årlig meropptak på 4,8 millioner tonn CO<sub>2</sub> i form av økt netto opptak i levende biomasse mot slutten av tidsrommet. Denne beregningen framgår av kolonnen Teoretisk bonitetsøkning i Tabell 3.1.

Ved å benytte samme beregningsmetode som hovedrapporten, men der endret volumtilvekst er tilsvarende faktisk observert i de svenske bestandene (jamfør Figur 3.6), så blir den samlede klimaeffekten betydelig lavere. Ved å benytte vekstresponsen fra svenske bestand med *middels* bonitet blir det et potensiell årlig meropptak på 1,2 millioner tonn CO<sub>2</sub> i form av økt netto opptak i levende biomasse mot slutten av tidsrommet (Observert, middels bonitet i Tabell 3.1). Ved å benytte vekstresponsen fra svenske bestand med *høy* bonitet blir det et potensiell årlig meropptak på 3,6 millioner tonn CO<sub>2</sub> (Observert, høy bonitet i Tabell 3.1).

I beskrivelsen av det grøftede arealet ([kapittel 3.1](#)) framgår det at om lag 65 prosent av det grøftede arealet har lav eller middels bonitet og om lag 35 prosent har høy bonitet. Ved å vekte de observerte tilvekstresponsene i Tabell 3.1 med henholdsvis 0,65 og 0,35 gir dette en samlet effekt på 2,04 millioner tonn CO<sub>2</sub> i form av økt netto opptak i levende biomasse mot slutten av tidsrommet. Vi anser dette som det beste anslaget i lys av nye publiserte tall (Sikström mfl. 2020), og nedjusterer altså tallet fra 4,8 millioner tonn CO<sub>2</sub> til 2,04 millioner tonn CO<sub>2</sub>.

**Tabell 3.1. Effekten av grøfterensk på foryngelsesarealer som tidligere har vært drenert i millioner tonn CO<sub>2</sub> i økt netto opptak i levende biomasse. Kolonnen "Teoretisk bonitetsøkning" viser effekten når en legger til grunn en tilvekstrespons tilsvarende økning av én bonitetsklasse (fra G11 til G14). Kolonnen "Observert, middels bonitet" viser effekten når en legger til grunn observert tilvekstrespons i skog med middels bonitet. Kolonnen "observert, høy bonitet" viser effekten når en legger til grunn observert tilvekstrespons i skog med høy bonitet.**

	Teoretisk bonitetsøkning	Observert, middels bonitet	Observert, høy bonitet
2020	0,0	0,0	0,0
2025	0,0	0,0	0,0
2030	0,0	0,0	0,0
2035	0,0	0,0	0,0
2040	0,0	0,0	0,0
2045	0,0	0,0	0,0
2050	0,1	0,0	0,1
2055	0,2	0,1	0,3
2060	0,5	0,3	0,6
2065	0,8	0,5	1,1
2070	1,2	0,7	1,5
2075	1,7	0,8	2,0
2080	2,2	0,9	2,4
2085	2,8	1,0	2,7
2090	3,4	1,0	3,0
2095	4,1	1,1	3,3
2100	4,8	1,2	3,6

### 3.3.4 Klimaeffekter, jordkarbon, strø og død ved

I oppdateringen av kunnskapsgrunnlaget ([kapittel 3.2](#)) ble det redegjort for studier som indikerer effekter av grøfterensk på karbonlageret i jord. Det er flere forhold som indikerer at jordkarbonlageret

vil øke som følge av grøfterensk når en sammenlikner med tilsvarende grøftede arealer hvor grøfterensk ikke utføres. Jordkarbonlageret fra tiden før arealet ble nygrøftet har vært gjenstand for økt nedbrytning gjennom mange ti-år mellom tidspunktet for nygrøfting og tidspunkt for grøfterensk. Dette gjør at jordkarbonlageret er mer resistent mot ytterligere nedbrytning enn hva som er tilfelle på nygrøftede arealer. Videre vil den økte tilveksten av trær i bestandet resultere i økt tilførsel av dødt organisk materiale (strøfall og røtter), noe som tilsier økt oppbygging av jordkarbonlageret. I den grad det er en kvantitativ endring, indikerer empiriske observasjoner at jordkarbonmengden vil øke etter grøfterensk som følge av økt tilførsel av strøfall som overgår nedbrytningen av eksisterende jordkarbon. Dagens kunnskap gir imidlertid ikke tilstrekkelig grunnlag for å kvantifisere denne effekten.

Vi konkluderer derfor konservativt med å sette klimaeffekten av grøfterensk til null når det gjelder jordkarbonlageret. En slik konservativ konklusjon har relativt høy grad av sikkerhet ettersom empiriske observasjoner taler mest for at den reelle effekten er en netto økning i jordkarbonlageret, det vil si en positiv klimaeffekt.

### 3.3.5 Metan (CH<sub>4</sub>) og lystgass (N<sub>2</sub>O) drenert organisk jord

For metan (CH<sub>4</sub>) og lystgass (N<sub>2</sub>O) rapporteres det i det nasjonale klimagassregnskapet utslipp per arealenhet basert på standard utslippsfaktorer fra IPCC (IPCC 2014) for drenert organisk jord. Det skiller ikke mellom arealer som er nylig drenert (i overgang) eller som har vært drenert i over 20 år (gjenværende). Det er heller ingen justering knyttet til eventuell endring på grunn av hogst eller grøfterensk i standard metodikk (Tier 1 og 2).

#### 3.3.5.1 Metan

Det er en utslippsfaktor for CH<sub>4</sub> fra arealet mellom grøftene og en for grøftene. Generelt så vil produksjonen av metan reduseres når arealet dreneres, men grøftesystemet vil være en signifikant kilde til metan fra arealer med drenert organisk jord. Dette skyldes både en lateral transport av metan og en produksjon av metan i grøftene. Gjennomsnittlig over hele arealet gjør dette at utslippet av metan allikevel kan øke (referanser i IPCC 2014).

Verken i en Tier 1 eller Tier 2 påvirker utslippsnivået av metan dersom arealet grøfterenskes. Men det påpekes at når det bare er generelle faktorer så skyldes det begrensede data, og det åpnes for at blant annet “*ditch maintenance activities*” er noe en kan ta hensyn til i en Tier 3 metodikk.

#### 3.3.5.2 Lystgass

Hovedårsaken til økt utslipp av lystgass fra drenert organisk jord er mineralisering knyttet til nedbrytningen av organisk materiale (referanser i IPCC 2014). For lystgass er det ikke beskrevet noe om grøfterensk som mulig faktor i retningslinjene fra IPCC.

### 3.3.6 Samlet klimaeffekt

Basert på ovenfor beskrevet kunnskapsstatus legger vi til grunn at det ikke vil bli signifikante endringer i netto effekt på karbonbeholdninger i jordkarbon, strø eller død ved av om grøftene renskes eller ikke etter hogst. Vi fant heller ikke grunnlag for å estimere en netto effekt på metan eller lystgass. Men vi gjør oppmerksom på at det er svært begrenset med forskning knyttet til disse effektene etter grøfterensk. Grøfterensk forventes imidlertid å ha betydelig effekt på karbonlagring i levende biomasse, og vi knytter netto effekt opp til dette. Denne effekten er beregnet i Tabell 3.1.

Det presiseres at vi her utelukkende omtaler grøfterensk på tidligere drenerte arealer som avvirknes og forynges med ny skog, det vil si forskjellen mellom å utføre grøfterensk og ikke etter hogst når videre skogproduksjon er formålet.

### 3.3.6.1 Effekt per dekar

I [kapittel 3.2.3](#) beskrives hvordan den totale vekstresponsen av grøfterensk var henholdsvis 20 m<sup>3</sup>/ha i skog av middels bonitet og 63 m<sup>3</sup>/ha i skog av høy bonitet basert på Sikstrøm mfl. (2020), det vil si henholdsvis 2,0 og 6,3 m<sup>3</sup>/dekar. Når dette regnes om til økt netto opptak av CO<sub>2</sub> blir tallene henholdsvis 3,3 tonn/dekar og 10,6 tonn/dekar på middels og høy bonitet. Ved å vekte disse tallene med 0,65 og 0,35 for å reflektere fordelingen mellom ulike boniteter på grøftede arealer, så blir den samlede effekten 5,9 tonn CO<sub>2</sub>/dekar over et omløp.

## 3.4 Substitusjonseffekt

Dersom en legger til grunn følgende forutsetninger:

- gjennomsnittlig sagtømmerandel på 55 prosent (snitt for siste 5 år basert på Landbruksdirektoratet 2020)
- skurutbytte på 50 prosent
- svinn på 10 prosent (kapp, mv. under bygging)
- total effekt på 2,0 m<sup>3</sup>/dekar på middels og 6,3 m<sup>3</sup>/dekar på høy bonitet, vektet med henholdsvis 65 og 35 prosent, gir 3,5 m<sup>3</sup>/dekar

så vil substitusjonseffekten av et økt volum på 3,5 m<sup>3</sup>/dekar estimeres basert på:

$3,5 \text{ m}^3 \times 55 \% \text{ sagtømmerandel} \times 50 \% \text{ skurutbytte} \times 90 \% \text{ sluttprodukt} = 0,866 \text{ m}^3 \text{ skurlast}$

som erstatter stålbjelker eller tilsvarende i bygg.

Med en faktor på 0,964 tonn CO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup> trevirke i redusert utslipp (Klima- og forurensningsdirektoratet 2011) gir det en potensiell substitusjonseffekt på 0,84 tonn CO<sub>2</sub> per dekar med tiltak.

Eventuell ekstra substitusjonseffekt dersom massevirke benyttes til erstatning av andre fossilintensive produkter og energivirke og restprodukter fra verdikjeden (hogstavfall, flis, mv.) benyttes til bioenergi vil komme i tillegg. Dersom restprodukter benyttes for eksempel til varme som erstatter el basert på gasskraft eller brukes til biodiesel som erstatter konvensjonell diesel (bioenergi i produksjonen) kan det gi substitusjonseffekter (reduerte utslipp) på henholdsvis 183 og 265 kg CO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup> trevirke (Klima- og forurensningsdirektoratet 2011).

## 3.5 Betydning for naturmangfold

Grøfting av myr og sumpskog har hatt et betydelig omfang gjennom nesten hele 1900-tallet (indikert i Figur 3.1). Det samme har også vært tilfelle i våre naboland (Jacks 2019, Peltomaa 2007). Etter hvert har det blitt foretatt supplerende grønning og grøfterensk på tidligere grøftede arealer, spesielt i forbindelse med sluttavvirkning etter første bestandsomløp. Dette betyr at historikk og kunnskap om grøfterensk har mye kortere tidshorisont enn kunnskap om effekter av nygrønning.

### 3.5.1 Studier av grøfterensk i andre land

Vi har funnet svært lite informasjon om effekter av grøfterensk på naturmangfold, og denne kunnskapsmangelen også er påpekt av andre (Löhmus mfl. 2015). Den største effekten er likevel knyttet til nygrønning og skyldes primært senkning av grunnvannstanden. Etter hvert som det vokser til skog vil også lysforholdene ha sterk innvirkning, særlig markvegetasjonen. Avhengig av inngrepets intensitet vil endring i markas vannmetning medføre en ubalanse mellom artssammensetningen og miljøforholdene, og det skapes en såkalt «endringsgjeld» i artssammensetningen. Lengre tørreleggingsvarighet (våtmarkssystemer) og mindre vannmetning (fastmarkssystemer) gir en

reduksjon i innslag av arter knyttet til vannmettet mark. I Latviske nygrøftede minerotrofe (næringsrike) myrer viser årlige inventeringer gjennom 30 år at i gjennomsnitt blir hver tiende art erstattet av nye arter per år (Abolina mfl. 2001), og i næringsrike myrer fortsatte artsutskiftingen for ytterligere 20 prosent av artene i andre generasjons skogbestand etter grøfting (Remm mfl. 2013). Fra Finland er det vist at karplanter knyttet til våtmark forekommer langs lysåpne grøfter som har høyere artsrikdom sammenlignet med skyggefull og tørrlagt skog mellom grøftene (Korpela 1999). Lignende effekt er også funnet i Polen (Zielinska mfl. 2013). Et svensk studium av grøfterensk har vist at størrelsen av arealet på det grøftede området hadde positiv effekt på artsrikdom av karplanter i grøfter, noe som ble satt i sammenheng med større vanngjennomstrømming og økt transport av frø og spredning av arter langs grøftene (Glöd 2018).

En viktig oversikt, primært om effekter av nygrøfting (det vil si ikke grøfterensk som sådan) på naturmangfoldet, er å finne i Löhmus mfl. (2015) som i et supplement lister opp 46 studier av markvegetasjon (karplanter, moser, lav) og 69 andre biodiversitetsstudier (hovedsakelig sopp, invertebrater, fugler og akvatisk vegetasjon). Blant disse studiene er det 11 studier som fokuserer særskilt på truede arter. Löhmus mfl. (2015) sier selv at det kan være et potensial for å ekstrahere ytterligere informasjon fra publiserte enkeltstudier og foreta meta-analyser, men at slike meta-analyser ikke er gjennomført.

### 3.5.2 Behov for kunnskap om norske forhold

Vi har ikke kjennskap til norske studier som belyser effekter på naturmangfold av grøfterensk.

Når det gjelder effekter på artsmangfold, vil det i første omgang være relevant å gjøre et litteraturstudium med utgangspunkt i supplementet til Löhmus mfl. (2015), med tanke på effekter av grøfterensk på drenert organisk jord.

Det er behov for estimater for arealandel av ulike naturtyper som gjennom grøfting har endret tilstand og hovedtypetilhørighet i NiN-systemet. Det vil være relevant å gjøre en analyse av datamaterialet fra Landsskogtakseringens pågående registreringer av grøftet skog. Her er det mulig å se i hvilken grad grøftede arealer representerer ulike NiN-typer (det vil si Naturtyper i Norge). Det er også ønskelig å få oversikt over status for truede naturtyper der grøfting/grøfterensk er en viktig arealpåvirkning. Dette gjelder naturtypene T30 Flommarksskog, V2 Myr og sumpskogmark (undertypene rik svartorsumpskog, rik gransumpskog, kilde-edelløvsog) og V8 Strandsumpskogmark (undertypene rik vierstrandsskog, saltpåvirket svartorstrandsskog). Disse truende naturtypene har så liten arealutbredelse at informasjon må innhentes fra rapporter, kartlegginger og beskrivelser av de konkrete lokalitetene.

For våt mineraljord som er drenert har vi i dag ingen kunnskap om hvilke typer jordsmonn dette er, og også liten/ingen kunnskap om i hvilken grad dette kan være arealer som vil ha et potensial/behov for restaurering.

## 3.6 Merknader

### 3.6.1 Alternativ bruk av arealene

Vi har i dette kapitlet utelukkende fokusert på grøfterensk som tiltak etter hogst ved videre skogproduksjon på arealene, og klimanytten er vurdert ut fra det. I løpet av de siste 10-20 år har det blitt økende oppmerksomhet rundt framtidig forvaltning av grøftet sumpskog og våtmark, både i Norge og andre land. Alternativer til grøfterensk (inkludert suppleringsgrøfting ved behov) for videre skogproduksjon etter hogst, kan være restaurering av tidligere våtmark ved aktivt å plugge igjen grøftene, eller å la grøftene bli værende ubehandlet, det vil si gjenstand for langsom gjengroing/tetting. I Norge foreligger det en analyse av behovet for restaurering av våtmark med

hovedvekt på åpne myrer (Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet 2016). I Sverige er det gjort en kunnskapssammenstilling om skogbruk på torvmark i forhold til hvor, hvordan og når grøftede arealer bør vedlikeholdes (Drott 2016, se også Glöd 2018).

Det er behov for studier og analyser der alternative framtidige behandlinger (de tre alternativene nevnt i forrige avsnitt) av grøftede arealer blir vurdert i sammenheng og hvordan alternative valg bør vektas/prioriteres i forhold til naturtype/skogtype, grøftenes nåværende dreneringsstatus og potensial for klimaeffekt, skogbruk og naturmangfold. En slik analyse kan avdekke i hvilket omfang det er konfliktpotensial mellom ulike formål og behandlingalternativer.

### 3.6.2 Andre miljøhensyn

Skogkurs (2019b) påpeker at grøfting er et «tiltak som har mulig betydning for vannkvalitet og avrenningsintensitet fra ett skogområde». Vi har ikke gått inn i litteraturen og vurdert kunnskapsstatus når det gjelder effekter av grøfterensk på vannkvalitet og andre miljøparameter, men påpeker at dette er forhold som må sees nærmere på.

## 3.7 Referanser

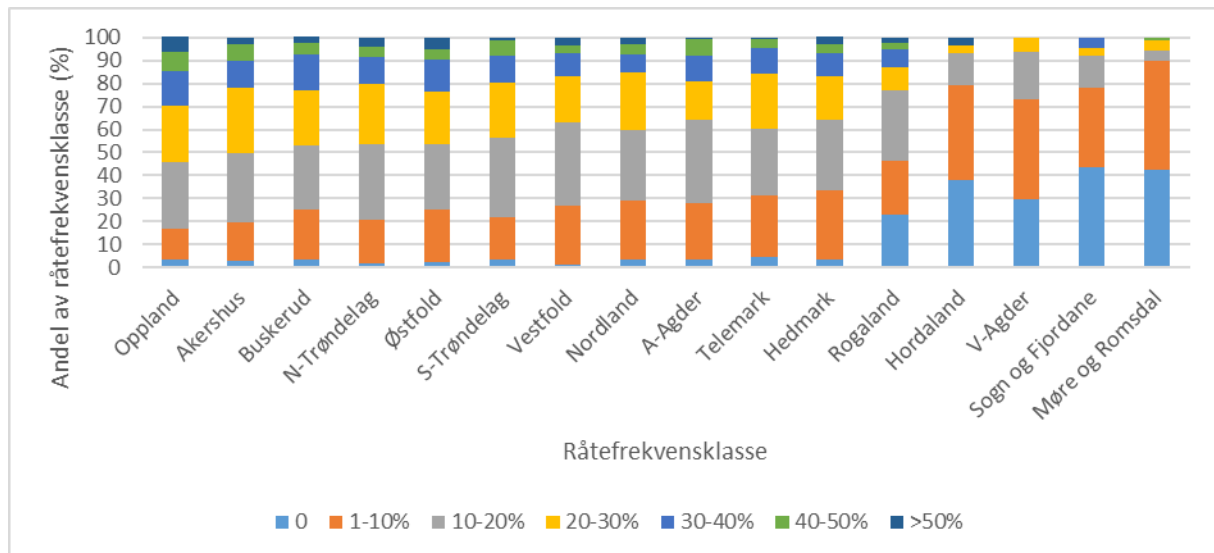
- Abolina, A., Jermacane, S. og Laivins, M. 2001. Postdrainage dynamics of the ground vegetation in transitional mire. *Baltic Forestry* 7: 19–28
- Ahti, E. og Päivänen, J. 1997. Response of stand growth and water table level to maintenance of ditch networks within forest drainage areas. In: Trettin C.C., Jurgensen M.F., Grigal D.F., Gale M., Jeglum J. (red.). *Northern forested wetlands: ecology and management*, chapter 32. CRC Press Inc., Lewis Publishers, USA. p. 449–457.
- Alm, J., Schulman, L., Walden, J., Nykänen, H., Martikainen, P.J. og Sivola, J. 1999a. Carbon balance of a boreal bog during a year with exceptionally dry summer. *Ecology* 80: 161–174.
- Alm, J., Saarnio, S., Nykänen, H., Sivola, J. og Martikainen, P.J. 1999b. Winter CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and NO<sub>2</sub> fluxes on some natural and drained boreal peatlands. *Biogeochemistry* 44:163–186.
- Bjørnstad, B.H. 2019. Grøfting av fastmark. Skogkurs resymé nr. 11. <https://www.skogkurs.no/userfiles/files/Diverse/Resyme/11.pdf>
- Bridgham, S.D. og Richardson, C.J. 1992. Mechanisms controlling soil respiration (CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub>) in southern peatlands. *Soil Biology og Biochemistry* 24: 1089–1099.
- Chimner, R.A. og Cooper, D.J. 2003. Influence of water table levels on CO<sub>2</sub> emissions in a Colorado subalpine fen: an in situ microcosm study. *Soil Biology og Biochemistry* 35: 345–351.
- Drott, A. 2016. Knowledge summary forestry on peatland (Kunnskapssammanstilling skogsbruk på torvmark), Rapport 3, Skogsstyrelsen. [In Swedish]
- Glenn, S., Heyes, A. og Moore, T.R. 1993. Carbon dioxide and methane emissions from drained peatland soils, southern Quebec. *Global Biogeochemical Cycles* 7:247–258.
- Glöd, H. 2018. Forest Drainage Effects on Tree Growth in Northern Sweden - Developing Guidelines for Ditch Network Maintenance. Examensarbeten 2018:3 Sveriges Lantbruksuniversitet. ISSN 1654-1898.
- 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). 48 s. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2473690>
- 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). 47 s. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2578695>
- Hargreaves, K.J., Milne, R. og Cannell, M.G.R. 2003. Carbon balance of afforested peatland in Scotland. *Forestry* 76(3): 299 – 317.
- 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/cpwo45

- IPCC. 2014. 2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands, Hiraishi, T., Krug, T., Tanabe, K., Srivastava, N., Baasansuren, J., Fukuda, M. and Troxler, T.G. (red.). Published: IPCC, Switzerland
- Jacks, G. 2019. Drainage in Sweden -the past and new developments. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B – Soil & Plant Science*, 69:5, 405-410. <https://doi.org/10.1080/09064710.2019.1586991>
- Klima- og forurensningsdirektoratet. 2011. Skog som biomasseressurs. Klima- og forurensningsdirektoratet Rapport TA-2762. 101 s.
- Korpela, L. 1999. Diversity of vegetation in pristine and drained forested mire margin communities in Finland. *International Peat Journal*, 9, 94-117.
- Kvaalen, H. 2019. Lønnsomhet ved grøfterensk etter hogst. NIBIO Rapport 5(115). 23 s. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2622518>
- Landbruksdirektoratet 2020. Avvirkning fordelt på sortiment 2004-2019. <https://www.landbruksdirektoratet.no/no/statistikk/skogbruk/tommeravvirkning>
- Laiho, R. 2006. Decomposition in peatlands: Reconciling seemingly contrasting results on the impact of lowered water levels. *Soil Biology and Biochemistry* 38: 2011-2024.
- Lauhanen, R., Piironen, M.-L., Penttilä, T. og Kolehmainen, E. 1998. Kunnostusojitustarpeen arviointi Pohjois-Suomessa. [Evaluation of the need for ditch network maintenance in northern Finland]. *Suo* 49(3): 101–112. [In Finnish with English summary].
- Lauhanen, R. og Ahti, E. 2001. Effects of maintaining ditch networks on the development of Scots pine stands. *Suo* 52(1): 29–38.
- Löhmus, A., Remm, L. og Rannap, R. 2015. Just a Ditch in Forest? Reconsidering Draining in the Context of Sustainable Forest Management. *BioScience* 65: 1066–1076
- Minkkinen K. og Laine J. 1998. Long-term effects of forest drainage on the peat carbon stores of pine mires in Finland. *Canadian Journal of Forest Research* 28: 1267–1275. <http://dx.doi.org/10.1139/x98-104>.
- Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet 2016. Plan for restaurering av våtmark i Norge (2016-2020).
- Moore, T.R., Bubier, J.L. mfl. 2002. Plant biomass and production and CO<sub>2</sub> exchange in an ombrotrophic bog. *Journal of Ecology* 90: 25-36.
- Munir, T. M., Xu B., Perkins M. og Strack. M. 2014. Responses of carbon dioxide flux and plant biomass to water table drawdown in a treed peatland in northern Alberta: a climate change perspective. UWSpace. <http://hdl.handle.net/10012/11534>
- Ojanen, P., Minkkinen, K. og Penttilä, T., 2013. The current greenhouse gas impact of forestry-drained boreal peatlands. *For. Ecol. Manage.*, 289: 201-208.
- Peltomaa, R. 2007. Drainage of forests in Finland. *Irrigation and Drainage* 56: s.151–159 <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1002/ird.334>
- Remm, L., Löhmus, P., Leis, M. og Löhmus, A. 2013. Long-term impacts of forest ditching on nonaquatic biodiversity: Conservation perspectives for a novel ecosystem. *PLOS ONE* 8 (art. e63086).
- Sarkkola, S., Hökkä, H., Ahti, E., Koivusalo, H. og Nieminen, M. 2012. Depth of water table prior to ditch network maintenance is a key factor for tree growth response. *Scandinavian Journal of Forest Research* 27: 649–658. <http://dx.doi.org/10.1080/02827581.2012.689004>.
- Schreder C.P., Rouse W.R., Griffis, T.J., Boudreau, L.D. og Blanken, P.D. 1998. Carbon dioxide fluxes in a northern fen during a hot, dry summer. *Global Biogeochemical Cycles* 12:729-740.
- 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.
- Sikström, U., Jansson, G. og Petterson, F. 2020. Growth response of *Pinus sylvestris* and *Picea abies* after ditch cleaning – a survey in Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research* 35(3):1-16
- Sivola J., Alm, J., Ahlholm, U., Nykänen, H. og Martikainen, P.J. 1996. CO<sub>2</sub> fluxes from peat in boreal mires under varying temperature and moisture conditions. *Journal of Ecology* 84: 219-228.
- Skogkurs. 2019a. Norm for grøfting etter hogst på skogsmark. <https://www.skogkurs.no/userfiles/files/GrprosentC3prosentB8ftingprosent20avprosent20fastmarkprosent20iprosent20skogprosent20-prosent20NORM.pdf>
- Skogkurs 2019b. Grøfting etter hogst på skogsmark. Grøfterensk og suppleringsgrøfting for å redusere grunnvannsheving etter hogst på skogsmark for å sikre en god foryngelse. Sluttrapport. 12 s. [http://www.skogtiltaksfondet.no/userfiles/files/Prosjektrapporter/2019/2016-43\\_Sluttrapport%20prosjekt%20gr%C3%B8fting%20etter%20hogst%20p%C3%A5%20skogsmark.pdf](http://www.skogtiltaksfondet.no/userfiles/files/Prosjektrapporter/2019/2016-43_Sluttrapport%20prosjekt%20gr%C3%B8fting%20etter%20hogst%20p%C3%A5%20skogsmark.pdf)

- Søgaard, G., Alfredssen, G., Antón Fernández, C., Astrup, R., Blom, H., Clarke, N., Eriksen, R., Granhus, A., Hanssen, K.H., Hietala, A., Krokene, P., Mohr, C.W., Nygaard, P.H., Solberg, S. og Steffenrem, A. 2020. Klimakur 2030 – beskrivelse av utvalgte klimatiltak knyttet til skog. NIBIO Rapport 6(9). 84 s.
- 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>
- Zielinska, K. M., Misztal, M., Zielinska, A., og Zywiec, M. 2013. Influence of ditches on plant species diversity in the managed forests of Central Poland. *Baltic Forestry*, 19(2): 270-279.

## 4 Råtebekjempelse ved hogst av gran

Rotkjukeråten er vår aller viktigste skogsråte, og den er spesielt skadelig hos gran (Huyen og Granhus 2018). Basert på den siste nasjonale råteundersøkelsen i granskog (Huse mfl. 1994), var det mest råte i granas naturlige utbredelsesområde (Aust-Agder, Østlandet og Midt-Norge opp til Saltfjellet), hvor i gjennomsnitt nesten hvert femte tre viste stammeråte forårsaket av rotkjuke ved slutthogst (Figur 4.1). I skogreisingsstrøk (Vest-Agder, Vestlandet og Nord-Norge nord for Saltfjellet) var bare opptil hvert tiende hogstmodent grantre infisert av rotkjuke.



Figur 4.1. Regional frekvens av råte forårsaket av rotkjuke i gran registrert ved sluttavvirkning. Data hentet fra Huse mfl. 1994.

Av volumet med sagtømmerdimensjoner som ble hogget i fjor i Norge, var trolig opptil 500 000 m<sup>3</sup> angrepet av rotkjuke, og kunne dermed ikke benyttes til sagtømmer. Det finnes ingen norsk statistikk for dette, så estimatet er basert på ekstrapolering ved hjelp av råtevolumestimat fra Finland (6,9 prosent av avvirket granvolum) fra 1990-tallet (Mäkelä mfl. 1998). En m<sup>3</sup> frisk granved (basisdensitet rundt 400 kg/m<sup>3</sup>, 50 prosent karboninnhold) tilsvarer ca. 0,73 tonn CO<sub>2</sub>-ekvivalenter og 500 000 m<sup>3</sup> frisk granved tilsvarer dermed ca. 365 000 tonn CO<sub>2</sub>-ekvivalenter. Rotkjuke mineraliserer ved først og fremst til CO<sub>2</sub>, mens produksjon av CH<sub>4</sub> 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 m<sup>3</sup> med tømmer, siden råteutviklingen er en dynamisk prosess og råte er 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 prosent av veden blitt mineralisert til CO<sub>2</sub> i de nederste deler av stammen (Hietala mfl. 2009). 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.

Per i dag blir tømmer med råte utnyttet til massevirke (hovedsakelig produksjon av papirmasse), biobrensel, kjemikalier eller andre formål som reduksjonsmiddel/katalysator i smelteverksindustrien. Det godtas skogsråte inntil 50 prosent av diameter i (prima) massevirke<sup>12</sup> og inntil 90 prosent av diameter i energigran. Siden rotkjukeråte følger kjernevedandel, blir mesteparten av råtetømmer brukt til energived. Det innebærer at ressurser som i utgangspunktet kan gå til langlevde produkter

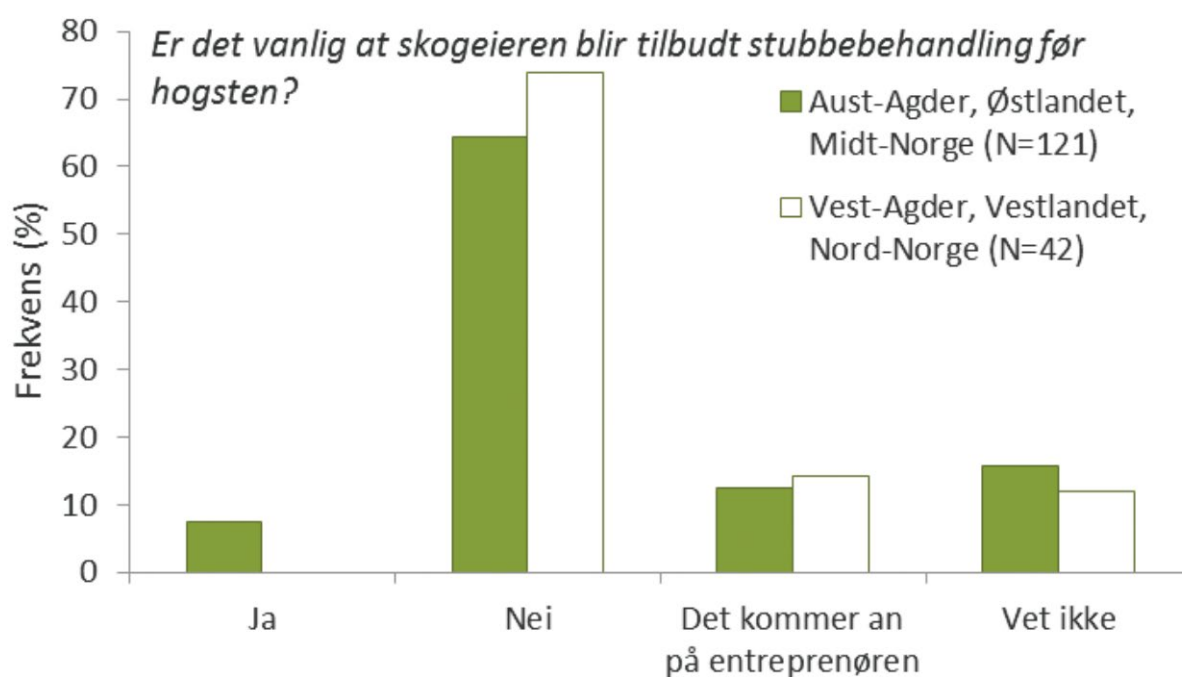
<sup>12</sup> Målerreglement for massevirke 21.10.2015 fra Norsk Virkesmåling.



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 levetid (2 år for papir og kartong i treprodukter-beholdningen), sammenliknet med om det hadde vært benyttet til trelast (35 år i karbonbeholdningen i treprodukter).

## 4.1 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 på grunn av mangel av alternative treslag med høy produksjonsverdi slik markedet er i dag. Derfor blir forebyggende tiltak viktig: vinterhogst i perioder med snø og frost i bakken, eller bruk av stubbebehandling (urea, Rotstop) ved barmarksdrift. Riktig påført stubbebehandling reduserer smitten med over 90 prosent. Urea og Rotstop er vurdert som like effektive. I den finske utredningen om påvirkninger av klimaendringer på 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). Økt bruk av stubbebehandling kan potensielt være et fornuftig tiltak også i Norge. I skogreisningsstrøkene hvor råtefrekvens fremdeles er relativt lav hos gran, og også hos sitkagran, kan systematisk bruk av stubbebehandling potensielt være avgjørende for å holde råteproblemet unna. I Finland og Sverige har stubbebehandling tidligere blitt rutinemessig praktisert først og fremst ved tynninger av granbestand. Men, siden 2016 har kontrolltiltak mot rotkjuke vært lovpålagt i Finland; i Sør- og Sentral-Finland er det obligatorisk å bruke stubbebehandling både ved tynninger og slutthogst av gran- og furubestand utført om sommeren og milde vår, høst og vinterperioder. Behandling skal gjøres hvis stubbediameter er over 10 cm. Stubbebehandling praktiseres veldig lite i Norge, men det finnes potensial for å øke bruket. I dag er det for eksempel under 10 prosent av skogeiere som blir aktivt tilbudt dette ved hogst (Figur 4.2).



Figur 4.2. Data fra spørreundersøkelse hvor det ble kartlagt hvor bevisste de forskjellige aktørene i skogbruket er på råteproblemet, om de mener problemet har endret seg de senere årene og i hvilken grad det brukes forebyggende kontrolltiltak mot råte (Figur fra Hietala mfl. 2016).

## 4.2 Simulert effekt av stubbebehandling

Når det gjelder effekt av stubbebehandling som klimatiltak, er det viktig å huske at vi fremdeles har lite kunnskap om langsiktige effekter av stubbebehandling. Derfor simulerte vi effekten av stubbebehandling med Rotstand modellen (Pukkala mfl. 2005), som er utviklet for å predikere tilvekst og utviklingen av råte på bestand angrepet av rotkjuke. Modellen tar frekvensen av rotkjukeråte i forrige tregenerasjon som utgangspunkt og prediker spredningen av soppen fra forrige tregenerasjon stubber til neste generasjon trær, noe som skjer i løpet av de første 20-30 år etter slutthogst. I tillegg predikerer modellen spredningen av rotkjuke mellom neste generasjon trær, noe som skjer løpende etter at trær har først blitt infisert fra stubber til forrige tregenerasjon. Parametere som brukes i modellen og som beskriver infeksjon av ferske stubbesnittflater og soppens spredning i røtter og stammen kommer fra publiserte feltforsøk. Som output gir modellen blant annet volum av sagtømmer, massevirke uten råte, massevirke med råte og energivirke.

Basert på data fra Huse mfl. (1994), valgte vi 3 representative råtefrekvensklasser til simuleringer: 5 prosent, 20 prosent og 40 prosent frekvens av råte forårsaket av rotkjuke på forrige granbestand. Eksempelbestandet er en G14 på vanlig skogmark i Sør-Norge: breddegrad 60.35575, høyde 245 moh. og temperatursum 1240. Det simulerte bestand er plantet granbestand, med 1600 stammer per hektar ved 35 års alder og omløpstid på 90 år.

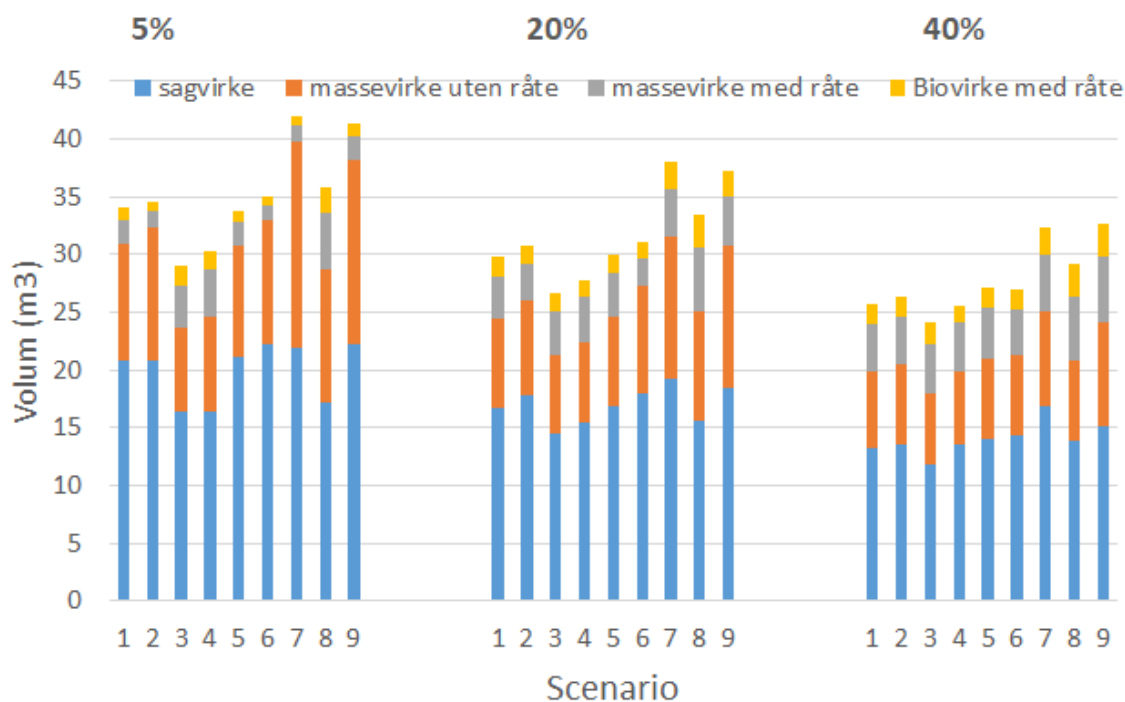
Ni scenarier ble simulert:

1. Tynning uten stubbebehandling, forrige bestand avvirket på vinter
2. Tynning med stubbebehandling, forrige bestand avvirket på vinter
3. Tynning uten stubbebehandling, forrige bestand avvirket på vår/sommer/høst uten stubbebehandling
4. Tynning med stubbebehandling, forrige bestand avvirket på vår/sommer/høst uten stubbebehandling
5. Tynning uten stubbebehandling, forrige bestand avvirket på vår/sommer/høst/ med stubbebehandling
6. Tynning med stubbebehandling, forrige bestand avvirket på vår/sommer/høst/ med stubbebehandling
7. Ingen tynning, forrige bestand avvirket på vinter
8. Ingen tynning, forrige bestand avvirket på vår/sommer/høst uten stubbebehandling
9. Ingen tynning, forrige bestand avvirket på vår/sommer/høst med stubbebehandling

Scenario uten tynning og slutthogst av forrige bestand på vinter eller med stubbebehandling på barmark resulterte i høyest total produksjon og sagtømmer utbytte for alle råtefrekvensklasser (Figur 4.3). Angående behandlinger som inkluderte tynning, resulterte scenario «tynning med stubbebehandling, forrige bestand avvirket på barmark med høyest totalproduksjon og sagtømmerutbytte. Ved barmarksdrift som inkluderte 1 tynning, var økning i karbonbudsjett størst for alle råtefrekvensklasser hvis stubbebehandling ble brukt både ved sluttavvirkning av forrige bestand og ved tynning av nåværende generasjon. For å beregne CO<sub>2</sub> tonn ekvivalenter, brukte vi veddensitet på 400 kg per m<sup>3</sup> for sagtømmer og massevirke uten råte, 380 kg per m<sup>3</sup> for massevirke med råte og 360 kg per m<sup>3</sup> for energivirke med råte. Stubbebehandling økte også karbonlagring i skog ved å redusere råte og råterelatert dødelighet.

Siden råte hos gran påvirker først og fremst trær som har dannet kjerneved, og siden råteutvikling foregår i stammekjerneved som regel over mange tiår uten at treet dør, er vår konklusjon at stubbebehandling påvirker ubetydelig karbonlagring i skog de første 40 år, men at etter det øker effekten jevnt og blir høyest ved sluttavvirkning. I våre simuleringer økte stubbebehandling karbonbudsjett med 1-5 CO<sub>2</sub> ekvivalent tonn per dekar for hele omløpstiden sammenlignet med praksis uten stubbebehandling, avhengig av råtefrekvens på forrige bestand (Tabell 4.1). Ved

barmarksdrift uten tynning, økte stubbebehandling ved sluttavvirkning av forrige bestand karbonbudsjett ved 3-4 CO<sub>2</sub> ekvivalent tonn per dekar for hele omløpstiden sammenlignet med sluttavvirkning uten stubbebehandling (Tabell 4.2). Videre økte stubbebehandling ved barmarksdrift sagtømmerproduksjon for hele omløpstiden med 3-6 m<sup>3</sup> per dekar.



Figur 4.3. Total produksjon (både tynning og sluttavvirkning med) av sagtømmer, massevirke med eller uten råte og biovirke i ni behandlingsscenarier for bestand med 5, 20 eller 40 prosent råtefrekvens ved sluttavvirkning av forrige tregenerasjon.

Tabell 4.1 viser effekten på CO<sub>2</sub>-binding av stubbebehandling i skjøtselsregimer med barmarksdrifter og 1 tynning på ett omløp (90 år). Stubbebehandling ved sluttavvirkning (før foryngelse av bestandet) gav 11 – 14 prosent økt CO<sub>2</sub>-binding i påfølgende omløp. Behandling ved både sluttavvirkning og tynning ga noe ekstra effekt, mens stubbebehandling bare i tynning gav 4-6 prosent økt CO<sub>2</sub>-binding i omløpet.

Tabell 4.2 viser effekten av stubbebehandling i tynningsfritt regime i scenarier med barmarksdrift. Selv om det ikke foreligger noen ordentlig statistikk hva gjelder bruken av ulike tynningsregimer i Norges land så kan vi trygt hevde at dette er det mest vanlige skjøtselsregimet for gran i Norge. Stubbebehandling økte CO<sub>2</sub>-bindingen i stammevirke med 12 prosent i scenariene hvor forrige bestand hadde råtefrekvens på 20-40 prosent, og enda litt større effekt hvor forrige bestand hadde lav råtefrekvens.

**Tabell 4.1. Effekten på CO<sub>2</sub>-binding av stubbebehandling i skjøtelsesregimer med 1 tynning, i scenarier med barmarksdrift. Tallene representerer CO<sub>2</sub> i stammevirke (ikke øvrig biomasse), med varierende densitet i forhold til andelen råte (se forrige avsnitt).**

Råtefrekvens i forrige bestand, prosent	5	20	40
<i>CO<sub>2</sub> bundet totalt, tonn per dekar</i>			
Ingen stubbebehandling	21	19	17
Stubbebehandling v sluttavvirkning	24	21	20
-    - og i tynning	25	22	19
Stubbebehandling bare i tynning	22	20	18
<i>Differanse prosent</i>			
Stubbebehandling v sluttavvirkning	14	11	11
-    - og i tynning	22	17	12
Stubbebehandling bare i tynning	4	4	6

**Tabell 4.2. Effekten av stubbebehandling i tynningsfritt regime i scenarier med barmarksdrift.**

Råtefrekvens på forrige bestand	5	20	40
<i>CO<sub>2</sub> bundet totalt, tonn per dekar</i>			
Uten stubbebehandling	26	24	21
Med stubbebehandling	30	27	23
<i>Differanse prosent</i>			
Med stubbebehandling	17	12	12

### 4.2.1 Usikkerhetsmomenter

Våre simuleringer må vurderes som forenklet siden bonitet kan påvirke råtespredningshastigheten i røtter og stammen. Infeksjonstrykk (det vil si antall rotkjukesporer i luft) på ferske stubbesnittflater varierer også fra sted til sted - for eksempel, infeksjonstrykk er generelt nok lavere i skogreisingsstrøk enn i granas naturlige utbredelsesområde. Samtidig viser simuleringene, at uten stubbebehandling kan råtefrekvens fort fordobles på bestand hvor det er høy infeksjonstrykk, og dermed er det mye å vinne hvis man klarer å holde råtefrekvensen lav på bestand som er relativt friske slik bestand i skogreisingsstrøk generelt er per i dag. 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 mildere vintre på grunn av klimaendring. Det faktum at rotkjukeråte er enda mer omfattende i varmere strøk som for eksempel 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. Ifølge finske klimaendringsscenarier kan

nedbrytningsaktiviteten til rotkjuke øke mer enn tilveksten på grunn av temperaturøkning i Sør-Finland (Müller mfl. 2012). 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, CO<sub>2</sub>-konsentrasjoner inne i grankjerneved angrepet av rotkjuke er på høyeste nivå i de varmeste periodene av sommeren (Hietala mfl. 2015). 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 millioner m<sup>3</sup> gran med råte.

Våre simuleringer viser at stubbebehandling er mest nyttig på bestand med relativt lite råte i forrige tregenerasjon men høyt infeksjonstrykk på området. For skogeier er lønnsomhet til stubbebehandling knyttet til fremtidige priser på sagtømmer, massevirke og energivirke (Honkaniemi mfl. 2019). Dilemma for skogeier er at man som regel ikke vet på forhånd hvor høy råtefrekvens bestanden har, men må ta avgjørelsen om å bruke stubbebehandling før hogst.

### 4.3 Klimaeffekt av tiltaket

Man kan ut fra dette se for seg ett scenario hvor all gran som hogges i sporuleringsperioden til rotkjuke blir stubbebehandlet.

Ifølge skogfondsdatabasen for 2014 - 2019 hogges det nå ca. 11 millioner m<sup>3</sup> hvert år, hvorav ca. 8 millioner m<sup>3</sup> er granvirke. Av dette granvirke blir temmelig nøyaktig 50 prosent hogd i høy sesong for rotkjukesporulering, det vil si fra og med mai til og med oktober. Andelen tynningsvirke blir ikke registrert noe sted, men ifølge kilder i for eksempel Glommen-Mjøsen kommer rundt 20 prosent av deres avvirkningsvolum fra tynningsdrifter, hvorav omtrent alt sammen er gjort i furubestand.

Simuleringene viste effekten på volum og CO<sub>2</sub>-binding 90 år etter behandling. Effekten er som nevnt svært liten de første 40 år etter tiltaket, og kommer nokså lineært mot slutten av simuleringsperioden. En enkel tilnærming for å korrigere effekten av stubbebehandling ved en gitt bestandsalder kan gis ved følgende modell:

$$rc = \begin{cases} 0 & \forall x \leq 40 \\ \alpha \times \frac{x}{90} & \forall x > 40 \end{cases}$$

Hvor

*rc er gevinsten (prosent) i bundet CO<sub>2</sub> ved en gitt bestandsalder*

*α er gevinsten i bundet CO<sub>2</sub> ved en 90 års bestandsalder, den var om lag 12 - 17 prosent for stubbebehandling ved sluttavvirkning, 4 - 6 prosent for stubbebehandling kun ved tynning, og 18 - 22 prosent for stubbebehandling i begge hogstformer.*

*x er antall år fra behandlingstidspunkt.*

For å beregne total kostnad og effekt for stubbebehandling kan vi ta utgangspunkt i at nåværende sluttavvirkning fordeler seg på boniteter på samme vis som i ungskogpleiekapitelet. Siden stubbebehandling gir minimal effekt de første 40 år etter behandling, gir det ikke mening å beregne effekten for andre tidspunkt enn år 2100. Her har vi brukt en effekt på 13 prosent økt CO<sub>2</sub>-binding ved 90 års bestandsalder for behandling ved sluttavvirkning og 4 prosent ved 90 års bestandsalder for behandling ved tynning. Arealet med barmarks tynning av gran kjenner vi egentlig ikke, men det er åpenbart veldig lavt og vi har her satt 2000 dekar for å illustrere effekten av det.

Tabell 4.3 viser årlige aktuelle arealer for stubbebehandling og effekten av denne behandlingen i år 2100.

**Tabell 4.3. Årlig potensiale for stubbebehandling i Norge, med tilhørende effekt på CO<sub>2</sub>-binding i 2100. Merk forskjell i effekt ved sluttavvirkning (mill. tonn) og tynning (kt = 1000 tonn).**

	Bon <= 8	Bon 11-14	Bon >= 17	Sum / snitt
<b>Sluttavvirkning gran barmark</b>				
<b>Areal 1000 dekar</b>	38	52	49	140
Hogstvolum m <sup>3</sup> per dekar	15	29	39	29
<b>Volum 1000 m<sup>3</sup></b>	570	1510	1910	4000
<b>Effekt 2100, t CO<sub>2</sub> / dekar*</b>	2,86	5,72	14,3	7,85
<b>Effekt 2100, millioner t CO<sub>2</sub></b>	0,1	0,3	0,7	1,1
<b>Tynning gran barmark</b>				
<b>Areal 1000 dekar</b>	0	1	1	2
Hogstvolum m <sup>3</sup> per dekar	-	2	2	2
Volum 1000 m <sup>3</sup>	0	2	2	4
<b>Effekt 2100, t CO<sub>2</sub> / dekar</b>		1,5	4	1
<b>Effekt 2100, kt CO<sub>2</sub></b>	0	1	2	3

\* CO<sub>2</sub>-bindingen uten behandling er basert på samme årlige middeltilvekst som i ungskogpleiekapitlet, og effekten i tonn CO<sub>2</sub> per dekar ved et gitt tidspunkt er regnet ut fra dette.

## 4.4 Substitusjonseffekt

Dersom en legger til grunn følgende forutsetninger:

- total økning på 3 - 6 m<sup>3</sup> sagtømmer per dekar i løpet av 90 år
- skurutbytte på 50 prosent
- svinn på 10 prosent (kapp, mv. under bygging)

så tilsvarer dette 1,35 – 2,7 m<sup>3</sup> nyttbart virke per dekar som potensielt kan erstatte stålbjelker eller tilsvarende i bygg.

Med en faktor på 0,964 tonn CO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup> trevirke i redusert utslipp (Klima- og forurensningsdirektoratet 2011) gir det en potensiell substitusjonseffekt på 1,3 – 2,6 tonn CO<sub>2</sub> per dekar med tiltak.

Eventuell ekstra substitusjonseffekt dersom massevirke benyttes til erstatning av andre fossilintensive produkter og energivirke og restprodukter fra verdikjeden (hogstavfall, flis, mv.) benyttes til bioenergi vil komme i tillegg. Dersom restprodukter benyttes for eksempel til varme som erstatter el basert på gasskraft eller brukes til biodiesel som erstatter konvensjonell diesel (bioenergi i produksjonen) kan det gi substitusjonseffekter (reduserte utslipp) på henholdsvis 183 og 265 kg CO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup> trevirke (Klima- og forurensningsdirektoratet 2011).

## 4.5 Referanser

- Hietala, A.M., 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, A.M., 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, A.M., Solheim, H. og Talbot, B. 2016. Råte i granskog: Det er store forskjeller i kjennskap til forekomst og kontrolltiltak innen norsk skogbruk. NIBIO POP 2(28).
- Honkaniemi, J., Ahtikoski, A. og Piri, T. 2019. Financial incentives to perform stump treatment against *Heterobasidion* root rot in Norway spruce dominated forests, the case of Finland. *Forest Policy and Economics* 105: 1–9.
- Huse, K.J., Solheim, H. og Venn, K., 1994. Råte i gran registrert på stubber etter hogst vinteren 1992. Rapport Skogforsk 23/94, 1–26.
- Hylen, 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.
- Klima- og forurensningsdirektoratet. 2011. Skog som biomasseressurs. Klima- og forurensningsdirektoratet Rapport TA-2762. 101 s.
- 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 Sainio, M. 1998. Mengde, kvalitet og forbruksmuligheter av råtegran som råstoff til papirmasse (på finsk). *Metsätehon raportti* 50. 29 s.

## 5 Gjødsling med treaske

### 5.1 Innledning

Aske fra trevirke inneholder viktige næringsstoffer og kalk, og kan utnyttes til gjødslingsformål alene eller sammen med andre næringsstoffer (Hanssen mfl. 2014). Gjødsling med aske på torvmark ble omtalt i M-174 (Miljødirektoratet mfl. 2014), og det ble blant annet pekt på at «*gjødsling med aske er mer vanlig i noen av våre naboland, spesielt i Finland, men også i Sverige og noen av de baltiske landene*». 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. I hovedrapporten (Søgaard mfl. 2020) ga vi en kort oppdatering av kunnskapsgrunnlaget, hvor vi blant annet viste til Hanssen mfl. (2020) som rapporterte signifikant økt vekst der hvor aske og nitrogen ble gitt samtidig, men mer beskjedne effekter av aske og nitrogen hver for seg. I denne rapporten prøver vi å kvantifisere potensialene for askegjødsling av skog på både mineraljord og organisk jord, samt oppsummere potensielle effekter på naturmangfold, så langt dette lar seg gjøre med dagens kunnskap.

### 5.2 Dagens regelverk

I Norge reguleres askegjødsling i skog etter Forskrift om gjødselvarer mv. av organisk opphav (<https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2003-07-04-951>), som ikke definerer skog som et arealene det kan spres aske på. Det er dermed i utgangspunktet ikke tillatt. Imidlertid er spredning til for eksempel grøntarealer tillatt, og her er det oppgitt grenseverdier blant annet for tungmetaller. Forskriften er under revisjon, 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.*»

### 5.3 Bruk og dosering, spredningsmetoder og tilgang på aske

Det har ikke vært vanlig praksis i Norge å tilbakeføre treaske til skogen. Det finnes noen få forsøksfelt med askegjødsling, både på torvmark (Haveraaen 2014) og på mineraljord (Clarke mfl. 2018; Hanssen mfl. 2020). I våre naboland Sverige og Finland er gjødsling med aske i skog mer vanlig. I Sverige ble det i 2017 tilbakeført ca. 49 000 tonn aske til skog (Enström og Johannesson 2019). Ifølge Emilsson (2006) ble det i 2004 spredd 27 000 tonn aske i Finland. Der blir det meste spredd på grøftet torvmark, for å øke skogproduksjonen, mens det i Sverige anbefales som en motvekt mot forsurening og mot næringsubalanse i skog etter uttak av greiner og topper til bioenergi (Skogsstyrelsen, 2019).

I Sverige og Finland er det vanlig å bruke selvherdet og knust treaske, eventuelt granulert aske. Asken spres med traktor eller annet jordbruksredskap fra bakken, eller med helikopter. Granulering/pelletering gjør asken lettere å håndtere og spre, ikke minst fra helikopter. Dersom asken skal spres på torvmark fra bakken, bør det skje på frossen mark for at jordas bæreevne skal være god nok. Vanlig dosering ligger på 0,2-0,6 tonn per dekar (tilsvarer 2-6 t per hektar) (Hanssen mfl. 2014). I Sverige anbefaler Skogsstyrelsen at maksimalt 0,3 tonn tilføres per dekar og tiårsperiode, og maksimalt 0,6 tonn i løpet av en omløpstid. I forsøk med askegjødsling varierer doseringen mye, fra 0,1 til over 4 tonn per dekar.

Det finnes ingen offisiell oversikt over alle forbrenningsanlegg i Norge, og dermed heller ingen offisiell statistikk over tilgjengelig askevolum. Horn mfl. (2016) anslo at det var 7 650 t aske (bunn- og



flyveaske, fordelt med henholdsvis ca. 90 og 10prosent av mengden) fra rent trevirke tilgjengelig per år. På grunn av høyere tungmetallinnhold i flyveaske er det vanligvis bare bunnaske som er egnet til gjødsling i skog eller til jordbruksformål (Dibdiakova og Horn 2014, Miljødirektoratet 2018). Også en del av bunnasken vil ha for høye verdier av tungmetaller etter dagens regelverk. I tillegg er det mange forbrenningsanlegg som p.t. ikke skiller bunnaske fra flyveaske. Tilgangen på treaske til bruk i skog er derfor usikker, og avhengig av både produksjonsmetoder i forbrenningsanleggene og hvor strenge grenser regelverket setter til innhold av tungmetaller, dioksiner eller andre stoffer. Dersom 6000 t kan brukes til askegjødning, vil man med en dose på 0,3 tonn per dekar kunne gjødsle et areal på 20 000 dekar per år.

Det er også en mulighet at treaske importeres ferdig herdet/granulert fra Sverige eller Finland, hvor det alt finnes produksjonskjeder for produktet. Da vil tilgangen på aske fra norske forbrenningsanlegg ikke være begrensende for tiltaket.

## 5.4 Generelt om klimaeffekter av asketilførsel

Eventuelle klimaeffekter av askegjødning vil avhenge av om skogen får endret tilvekst etter gjødslingen, og dermed tar opp mer (eventuelt mindre) CO<sub>2</sub>, om det blir endringer i oppbyggingen eller nedbrytingen av karbonet i jorda, og om utslippet av klimagassene CO<sub>2</sub>, metan (CH<sub>4</sub>) og lystgass (N<sub>2</sub>O) øker eller avtar. Det finnes flere studier på effekten på karbonlagring i trærnes biomasse, men det er begrenset kunnskap om den totale effekten av tiltaket.

## 5.5 Klimaeffekten ved askegjødning av skog på mineraljord

### 5.5.1 Effekt på tilvekst - mineraljord

I boreale skoger på mineraljord er det vanligvis mangel på nitrogen (N) som begrenser veksten av trærne. Fordi aske ikke inneholder nitrogen, ser man ofte små effekter på tilveksten etter en ren askegjødning.

Jacobson (2003) fant at asketilførsel på mineraljord økte trærnes tilvekst noe på god bonitet, mens tilveksten avtok i et bestand med lav bonitet. Den samme tendensen ble funnet i en studie av Sikström mfl. (2009), hvor effekten av aske- og kalktilførsel på flere forsøksfelt i Finland, Sverige og Norge ble undersøkt. Trenden gikk i retning av at tilførsel av aske eller kalk førte til lavere tilvekst på mark med lav bonitet, ingen endringer på middels bonitet, og noe økt tilvekst på mark med god bonitet. Den mest sannsynlige årsaken til dette er at aske- eller kalktilførsel påvirker nettomineraliseringen av nitrogen, og dermed mengden plantetilgjengelig nitrogen (Persson mfl. 1990/1991). Også Jacobson mfl. (2014) fant tilsvarende resultater etter aske- og/eller nitrogen-tilførsel i 10 bestand i Sverige, men ingen av forsøksrutene med kun asketilførsel hadde signifikant bedre tilvekst enn ugjødsle kontrollruter.

Saarsalmi mfl. (2004) tilførte aske, nitrogen, eller aske pluss nitrogen, i fem bartrebestand i Finland. Asketilførselen økte pH-verdiene og mengden kalsium- og magnesiumioner i jorda, men askegjødning alene hadde ingen signifikant effekt på tilveksten. Tilveksten økte derimot i behandlingene som tilførte aske pluss nitrogen, eller bare nitrogen. En senere studie fra Finland av Saarsalmi mfl. (2012) viste at aske gitt sammen med nitrogen gjorde at økningen i tilvekst holdt seg lenger enn der hvor nitrogen ble gitt alene. Tilsvarende fant Hanssen mfl. (2020) en god effekt av å gjødsle et granbestand på god bonitet (G20-23) med aske + N. Denne effekten var tydelig allerede etter fem år. Det kan tyde på at en kombinasjon av nitrogen + aske er et godt gjødslingstiltak. Aske og nitrogen gitt samtidig kan potensielt føre til større nitrogentap til luft som ammoniakk, fordi asken hever pH (Jacobson 2003). Derfor bør asken optimalt sett tilføres en stund etter nitrogengjødning, noe som eventuelt vil fordyre tiltaket.

Tabell 5.1. Studier som ser på effekten på skogens tilvekst av å gjødsle med treaske på mineraljord.

Artikkel	Bestandstype	Gjødslingsdose	Effekt på tilvekst
Jacobson (2003)	4 furubestand med varierende bonitet (ca. F11-17) og 3 granbestand på rik mineraljord (tilsv. G23) i S-Sverige	0 (ugjødsle kontroll) og 1-9 t treaske ha <sup>-1</sup> , med og uten 150 kg N ha <sup>-1</sup>	Kun treaske ga i hovedsak små effekter (4-10prosent ikke-signifikant økning i de fire rikeste bestandene). I ett granbestand ble det 1,2 m <sup>3</sup> ekstra ha <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup> versus kontroll (p= 0,06). I de tre fattigste furubestandene ga asken 3-8prosent mindre tilvekst (ikke signifikant). N ga stort sett positiv effekt, mens det ikke var noen forskjell mellom N og N+aske i de to furubestandene der dette ble undersøkt.
Saarsalmi mfl. (2004)	Fire furubestand (tre på lav bonitet, ett på høy) og et granbestand på høy bonitet i Finland	Variierende mengder aske, aske+N og kun mineralgjødsel med N og ulike andre mineraler (SSF)	Kun treaske ga ingen effekt i første 5-års periode for to furufelt, og en ikke-signifikant positiv effekt på 7-9prosent i andre periode. Aske+N ga signifikant vekstøkning i første 5-års periode for de andre tre forsøkene, det samme gjorde SSF. I andre periode var det fortsatt en viss effekt av aske+N i et bestand (+ 26prosent, ikke sign.), men ikke av SSF.
Sikström mfl. (2009)	89 feltforsøk med kalk (74) eller aske (15) i Sverige, Finland og Norge (kun kalk). Pilotstudie med prelimnære resultater.	Variierende dosering av både kalk og aske.	Det var en signifikant, men ikke særlig sterk effekt av bonitet på grunnflatetilvekst 5-15 år etter asketilførsel, med positiv effekt på høye boniteter (fra ca. F/G20) og negativ på lave boniteter (fra ca. F/G14 og nedover). Effekten for boniteter ≥20 varierte fra 0-20 prosent. Effekt på volumtilvekst var mindre og ikke signifikant, selv om trenden var den samme.
Saarsalmi mfl. (2012)	Et furubestand i N-Finland, lav bonitet	Kontroll, 185 kg N ha <sup>-1</sup> , og tre behandlinger med N + ulike mengder treaske (1, 2,5 og 5 t ha <sup>-1</sup> )	Etter 30 år ga tilsetning av 5 t treaske + N en 10prosent økning i grunnflate sammenlignet med kontroll, mens vekstøkningen var 28 og 29prosent i henholdsvis 1 t aske + N og 2,5 t aske + N-behandlingene. Vekstøkningen med de to mindre askedosene + N var tydelig høyere enn for N alene (6 prosent). Selv om tilføring av treaske økte vekstresponsen av N, var effekten praktisk talt over etter 30 år.
Jacobson mfl. (2014)	Fire gran- og seks furubestand i Sverige, varierende bonitet	Variierende mengder aske, N eller aske + N	Kun treaske ga små og varierende effekter. Et rikt granbestand fikk dog en (ikke-signifikant) tilvekstøkning på 1,8 m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup> versus kontroll. Tilvekstresponsen på aske økte med økende bonitet. Tilsetning av aske sammen med N ga ikke økt vekst sammenliknet med kun N i de fire feltene dette var mulig å sammenlikne.
Hanssen mfl. (2020)	Et granbestand i S-Norge på høy bonitet (G20-23)	Kontroll, 150 kg N ha <sup>-1</sup> , 3 t aske ha <sup>-1</sup> , og aske + N	Årlig tilvekst i første 5-års periode økte med 1,5 m <sup>3</sup> for aske, 1,8 for N og 4,5 m <sup>3</sup> for aske + N. Det ga ca. 7, 9 og 23 ekstra m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> for de respektive behandlingene etter fem år. Kun aske + N signifikant forskjellig fra kontroll.

## 5.5.2 Samlet klimaeffekt av askegjødning på mineraljord

På mineraljord vil tilførsel av aske alene som nevnt føre til små endringer i skogens tilvekst. På god bonitet kan tilveksten og dermed CO<sub>2</sub>-opptaket i trærne øke noe, mens effekten kan være motsatt på lave boniteter. Maljanen mfl. (2006) undersøkte produksjonen av lystgass, metan og CO<sub>2</sub> i jorda etter askegjødning, på både mineral- og torvjord. De fant ingen signifikant endring av produksjonen av lystgass i mineraljord, hverken på kort eller lang sikt. På lang sikt gikk produksjonen av metan ned etter askegjødning, mens CO<sub>2</sub>-produksjonen økte noe. Fritze mfl. (1994) fant økt CO<sub>2</sub>-utviklingshastighet i jord i et furubestand i Finland der aske var tilført. I et svensk inkubasjonsforsøk med feltbehandlet jord fra Skogaby ble det ikke funnet behandlingseffekter på CO<sub>2</sub>-utviklingshastigheten, mens askebehandling i laboratoriet av materiale fra Flakaliden reduserte CO<sub>2</sub>-produksjonen (Rosén mfl. 1993).

I sum ser det ut til at å tilføre treaske til skog på mineraljord har beskjeden effekt på trærnes tilvekst, og at det heller ikke endrer jordrespirasjonen eller utslippet av lystgass og metan nevneverdig. De tilfellene der en viss positiv effekt av askegjødning er funnet, ligger på god mark, mens tiltaket kan ha motsatt effekt på fattige jordtyper. Aske gitt sammen med nitrogen har i noen tilfeller gitt en bedre tilveksteffekt enn kun nitrogentilførsel (Hanssen mfl. 2020, Saarsalmi mfl. 2012), mens andre studier ikke har funnet dette (Jacobson 2003, 2014).

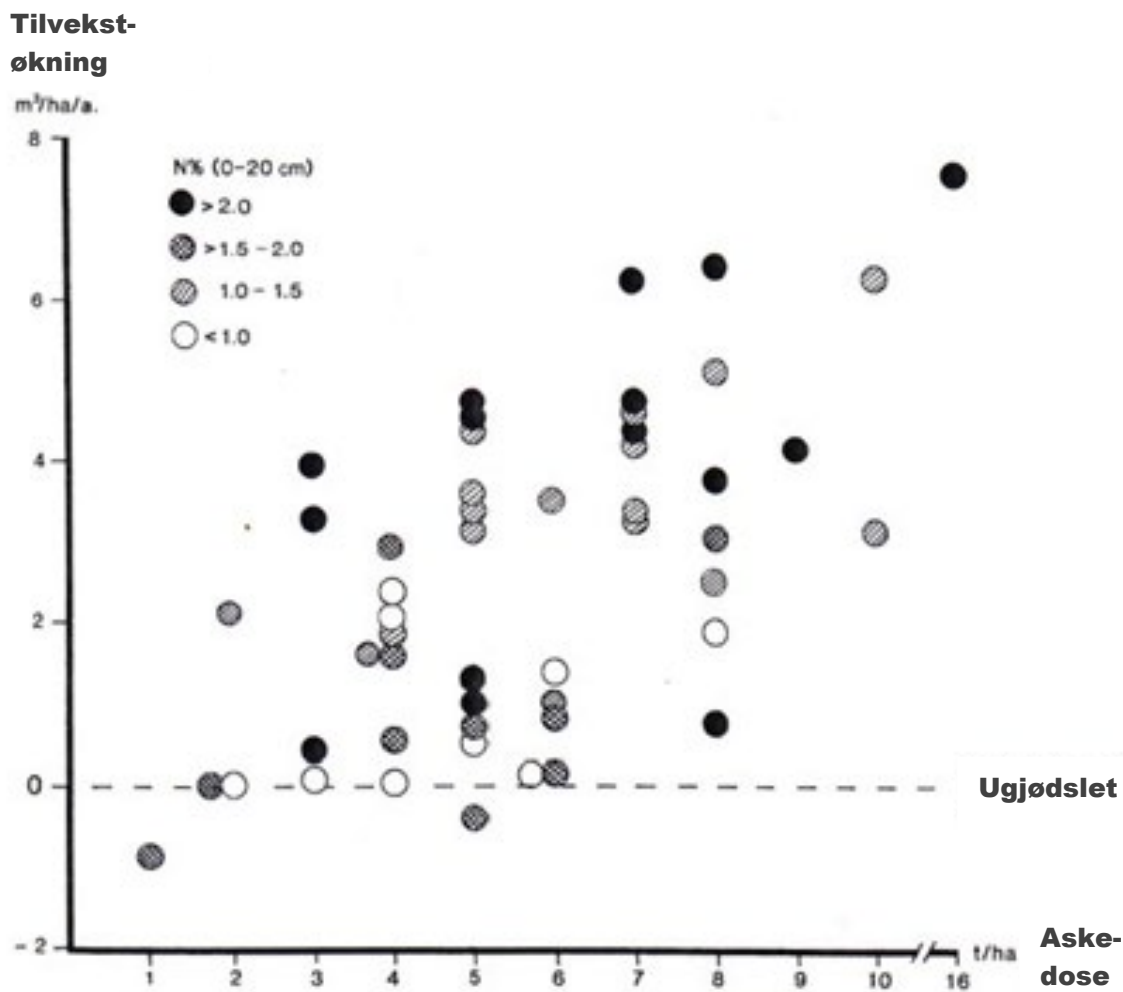
## 5.6 Klimaeffekten ved askegjødning av skog på drenert organisk jord

### 5.6.1 Effekt på skogens tilvekst – drenert organisk jord

Mens askegjødning av fastmark vanligvis ikke gir noen særlig økt tilvekst, er effekten ganske annerledes på grøftet torvmark. Her er det som regel ikke mangel på nitrogen som hemmer veksten, men mangel på andre næringsstoffer som fosfor (P) og kalium (K) (Päivänen og Hånell 2012). Disse næringsstoffene finnes i aske. Askegjødning av torvmark hever pH, øker mikrobiell aktivitet og omsetning, gir bedre forhold for foryngelse og øker skogproduksjonen. Det er vist at produksjonen kan mer enn tidobles (Moilanen mfl. 2002), selv om en dobling av tilveksten nok er et mer vanlig nivå (Augusto mfl. 2008). Etter tilførsel av aske vil det gjerne ta noen år før produksjonen tar seg opp. Dette er tydeligst der gjødningen blir foretatt i svært ung skog, hvor volumet er lavt i utgangspunktet. I en studie fra Finland fant Silfverberg og Huikari (1985) at askegjødning med 5-6 tonn per hektar økte gjennomsnittsproduksjonen på grøftet torvmark med omtrent 3 m<sup>3</sup> per hektar og år over 40 år. Effekten er lavere når innholdet av nitrogen i torva under 1 prosent, og større med økt askemengde (Figur 5.1). Videre konkluderer Silfverberg og Moilanen (2001) i en gjennomgang av finske forsøk med at en enkelt gjødning med aske på torvmark generelt fører til en ekstra tilvekst på ca. 100 m<sup>3</sup> per hektar over en 30-40 års periode, og at effekten er størst på torvmark som mangler fosfor og kalium, men har et nitrogeninnhold over 1 prosent. I et askegjødningsforsøk av furuskog på Åsmyra (Ås, Viken) økte totalproduksjonen etter 50 år fra 85 m<sup>3</sup> per hektar uten gjødning til 265-324 m<sup>3</sup> ved en engangs tilførsel av 4-10 tonn aske per hektar (Haveraaen 2014), med størst effekt etter de høyeste askedosene. Effekten av asketilførsel er langvarig, og har tydelig effekt på årlig tilvekst også etter 40-50 år i Haveraaens studie.

I tråd med funnene til Silfverberg og Huikari (1985) (Figur 5.1) bør områder med svært lite nitrogen i torva ikke prioriteres for askegjødning. I de aller rikeste torvmarkene er også tilførsel av aske mindre aktuelt, fordi behovet for tilførsel av P og K er lavere. Päivänen og Hånell (2012) anbefaler heller ikke asketilførsel ved temperatursommer under 900 døgngrader, hvor temperaturen er begrensende for veksten (jamfør Sundström mfl. 2000). Men ellers vil trær på fattige til relativt rike grøftede torvmarker sannsynligvis respondere godt på tilførsel av treaske. Fra et økonomisk og også produksjonsmessig synspunkt er det en fordel å gjødsle etablerte bestand i relativt god vekst, hvor

effekten av tiltaket kan høstes gjennom tynninger eller slutthogst i rimelig nær fremtid (Päivänen og Hånell 2012).



Figur 5.1. Tilvekstøkningen (m<sup>3</sup> per hektar og år) i 55 askegjødsla forsøksruter i Finland, sammenliknet med ugjødsla kontrollruter. Tid siden gjødsling (21-46 år) er brukt som kalkulasjonsperiode. Askedose (tonn per hektar) på x-aksen. Fargen på sirkelene viser nitrogeninnholdet i torva i prosent. Fra Silfverberg og Huikari 1985, fig. 9.

Effekten vil altså variere mye, men et mulig anslag basert på metaanalyser og studier som har gått over flere tiår, som Augusto mfl. (2008), Silfverberg og Huikari (1985), Silfverberg og Moilanen (2001) og Haveraaen (2014) kan være en økning i produksjonsevnen på minst 0,3 m<sup>3</sup> per dekar og år i minst 40 år for grøftet, fattig til nokså rik torvmark ved tilsetning av 0,3-0,6 t aske per dekar. I tillegg til stammen vil tilveksten i røtter og greiner øke, noe som kan beregnes ved hjelp av biomasseekspansjonsfaktorer (BEF), som beregner total biomasse ut fra et gitt stammevolum. Ifølge Viken (2012) er for eksempel BEF for middelaldrende furu på middels bonitet ca. 0,75. Biomasse kan deretter omregnes til CO<sub>2</sub> ved å multiplisere med 0,5\*(44/12). En årlig tilvekst på 0,3 m<sup>3</sup> per dekar og år gir da en økt total biomasse på 0,225 tonn tørrstoff eller drøyt 0,4 tonn CO<sub>2</sub> per dekar og år.

Tabell 5.2. Studier som ser på effekten på skogens tilvekst av å gjødsle med treaske på drenert organisk jord.

Artikkel	Bestandstype	Gjødslingsdose	Effekt på tilvekst
<b>Silfverberg og Huikari (1985)</b>	55 forsøksruter med asketilførsel og 24 ugjødsle kontrollruter	0, og 1-16 t aske ha <sup>-1</sup> . Effekten målt 21-46 år etter tilførsel.	Sterk og langvarig positiv effekt på tilveksten (ca. 0-8 m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup> , snitt ca. 3-4). Lavere effekt når N-prosent i torva < 1, større effekt med økt askemengde.
<b>Moilanen mfl. (2002)</b>	Grøftet furubestand i N-Finland	0, 8 og 16 t aske ha <sup>-1</sup> i 1947, effekt målt i 1994	I 1994 var stående volum 26, 162 og 236 m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> og årlig gjennomsnittlig tilvekst 1,2, 6,9 og 10,9 m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> i de tre behandlingene.
<b>Augusto mfl. (2008)</b>	Litteraturstudie av mange askeforsøk hovedsakelig i Norden, 10 på torvmark	1-44 t aske ha <sup>-1</sup>	5-225 prosent økning i tilvekst sml. med kontroll, og med langvarig effekt. Snitt var + 83 prosent, altså nær dobling, og median + 59 prosent (data fra Moilanen 2002 utelatt).
<b>Moilanen mfl. (2012)</b>	Middels rikt, høfted furudominert bestand	0, 5 og 15 t aske ha <sup>-1</sup> . Effekt målt 13 år etter asketilførsel.	Tilførsel av 5 t aske tredoblet tilveksten over 12 år sammenliknet med tilførselstidspunktet, og 15 t aske syvdoblet den. I det tolvte året var årlig tilvekst 2, 11 og 13 m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> for 0, 5 og 15 t aske.
<b>Haveraaen (2014)</b>	Grøftet furubestand, i utgangspunktet fattig	0, 4, 7 og 10 t aske ha <sup>-1</sup> i 1944, regjødslet 1993	Totalproduksjonen økte fra hhv. 85 til 265, 288 og 324 m <sup>3</sup> de første 50 år, tilsvarende en økning i årlig tilvekst på 3,6-4,8 m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> . Produksjonsheving fra ca. F8 til F14-17.
<b>Rütting mfl. (2014)</b>	Grøftet furu- og granbestand, og to små høftede nedbørsfelt	0, 3 og 6 t aske ha <sup>-1</sup> . Effekt målt 5-8 år etter tilførsel.	Furubestandet fikk økt tilvekst på 1,4 (+38prosent) and 1,7 (+46prosent) m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup> de første 8 åra for 3 og 6 t aske, og nedbørsfeltet en økning på 2,0 (+61prosent) med 3 t aske. Granfeltet økte produksjonen med 5-6 m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup> (ca. +45prosent) i første 5-årsperiode.
<b>Ojanen mfl. (2019)</b>	Seks høftede bestand i Finland, fem på rik torvmark og et på fattig ombrotrof myr.	0 og 6-16 t ha <sup>-1</sup> , effekt undersøkt etter 16-67 år. Tre av bestandene ble tilført mineral-gjødsel (P, K, ett også N) og ikke aske.	Trærnes vekst økte kraftig. Et rikt bestand hadde en økt tilvekst på 46 prosent, for de andre ble tilveksten minst tredoblet. Økningen varierte mellom 248 og 1013 g CO <sub>2</sub> m <sup>-2</sup> år <sup>-1</sup> .

## 5.6.2 Samlet klimaeffekt av askegjødsling på drenert organisk jord

Grøftet, tresatt torvmark (uten gjødsling) kan opptre som både kilde og sluk for CO<sub>2</sub>. Dette vil variere med blant annet temperatursum og hvor rik torvmarka er (Ojanen mfl. 2013)<sup>13</sup>. På høfted torvmark får vi vanligvis økt skogproduksjon etter askegjødsling, som vil føre til økt karbonlagring i trærnes biomasse. Tilførsel av aske høyner pH i det øverste torvlaget, og økt mikrobiell aktivitet fører til nedbryting av organisk materiale. Moilanen mfl. (2002) fant at CO<sub>2</sub>-utslippet fra torva økte noe, mens metan- og lystgassutslippet gikk ned etter gjødsling med 8 t aske per ha. Maljanen mfl. (2006) fant liknende resultater i langtidsforsøk med askegjødsling. Nedgangen i utslipp av metan og lystgass tilskrives først og fremst den økte pH-verdien i jorda. Klemetsson mfl. (2010) fant i en korttidsstudium fra Sverige at askegjødsling reduserte CO<sub>2</sub>-utslippet fra jorda med ca. 20 prosent de første to årene etter gjødsling, og lystgass-utslippet med ca. 40 prosent. En finsk studie fant derimot at gjødsling av høfta torvmark med 5 og 15 t treaske per

<sup>13</sup> Se også kapittel 3 om grøfterensk etter hogst, og [delkapittel 3.2.4 om jordkarbon](#)

hektar økte utslippet av CO<sub>2</sub> fra torva med 77 - 100 prosent, målt 13 år etter asketilførselen. Gjødslingen førte imidlertid til at skogtilveksten økte så mye at tiltaket totalt var klart positivt for karbonbalansen. Utslippet av karbon til atmosfæren (utslipp av CO<sub>2</sub> fra torva minus opptak i trærne) ble redusert med omtrent 75 prosent (Moilanen mfl. 2012) (Tabell 5.3).

Rütting mfl. (2014) studerte klimaeffektene fem til åtte år etter tilførsel av 3–6 t aske ha<sup>-1</sup> i et gran- og et furubestand samt to mindre nedbørsfelt på grøftet torvmark i Sør-Sverige. Utslippene av klimagassene CO<sub>2</sub>, metan og lystgass var i hovedsak uforandret, mens skogproduksjonen økte i perioden. De konkluderte med at tiltaket hadde en positiv netto effekt på karbonopptaket (Tabell 5.3).

Ojanen mfl. (2019) undersøkte den totale effekten av gjødsling med treaske (6-16 tonn per hektar) eller mineralgjødning med fosfor, kalium (og i noen tilfeller nitrogen) på seks grøftede skogbestand i Finland, fem på rik torvmark og et på fattig ombrotrof myr. Gjødslingen var foretatt 16-67 år før oppmåling, og økte trærnes tilvekst kraftig i alle bestandene. CO<sub>2</sub>-utslippene fra jorda økte også. Ca. 85 prosent av disse utslippene ble beregnet å stamme fra økt tilførsel av strøfall på grunn av økt trevekst, mens 15 prosent ble vurdert å komme fra økt nedbryting av torv. Utslippene av metan og lystgass var små, og for to av bestandene mindre i gjødslet felt enn i kontrollfeltet. I sum førte askegjødslingen til et klart økt netto opptak av CO<sub>2</sub>, og liten eller ingen økning i utslipp av metan og lystgass (Tabell 5.3). Forfatterne understreket imidlertid at studien ikke sier noe om hva karbontapet fra nedbryting av torv betyr på riktig lang sikt (flere hundre år).

I de tre studiene i tabell 5.3 varierer den netto positive effekten av askegjødning på CO<sub>2</sub>-opptaket mellom 1,1 og 5,3 t ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>, med størst effekt målt i studien som har gått over lengst tid. De studiene som kun ser på trærnes tilvekst uten å trekke fra utslipp fra torva (ref. tabell 5.2) vil sannsynligvis overvurdere netto CO<sub>2</sub>-opptak noe, men hvor mye dette eventuelt kan utgjøre er vanskelig å anslå og kommer uansett til å variere mye. I de tre «totalstudiene» varierer utslipp fra torv fra omtrent ikke noe (Rütting mfl. 2014) via utslipp tilsvarende drøyt 10 prosent av CO<sub>2</sub>-opptaket som skjer i trærne (Ojanen mfl. 2019) til over halvparten (Moilanen mfl. 2012). Også i studier som kun ser på endring i CO<sub>2</sub>, metan og lystgass i torva etter askegjødning, varierer resultatene fra en netto nedgang i utslipp av CO<sub>2</sub>-ekvivalenter til en økning, jamfør gjennomgangen over.

**Tabell 5.3. Studier som ser på effekten på både trebiomasse og torv av å gjødsle med treaske på drenert organisk jord.**

Artikkel	Bestandstype	Gjødslingsdose	Effekt på totalt klimagassregnskap
<b>Moilanen mfl. (2012)</b>	Middels rikt, grøftet furudominert bestand	0, 5 og 15 t aske ha <sup>-1</sup> . Effekt på trær og jordrespirasjon målt 13 år etter asketilførsel.	Økt utslipp fra torv etter gjødning, men også sterkt økt tilvekst i trær. Fortsatt netto utslipp fra alle ruter etter 13 år. I kontrollruta ble totalt CO <sub>2</sub> -utslipp (utslipp fra torv minus opptak i trær) beregnet til 204 g m <sup>-2</sup> år <sup>-1</sup> (2,04 t ha <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup> ), mens det i gjødslingsrutene var 43-58 g m <sup>-2</sup> år <sup>-1</sup> (ca. 0,5 t C ha <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup> ), en reduksjon på ca. 1,5 t C eller 75 prosent.
<b>Rütting mfl. (2014)</b>	Grøftet furu- og gran-bestand, og to små grøftede nedbørsfelt, S-Sverige	0, 3 og 6 t aske ha <sup>-1</sup> . Effekt målt 5-8 år etter tilførsel.	Liten endring i utslipp av CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> og N <sub>2</sub> O, men økt tilvekst. Gjennomsnittlig positiv netto effekt på -0,27 kg CO <sub>2</sub> -ekvivalenter m <sup>-2</sup> år <sup>-1</sup> (2,7 t ha <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup> ) i furubestandet og -1.07 kg CO <sub>2</sub> -ekv. m <sup>-2</sup> år <sup>-1</sup> (1,1 t ha <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup> ) i granbestandet.
<b>Ojanen mfl. (2019)</b>	Seks grøftede bestand i Finland, fem på rik torvmark og et på fattig ombrotrof myr.	0 og 6-16 t ha <sup>-1</sup> , effekt undersøkt etter 16-67 år. Tre av bestandene ble tilført mineralgjødning (P, K, ett også N) og ikke aske.	Lite endring i utslipp av CH <sub>4</sub> og N <sub>2</sub> O. CO <sub>2</sub> -utslipp i torva økte etter gjødning, i hovedsak på grunn av økt tilførsel av strøfall. I snitt økte klimagassutslippet fra torva med ca. 70 g CO <sub>2</sub> -ekv. m <sup>-2</sup> år <sup>-1</sup> . Tilveksten ble kraftig økt. I sum førte gjødningen til et økt opptak av klimagasser tilsvarende -527 g CO <sub>2</sub> -ekv. m <sup>-2</sup> år <sup>-1</sup> , eller 5,3 t ha <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup> .

Ut ifra de studiene som foreligger, både med netto opptak i trebiomasse alene og de som har sett på den samlede effekten for CO<sub>2</sub>, metan og lystgass i både trebiomasse og torva, vil det være riktig å legge inn en usikkerhet i estimatene. Basert på tilgjengelig litteratur estimerer vi at en tilførsel av 0,3-0,6 tonn treaske per dekar (3-6 t per hektar) på drenert organisk jord kan gi en samlet effekt på mellom 0,2-0,4 tonn CO<sub>2</sub>-ekvivalenter per dekar og år, og at denne effekten vil vare i minst 40 år. Det er imidlertid betydelig usikkerhet ved estimatet, da det er basert på et begrenset utvalg av feltforsøk.

## 5.7 Klimagasseffekt per arealenhet - oppsummering

Det er få studier som tar for seg klimagassbalansen i hele økosystemet etter askegjødsling, særlig i et lengre tidsperspektiv. Ut fra de rapportene som foreligger er det sannsynlig at tilførsel av kun treaske ikke vil ha særlig effekt på mineraljord. På god mark er en viss positiv effekt av askegjødsling funnet, mens tiltaket kan ha motsatt effekt på fattige jordtyper. Aske tilført sammen med nitrogen på mineraljord kan i noen tilfeller øke tilveksten mer enn ved bare tilførsel av nitrogen, men varierende resultater gjør det vanskelig å kvantifisere denne effekten.

Det er derimot svært sannsynlig at askegjødsling på drenert organisk jord vil ha en positiv effekt på klimagassregnskapet. Basert på tilgjengelig litteratur har vi estimert at tilførsel av minst 0,3-0,6 tonn treaske per dekar på organisk jord vil kunne gi en total effekt på mellom 0,2-0,4 tonn CO<sub>2</sub>-ekvivalenter per dekar og år, og at denne effekten vil vare i minst 40 år.

Det er her utelukkende effekten på skogen som er vurdert, det vil si det som vil fanges opp og rapporteres under arealbrukssektoren i det nasjonale klimagassregnskapet. Utslipp knyttet til produksjon, transport og spredning er ikke inkludert, og heller ikke substitusjonseffekten (kap. 5.8). Treasken vil komme fra forbrenningsanlegg som uansett vil produsere aske som et restprodukt. Det er derfor ikke økt utslipp knyttet til selve forbrenningsprosessen. Noe ekstra håndtering og transport av asken må påregnes dersom den skal benyttes til gjødsling i skog, ved at den først fraktes til opplags-/herdingsplass, eventuelt pelleteringsanlegg. Deretter skal asken transporteres og spres ut i skogen. Dette oppveies delvis ved at en unngår CO<sub>2</sub>-utslippene som ellers ville kommet ved å transportere asken til deponi.

I Klimakur 2020 (Klima- og forurensningsdirektoratet 2010) ble det beregnet at drivstofforbruket ved spredning av nitrogengjødsel med helikopter tilsvarte et utslipp på 1,4 kg CO<sub>2</sub> per dekar. Fordi det skal spres større mengder aske enn nitrogengjødsel, vil drivstofforbruket bli større. Hvis en femdobling av mengden (for eksempel 300 kg aske per dekar mot ca. 60 kg nitrogengjødsel) fører til en femdobling av drivstofforbruket, tilsvarer det 7 kg CO<sub>2</sub> per dekar. Det vil likevel bli beskjedent sammenliknet med den potensielle økningen i CO<sub>2</sub>-opptak. Hva klimagassutslippet blir ved spredning fra bakken er ikke beregnet.

## 5.8 Potensielle arealer egnet for asketilførsel

I dag er nygrøfting av myr ikke tillatt, men fram til 2007 ble dette utført grøfting på både mineraljord med behov for drenering, og på organisk jord. Ifølge foreløpige tall fra Landsskogtakseringen<sup>14</sup> er det anslagsvis 2,7 millioner dekar skog med grøftfelt i Norge (det vil si areal av skogbestand som er grøftet for å fremme skogproduksjonen), og det aller meste er produktiv skog (Søgaard mfl. 2020). Arealet som er drenert består i all hovedsak av midlere og gode boniteter, og over 50 prosent av arealet er på middels bonitet (11 og 14). Kun i underkant av 15 prosent er lave boniteter (6 og 8). Av det totale arealet er 33 prosent på organisk jord (torvlag > 40 cm tykkelse), noe som gir anslagsvis 900 000 dekar grøftet torvmark.

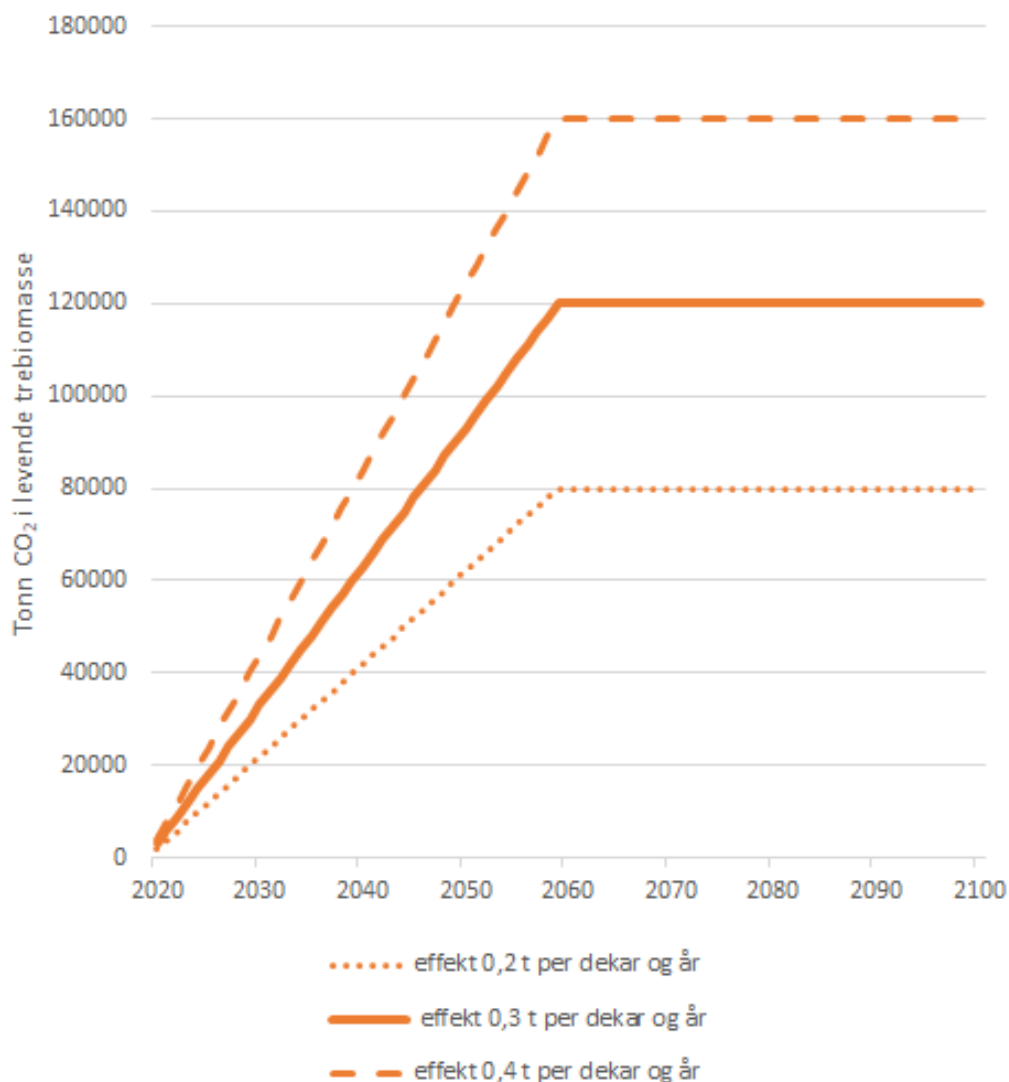
---

<sup>14</sup> Estimat basert på registreringer på 3/5 av Landsskogtakseringens prøveflater i skog.

Med utgangspunkt i disse arealene og deres aldersklassedfordeling (se også avsnitt 3.1 og 3.3.2) anslår vi at et stabilt, langsiktig nivå for askegjødning av drenert organisk jord kan ligge på ca. 10 000 dekar årlig. Dette er en indikasjon på hvor nivået kan ligge, og det er her ikke lagt inn noen begrensninger på grunn av eventuelle miljøhensyn eller driftsforhold, eller på tilgang til aske av riktig kvalitet.

## 5.9 Potensiell årlig effekt fram til 2100

Effekten av askegjødning kan beregnes på liknende måte som effekten av nitrogengjødning (Miljødirektoratet mfl. 2014). Askegjødning på torvmark vil øke tilveksten mer enn nedbrytingen som skjer i torva, slik at mer karbon bindes i levende biomasse. Vi forventer at effekten varer i minst 40 år. Vi kan videre anta at effekten deretter blir borte, selv om vi ikke vet det sikkert. Til forskjell fra nitrogengjødning bør asken tilføres tidligere i omløpet for at bestanden skal nyttiggjøre seg det over det meste av perioden. Dersom et nytt bestand gjødsles hvert år, og hvert bestand avvirkes 40 år etter gjødning, vil det årlige karbonopptaket i levende biomasse øke i 40 år og deretter ligge konstant på dette høyere nivået. Effekten fra det første bestandet opphører, mens et nytt bestand vil få økt opptak. Karbonlageret stabiliserer seg altså på et høyere nivå.



Figur 5.2. Effekten på karbonlageret av å gjødsle med aske på grøftet torvmark, hvis gjødningen fører til en ekstra binding av 0,2, 0,3 eller 0,4 t CO<sub>2</sub> per dekar og år i 40 år, og det gjødsles et areal på 10 000 dekar i året.



Figur 5.2 viser hvordan karbonbindingseffekten vil variere med ulik effekt av gjødslingen (0,2-0,4 tonn CO<sub>2</sub>-ekvivalenter da<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>) og et årlig gjødslingsareal fra år 2020 på 10 000 dekar i året, gitt forutsetningene over. I Tabell 5.4 vises effekten av tiltaket i år 2030, 2050 og 2100, gitt en effekt på 0,3 tonn per dekar og år.

**Tabell 5.4. Potensiell årlig effekt av askegjødning på grøftet torvmark i millioner tonn CO<sub>2</sub> i økt netto opptak i levende biomasse, gitt en effekt på 0,3 t CO<sub>2</sub> da<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> og gjødning av 10 000 dekar i året fra år 2020.**

År	CO <sub>2</sub> i millioner tonn
2030	0,03
2050	0,09
2100	0,12

## 5.10 Substitusjonseffekt

Det vil være en substitusjonseffekt av tiltaket gjennom at økt vekst gir større tilgjengelig tømmervolum.

Dersom en legger til grunn følgende:

- gjennomsnittlig sagtømmerandel på 55 prosent (snitt for siste 5 år basert på Landbruksdirektoratet 2020)
- skurutbytte på 50 prosent
- svinn på 10 prosent (kapp, mv. under bygging)

så vil substitusjonseffekten av et økt volum på 0,3 m<sup>3</sup>/dekar/år i 40 år potensielt kunne gi: 0,3 x 40 x 0,55 x 0,5 x 0,9 = 2,97 m<sup>3</sup> skurlast som erstatter stålbjelker eller tilsvarende i bygg. Med en faktor på 0,964 tonn CO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup> trevirke i redusert utslipp (Klima- og forurensningsdirektoratet 2011) gir det en potensiell substitusjonseffekt på 2,86 tonn CO<sub>2</sub> per dekar med tiltaket.

Eventuell ekstra substitusjonseffekt dersom massevirke benyttes til erstatning av andre fossilintensive produkter og energivirke og restprodukter fra verdikjeden (hogstavfall, flis, mv.) benyttes til bioenergi vil komme i tillegg. Dersom restprodukter benyttes for eksempel til varme som erstatter el basert på gasskraft eller brukes til biodiesel som erstatter konvensjonell diesel (bioenergi i produksjonen) kan det gi substitusjonseffekter (reduserte utslipp) på henholdsvis 183 og 265 kg CO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup> trevirke (Klima- og forurensningsdirektoratet 2011).

## 5.11 Betydning for naturmangfold

Kjente effekter av asketilførsel på naturmangfold frem til 2015 er oppsummert av Huotari mfl. (2015). Det er undersøkt effekter på vegetasjon, mikroorganismer, sopp, rundormer (nematoder), mark, leddyr, fugler, pattedyr og vannlevende organismer nedstrøms det gjødslete området.

I mange tilfeller, er det effekten av forhøyde konsentrasjoner av tungmetaller, spesielt kadmium (Cd), som er undersøkt, fordi det har vært bekymringer over effekten som tungmetaller i aske kan ha på organismer.

Den økte pH i jord etter asketilførsel kan bety at noen tungmetaller blir mindre tilgjengelige for i hvert fall noen organismer (Clarke mfl. 2018). Dette kan forklare den ofte observert reduksjon eller mangel på endring i tungmetallkonsentrasjoner i bær og sopp etter asketilførsel (Huotari mfl. 2015).

Imidlertid har også økte tungmetallkonsentrasjoner i bær og sopp blitt funnet i noen tilfeller (Huotari mfl. 2015). Uansett, er det viktig å kontrollere tungmetallkonsentrasjoner i aske før det blir brukt i skogen. Forskriften om gjødselvarer mv. av organisk opphav inneholder maksimumsgrenser for tillatt konsentrasjoner av tungmetaller for forskjellige kvalitetsklasser; også har for eksempel Sverige anbefalinger for maksimumsgrenser for tungmetaller i herdet aske som skal spredes i skogen (Skogsstyrelsen 2019).

### 5.11.1 Effekter på markvegetasjon og dens artsmangfold

Det er relativt få undersøkelser av effekter av askegjødsling på markvegetasjon i skog og vegetasjonens artsmangfold (jamfør Augusto mfl. 2008, Dynesius 2012). I Norge kjenner vi ikke til andre undersøkelser av dette enn vårt feltforsøk i granskog på høy bonitet (G20-23) i Hobøl i Indre Østfold kommune i Viken fylke (Clarke mfl. 2018, Hanssen mfl. 2020). I dette feltforsøket [blokkdesign med fire behandlinger; kontroll og tre gjødslingsbehandlinger (i) treaske (300 kg/dekar), (ii) nitrogen (15 kg ammoniumnitrat/dekar), og (iii) treaske pluss nitrogen og tre gjentak (replikater) per behandling] ble askegjødslingseffekter på vegetasjonen undersøkt. Gjødsling ble utført i 2013. Vegetasjonsflatene ble undersøkt før behandling i 2012, og på nytt sommeren 2015. Artsmengder i til sammen 60 vegetasjonsflater á 1 m<sup>2</sup> (5 per blokk) ble registrert som prosent dekning (vertikal projeksjon) av hver art og smårutefrekvens (Økland 1988); forekomst av alle arter innenfor 16 småruter (25x25 cm).

Statistiske analyser av dataene fra feltforsøket (Økland mfl., upubliserte data) viste at totalt artsantall ble signifikant redusert for flater gjødslet med aske, aske pluss nitrogen og bare nitrogen, men ikke i kontrollflatene. Størst reduksjon i artsantall var det for flater gjødslet med aske pluss nitrogen, dernest med bare aske. Ingen karplantegrupper, hverken vedplanter, lyng, karsporeplanter, urter, eller grasvekster, viste signifikante endringer i artsantall, mens totalt antall mosearter (summen av antall arter bladmoser, torvmoser og levermoser) ble signifikant redusert for alle de 3 gjødslingsbehandlingene, men mest på flater tilført aske pluss nitrogen og flater kun gjødslet med aske. Artsgruppen levermoser fikk signifikant redusert artsantall bare på flater gjødslet med aske, og på flater gjødslet med aske pluss nitrogen.

Den ettårige urten skogmarimjelle (*Melampyrum sylvaticum*), som er vanlig på frisk litt næringsrik, skyggefull jord, økte signifikant i mengde målt som smårutefrekvens på flater gjødslet med aske pluss nitrogen. Prosent dekning av arten økte også på flater gjødslet med bare nitrogen. For øvrig fant vi ingen signifikante endringer for karplantenes mengder, men det var relativt få karplantearter på flatene før behandling (ca. fem i gjennomsnitt). Det var også relativt lav gjennomsnittlig dekning av dvergbusker som blåbær (*Vaccinium myrtillus*), som ellers ofte dominerer på habitater med lavere pH i granskog (se for eksempel Økland 1996). Flere mosearter fikk signifikant redusert mengde på flater gjødslet med aske og aske pluss nitrogen. Selv om enkelte mosearter viste signifikante endringer på kontrollflater og flater gjødslet med bare nitrogen var det flere arter som gikk signifikant tilbake på flater kun gjødslet med aske og/eller aske pluss nitrogen. Noen få mosearter ble signifikant endret også på kontrollflater; for eksempel økte både etasjemose (*Hylocomium splendens*) og furumose (*Pleurozium schreberi*) i dekning både på kontrollflater og på flater gjødslet med aske; dette skyldes trolig andre årsaker enn askegjødslingen i vårt feltforsøk. Det var lite lav på flatene i vårt feltforsøk, men vi fant signifikant reduksjon (målt som smårutefrekvens) av pulverbrunbeger (*Cladonia chlorophaea* agg.) for alle tre gjødslings-behandlinger. Det ble også mindre av denne arten målt som prosent dekning på flatene gjødslet med aske pluss nitrogen. Stubbesyl (*Cladonia coniocraea* agg.) ble det signifikant mindre av målt som smårutefrekvens bare på flater gjødslet med både aske og nitrogen.

Kort oppsummert fikk vi i vårt feltforsøk i granskog på høy bonitet i Hobøl to år etter gjødsling størst endringer for artsmangfold og endringer i artenes mengder på flater gjødslet med aske og flater gjødslet med aske og nitrogen sammen, med en tendens til litt større effekter der det var gjødslet med både aske og nitrogen. Vi fikk også størst (negativ) effekt på moser, både med hensyn på redusert artsmangfold og med hensyn på mengdene av de enkelte artene; av karplantene var det bare

skogmarimjelle som viste signifikant mengdeøkning (Økland mfl. upubliserte data) og bare to lavararter ble signifikant endret i mengde.

Vi har ikke laget en fullstendig litteraturoversikt for effekter av askegjødsling på markvegetasjon, men hovedpunkter fra noen relevante publikasjoner er oppsummert nedenfor. Eventuelle effekter på markvegetasjonen av tungmetaller i aske er ikke omtalt her.

Moilanen mfl. (2002) undersøkte effekter av askegjødsling 50 år etter behandling på drenert, intermediær myr i Finland som ble forsøkt tilplantet med furu. Forsøket med tilplanting mislyktes, men etter hvert vokste det opp furu og bjørk på den grøftede myra. De fleste bjørkene ble imidlertid fjernet noen år etterpå. Forsøket viste betydelige effekter på vegetasjonen 50 år etter askegjødslingen, med blant annet økt forekomst av gras og urter og redusert artsantall for moser.

I en litteraturstudie som sammenstilte publiserte effekter av askegjødsling på skogøkosystemer, inkludert effekter på bakkevegetasjon, påpekte Augusto mfl. (2008) at selv om det var få studier rapporterte flere noen samsvarende effekter på bakkevegetasjon i Norden: redusert dekning av moser og dvergbusker, og økt dekning av gras og urter (Kellner og Weibull 1998; Jacobson og Gustafsson 2001; Arvidsson mfl. 2002; Moilanen mfl. 2002). Gjødslingseffektene varierte med dose og jordtype, med størst effekt på torvjord, der askegjødsling fullstendig endret artssammensetningen (se Moilanen mfl. 2002), samt større effekt med økende doser. Tilsvarende fant Ozolinčius mfl. (2007) redusert mosedekning etter gjødsling med aske og med aske og nitrogen i furuskog i Litauen. De fant også at høyere dose ga større reduksjon i mosedekningen.

Dynesius (2012) undersøkte effekter av to typer askegjødsling på 28 bladmoserarter (inkludert torvmoserarter) og 17 levermoserarter i et transplantasjonseksperiment i hogstmoden granskog i Ångermanland i Sverige. Han fant at effekten varierte mellom arter i forhold til deres autøkologi med hensyn på pH; arter assosiert med habitater med lav pH ble mest negativt påvirket og torvmosene hadde klart størst negativ respons, samt at fylogenetisk plassering også var av betydning. Det var mindre effekter ved behandling med pellets enn ved selvherdet knust aske. Noen av de samme moseslektene som Dynesius (2012) fant reagerte negativt på askegjødsling ble også signifikant redusert i feltforsøket i Hobøl (Økland mfl. upubliserte data).

Huotari mfl. (2015), som sammenstilte publiserte effekter av askegjødsling, viste til at redusert dekning for moser og lav både på mineraljord og på torvjord ved gjødsling med løs aske er rapportert fra flere studier (Kellner og Weibull 1998, Jacobson og Gustafsson 2001, Moilanen mfl. 2002, Ozolinčius mfl. 2007). De viser til at effektene kan være langvarige (Moilanen mfl. 2002) men at det ikke er like alvorlige effekter ved bruk av granulert eller selvherdet aske. Huotari mfl. (2015) viste også til at flere studier fant økt dekning og artsantall for urter og gras, mens det ble mindre av busker (Silfverberg 1996, Levula mfl. 2000, Jacobson og Gustafsson 2001, Moilanen mfl. 2002). I følge Huotari mfl. (2015) er effektene av askegjødsling på markvegetasjonen størst på N-rik torvmark.

Hart mfl. (2019) undersøkte effekter av gjødsling med to forskjellige typer aske med 500 kg da<sup>-1</sup> på to hybridpopulasjoner av gran (ikke *Picea abies*) på plantasjer i British Columbia i Canada. De fant liten effekt på artsmangfoldet i undervegetasjonen, men mente at dette kan skyldes at effektene ble undersøkt første vekstsesong etter behandlingen. De fant endringer i undervegetasjonens dekning etter gjødsling både med nitrogen og med aske pluss nitrogen, men at det var ulik effekt på ulike artsgrupper. De konkluderte med at effekten var liten for disse to askegjødslingstypene på kort sikt, men at det trengs ytterligere undersøkelser for å påvise eventuelle langtidseffekter.

Negative effekter på moser er et fellestrekk for flere studier (se for eksempel Kellner og Weibull 1998, Pitman 2006, Ozolinčius mfl. 2007, Karlton mfl. 2008, Dynesius 2012, Økland mfl. upubliserte data), mens effekter på karplanter kan variere noe mer, avhengig av skogtype, næringsforhold, og artsforekomst før behandling. Gjødslingseffekter varierer også mellom arter og artsgrupper (se for eksempel Dynesius 2012). Det er imidlertid flere som rapporterer om redusert dekning av dvergbusker som blåbær (*Vaccinium myrtillus*) og tyttebær (*Vaccinium vitis-idaea*) (se for eksempel Levula mfl.

2000, Jacobson og Gustafsson 2001, Arvidsson mfl. 2002) og økt dekning av grasarter og litt næringskrevende urter (se for eksempel Kellner 1993, Gyllin og Kruuse 1996, Jacobson og Gustafsson 2001, Arvidsson mfl. 2002).

Ulike studier har vist at markvegetasjonen og dens artsmangfold har noen samsvarende responser på askegjødsling, men også at effektene varierer i forhold til dose, type aske, naturtype, arter/artsgrupper m.m. Moser ser ut til å være spesielt sårbare for gjødsling med aske og aske sammen med nitrogen, men også andre planter påvirkes negativt. Norge har stor regional variasjon i klima og topografi sammenlignet med våre naboland, i tillegg til stor lokaløkologisk variasjon. I granskoger gir dette seg utslag i en betydelig variasjon i artssammensetning og artsmangfold i markvegetasjonen (Økland 1996). Denne variasjonen gjør at litteraturstudier alene ikke vil kunne gi oss nok kunnskap. Vi kan ikke utfra studier i andre land og vårt ene feltforsøk i granskog på høy bonitet i Hobøl konkludere i forhold til askegjødslingseffekter på markvegetasjonens mangfold, artsmengder og sammensetning i Norge. Vi trenger feltforsøk i forskjellige klimatiske regioner og med variasjonen i lokaløkologiske faktorer (topografi, næringsforhold, fuktighetsforhold, lysforhold etc.) representert for de naturtypene/regionene som er aktuelle for askegjødsling. Feltforsøk bør også følges over tid for å fange opp eventuelle langtidseffekter (Hart mfl. 2019).

### 5.11.2 Effekter på andre organismer

Skogsjordas mikroorganismer er svært viktige for skogens betydning i klimasammenheng fordi de bryter ned organisk stoff og er svært viktige for næringsstoffomsetning. Derfor er det avgjørende å vite hvordan askegjødsling påvirker dem. Dette er en stor utfordring, fordi mangfoldet blant disse organismer er svært stort og den økologiske rollen til mange av dem er dårlig kjent (Huotari mfl. 2015). Vi kjenner ikke til undersøkelser i norsk skog, men noen undersøkelser er gjort i våre naboland, spesielt Finland og Danmark. Økningen i pH etter asketilførsel kan lede til endringer i det mikrobielle samfunnet i skogsjord (Huotari mfl. 2015; Peltoniemi mfl. 2016; Bang-Andreasen mfl. 2017, 2020). Mikrobiell aktivitet i mineraljordas organiske sjikt kan øke (Huotari mfl. 2015) som et resultat av pH-økningen (Vestergård mfl. 2018). Antall bakterier økte ved tilførsel av askemengder tilsvarende de man bruker i praksis i våre naboland (Bang-Andreasen mfl. 2017). Mengden bakterier og protozoer i den øverste 3 cm jord økte etter asketilførsel (Mortensen mfl. 2020); Vestergård mfl. (2018) og Bang-Andreasen mfl. (2020) fant en økning i bakteriespisende protozoer i forbindelse med økningen i bakterier. Det ser ikke ut, til å være skadelig effekt av asketilførsel på mykorrhizasopp (Huotari mfl. 2015; Cruz-Paredes mfl. 2019), og det kan til og med bli en økning i sopp (Peltoniemi mfl. 2016). Kadmium i aske virker ikke å skade jordas mikroorganismer (Perkiömäki og Fritze 2005), kanskje fordi kadmium har lav løselighet og er derfor lite tilgjengelig for organismene (Huotari mfl. 2015).

Flere undersøkelser er gjort på effektene av asketilførsel på jordlevende dyr (Huotari mfl. 2015). Effekten varierer med både mengden og forbehandling av asken. Noen dyrearter har blitt påvirket av asketilførsel, men i noen tilfelle ble det tilført løs aske istedenfor herdet eller granulert aske. Man kan forvente mindre effekt på organismer av herdet eller granulert aske. Effekter kan ofte kobles til pH-økningen etter asketilførsel (Huotari mfl. 2015). Asketilførsel reduserte kadmiumtoksisitet til en rundormart i et dansk forsøk (Johansen mfl. 2019), sannsynligvis fordi kadmium ble mindre tilgjengelig for rundormene. Endringer kan være avhengig av matvanene: rundormer som spiste sopp ble ikke påvirket av asketilførsel, mens kjøttetende og altetende rundormer avtok (Vestergård mfl. 2018). Det ble redusert antall av en økologisk viktig enchytraeidart (enchytraeider er en gruppe fåbørstemark) etter asketilførsel (Haimi mfl. 2000). I et dansk forsøk, økte mengden meitemarker mens mengden enchytraeider ble redusert etter asketilførsel (Mortensen mfl. 2020). Økningen i meitemarker kan bero på pH-økningen og økte mengder protozoer og bakterier som matkilde (Mortensen mfl. 2020). I ett forsøk i Finland, ble det høyere kadmiumkonsentrasjoner i meitemark i behandlede forsøksruter, men økningen var ikke statistisk signifikante (Lodenius 2003). Meitemarker er blant organismegrupper som kan akkumulere kadmium (Mortensen mfl. 2018). Spretthaler kan være en følsom gruppe organismer (Haimi mfl. 2000, Liiri mfl. 2002). I ett finsk feltforsøk ble antallet

spretthaler redusert etter asketilførsel, mens i et laboratorieforsøk ble antallet til en gruppe midd redusert etter asketilførsel (Liiri mfl. 2002). Ellers virker endringene i jordfauna etter askegjødning generelt å være beskjedne og organismene viser resiliens mot endringer (Huotari mfl. 2015).

Lodeniuss (2003) fant ingen akkumulering av kadmium i egg av kjøttmeis og svarthvit fluesnapper. Akkumulering av kadmium er observert i krattspissmus, men ikke i klatremus, noe som kan bero på forskjellige matvaner: krattspissmussen spiser mest insekter og mark mens klatremussen spiser plantestoff der Cd ikke akkumulerer (Lodeniuss mfl. 2002). Kadmiumkonsentrasjoner økte etter askegjødning i en billeart, men ikke i en annen billeart eller i maur (Lodeniuss mfl. 2009).

Asketilførsel kan lede til økt fyttoplanktonbiomasse og eventuelt også zooplanktonbiomasse i innsjøer (Tulonen mfl. 2002). I ett forsøk, ble det ikke akkumulert kadmium i vannlevende organismer, unntatt ved den høyeste askedosen (1,2 kg aske/m<sup>2</sup>, Tulonen mfl. 2012).

En foreløpig konklusjon er at effekten av asketilførsel på organismer varierer mellom arter. Viktige faktorer inkluderer mengden aske som blir tilført og om asken har blitt herdet eller granulert før tilførsel. I tillegg har de økologiske forholdene i skogbestandene som gjødsles betydning, og for dyr spiller også deres matvaner en rolle. Det er viktig at det ikke er løsaske som blir tilført, og mengden bør ikke være mer enn det som normalt blir brukt i våre naboland. Ofte er det pH-endringen etter asketilførsel som årsaker endringene. Effektene virker å være størst i det øverste jordsjiktet. Noen artsgrupper virker å kunne være sårbar, og asketilførsel kan lede til en forskyvning fra disse til andre artsgrupper, for eksempel fra enchytraeider til meitemarker (Mortensen mfl. 2020). Akkumulering av tungmetaller kan skje i noen organismer, for eksempel kadmium i meitemarker (Mortensen mfl. 2018) og i små pattedyr som spiser disse (Lodeniuss mfl. 2002). Det er derfor viktig at tungmetallkonsentrasjoner i asken ikke er høyere enn relevante grenseverdier, og disse konsentrasjoner bør kontrolleres før asken blir brukt i skogen. Kunnskapsgrunnlaget er mangelfullt med tanke på det enorme mangfoldet i organismer, og det er behov for flere undersøkelser i felt, kanskje spesielt på jordlevende organismer inklusive mikroorganismer. Det er også spørsmål, om hvor lang tid pH-økningen i skogsjord etter asketilførsel kommer til å være og om hva som skjer etterpå, spesielt om tungmetallene kommer til å bli mer tilgjengelige igjen for organismer når pH etter hvert synker (Huotari mfl. 2015). Ingen langtidsundersøkelser av tungmetalleffekter på organismer er gjort i forbindelse med asketilførsel til skog (Huotari mfl. 2015).

### 5.11.3 Samlet konklusjon

Den gjennomgang som er gjort av ulike effekter på markvegetasjon og på andre organismer tyder på at tiltaket har innvirkning på artsmangfold, men at forskjellige arter påvirkes ulikt. Også er det fremdeles spørsmål knyttet til akkumulering og langtidstilgjengeligheten av tungmetaller. Kunnskapsgrunnlaget er mangelfullt for norske forhold, og det er behov for flere undersøkelser i felt.

## 5.12 Referanser

- Klima- og forurensningsdirektoratet. 2010. Tiltak og virkemidler for økt opptak av klimagasser fra skogbruk. Klimakur 2020. Sektorrapport skogbruk. TA-2596
- Arvidsson, H., Vestin, T. og Lundquist, H. 2002. Effects of crushed wood ash application on ground vegetation in young Norway spruce stands. *For. Ecol. Manage.* 161: 75-87.
- Augusto, L, Bakker, M.R. og Meredieu, C. 2008. Wood ash applications to temperate forest ecosystems - potential benefits and drawbacks. *Plant Soil* 306:181-198.
- Bang-Andreasen, T., Anwar, M.Z., Lanzén, A., Kjølner, R., Rønn, R., Ekelund, F. og Jacobsen, C.S. 2020. Total RNA sequencing reveals multilevel microbial community changes and functional responses to wood ash application in agricultural and forest soil. *FEMS Microbiology Ecology*, 96, 2020, fiaa016.

- Bang-Andreasen, T., Nielsen, J.T., Voriskova, J., Heise, J., Rønn, R., Kjølner, R., Hansen, H.C.B. og Jacobsen, C.S. 2017. Wood Ash Induced pH Changes Strongly Affect Soil Bacterial Numbers and Community Composition. *Frontiers in Microbiology* 8: 1400 doi: 10.3389/fmicb.2017.01400.
- 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. *Scand. J. For. Res.*, 33: 32-39. DOI: 10.1080/02827581.2017.1337921.
- Cruz-Paredes, C., Frøslev, T.G., Michelsen, A., Bang-Andreasen, T., Hansen, M., Ingerslev, M., Skov, S., Wallander, H. og Kjølner, R. 2019. Wood ash application in a managed Norway spruce plantation did not affect ectomycorrhizal diversity or N retention capacity. *Fungal Ecology* 39: 1-11.
- Dibdiakova, J. og Horn, H. 2014. Innovativ utnyttelse av aske fra trevirke for økt verdiskaping og bærekraftig skogbruk (askeverdi). Prøveuttak og analyse av aske fra trevirke ved ulike bedrifter. Rapport fra Skog og landskap 12/2014. 32 s.
- Dynesius, M. 2012. Responses of bryophytes to wood-ash recycling are related to their phylogeny and pH ecology. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 14(1): 21-31.
- Emilsson, S., 2006. From extraction of forest fuels to ash recycling. International handbook, Skogsstyrelsen, Sverige, 48 s.
- Enström, J. og Johannesson, T., 2019. Produktion och spridning av granulerade askprodukter. Erfarenheter från Finland, Uppsala.
- Fritze, H., Smolander, A., Levula, T., Kitunen, V. og Malkonen, E. 1994. Wood-ash fertilization and fire treatments in a scots pine forest stand - effects on the organic layer, microbial biomass, and microbial activity. *Biology and Fertility of Soils*, 17: 57-63. DOI: 10.1007/bf00418673.
- Gyllin, M. og Kruuse, A. 1996. Effekter på floran etter tillførsel av ved- og blandaska. Ramprogram askåterføring, NUTEK. Rapport 36, 23.
- Haimi, J., Fritze, H. og Moilanen, P. 2000. Responses of soil decomposer animals to wood-ash fertilization and burning in a coniferous forest stand. *Forest Ecology and Management* 129: 53-61.
- 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: An International Journal of Forest Research*. DOI: 10.1093/forestry/cpz078.
- Hanssen, K.H., Clarke, N. og Dibdiakova, J. 2014. Tilbakeføring av treaske til skog. Egenskaper, effekter og metoder. Rapport fra Skog og landskap 09/2014. 19 s.
- Hart, S. C., Massicotte, H.B., Rutherford, P.M., Elkin, C.M. og Rogers, J.R. 2019. Early response of understory vegetation to wood ash fertilization in the sub boreal climatic zone of British Columbia. *The Forestry Chronicle* 95, 2: 135 – 142.
- Haveraaen, O. 2014. Long-term effect of wood and peat ash on the growth of *Pinus sylvestris* on drained peatland. *Scand. J. For. Res.*, 29: 669-674. DOI: 10.1080/02827581.2014.953995.
- Horn, H., Tellnes, L.G.F., Brod, E., Clarke, N., Dibdiakova, J. og Hanssen, K.H. 2016. Innovativ utnyttelse av aske fra trevirke for økt verdiskaping og bærekraftig skogbruk. Treteknisk rapport nr. 89, 50 s.
- Huotari, N., Tillman-Sutela, E., Moilanen, M. og Laiho, R. 2015. Recycling of ash – For the good of the environment? *Forest Ecology and Management* 348: 226–240.
- Jacobson, S., 2003. Addition of stabilized wood ashes to Swedish coniferous stands on mineral soils - Effects on stem growth and needle nutrient concentrations. *Silva. Fenn.*, 37: 437-450.
- Jacobson, S. og Gustafsson, L. 2001. Effects on ground vegetation of the application of wood ash to a Swedish Scots pine stand. *Basic and Applied Ecology* 2: 233–241.
- Jacobson, S., Lundström, H., Nordlund, S., Sikström, U. og Pettersson, F., 2014. Is tree growth in boreal coniferous stands on mineral soils affected by the addition of wood ash? *Scand. J. For. Res.*, 29: 675-685. DOI: 10.1080/02827581.2014.959995.
- Johansen, J.L., David, M.-F., Ekelund, F. og Vestergård, M. 2019. Wood ash decreases cadmium toxicity to the soil nematode *Caenorhabditis elegans*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 172 (2019) 290–295.
- Karlton, E., Saarsalmi A., Ingerslev, M., Mandre, M., Gaitnieks, T., Ozolinčius, R. og Varnagirytė, I. 2008. Wood ash recycling – possibilities and risks. In: Röser D, Asikainen A, Raulund–Rasmussen K, Stupak I, editors. *Sustainable Use of Forest Biomass for Energy – a Synthesis with Focus on the Nordic and Baltic Region*. Dordrecht: Springer; p. 79-108.
- Kellner, O. og Weibull, H. 1998. Effects of wood ash on bryophytes and lichens in a Swedish pine forest. *Scandinavian Journal of Forest Research (Suppl.2)*: 76–85.

- Klima- og forurensningsdirektoratet. 2011. Skog som biomasseressurs. Klima- og forurensningsdirektoratet Rapport TA-2762. 101 s.
- Landbruksdirektoratet 2020. Avvirkning fordelt på sortiment 2004-2019. <https://www.landbruksdirektoratet.no/no/statistikk/skogbruk/tommeravvirkning>
- Levula, T., Saarsalmi, A. og Rantavaara, A. 2000. Effects of ash fertilization and prescribed burning on macronutrient, heavy metal, sulphur and <sup>137</sup>Cs concentrations in lingonberries (*Vaccinium vitis-idaea*). For. Ecol. Manage 126: 269-279.
- Liiri, M., Haimi, J. og Setälä, H. 2002. Community composition of soil microarthropods of acid forest soils as affected by wood ash application. Pedobiologia 46: 108-124.
- Lodenius, M. 2003. Cadmium Concentrations in a Boreal Forest Ecosystem After Application of Wood Ash. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 71: 776-781.
- Lodenius, M., Josefsson, J., Heliövaara, K., Tulisalo, E. og Nummelin, M. 2009. Cadmium in insects after ash fertilization. Insect Science 16: 93-98.
- Lodenius, M., Soltanpour-Gargari, A., Tulisalo, E. og Henttonen, H. 2002. Effects of Ash Application on Cadmium Concentration in Small Mammals. Journal of Environmental Quality 31: 188-192.
- Maljanen, M., Nykanen, H., Moilanen, M. og Martikainen, P.J. 2006. Greenhouse gas fluxes of coniferous forest floors as affected by wood ash addition. For. Ecol. Manage., 237: 143-149.
- Miljødirektoratet. 2018. Svar på oppdrag om bruk av aske som fyllmasse. Notat til Klima- og miljødepartementet 28.11.2018, ref. 2017/8819.
- Miljødirektoratet, Statens landbruksforvaltning og Norsk institutt for skog og landskap. 2014. Måltrettet gjødsling av skog som klimatiltak. Egnede arealer og miljøkriterier. Miljødirektoratet Rapport M-174, 143 s.
- Moilanen, M., Hytonen, J. og Leppala, M. 2012. Application of wood ash accelerates soil respiration and tree growth on drained peatland. Eur. J. Soil Sci., 63: 467-475.
- Moilanen, M., Silfverberg, K. og Hokkanen, T.J., 2002. Effects of wood-ash on the tree, growth, vegetation and substrate quality of a drained mire: a case study. Forest Ecology and Management, 171: 321-338.
- Mortensen, L.H., Cruz-Paredes, C., Qin, J., Rønn, R. og Vestergård, M. 2020. Effect of ash application on the decomposer food web and N mineralization in a Norway spruce plantation. Science of the Total Environment 715 (2020) 136793.
- Mortensen, L.H., Rønn, R. og Vestergård, M. 2018. Bioaccumulation of cadmium in soil organisms – With focus on wood ash application. Ecotoxicology and Environmental Safety 156 (2018) 452-462.
- Norsk PEFC Skogstandard. 2016. <https://www.pefc.no/var-standard/norsk-pefc-skogstandard>.
- Ojanen, P., Minkinen, K. og Penttilä, T., 2013. The current greenhouse gas impact of forestry-drained boreal peatlands. For. Ecol. Manage., 289: 201-208.
- Ojanen, P., Penttilä, T., Tolvanen, A., Hotanen, J.P., Saarimaa, M., Nousiainen, H. mfl. 2019. Long-term effect of fertilization on the greenhouse gas exchange of low-productive peatland forests. For. Ecol. Manage., 432: 786-798.
- Ozolinčius, R., Buožytė, R. og Varnagiryte-Kabašinskienė, I. 2007. Wood ash and nitrogen influence on ground vegetation cover and chemical composition. Biomass and Bioenergy 31: 710-716.
- Peltoniemi, K., Pyrhönen, M., Laiho, R., Moilanen, M. og Fritze, H. 2016. Microbial communities after wood ash fertilization in a boreal drained peatland forest. European Journal of Soil Biology 76 (2016) 95-102.
- Perkiömäki, J. og Fritze, H. 2005. Cadmium in upland forests after vitality fertilization with wood ash—a summary of soil microbiological studies into the potential risk of cadmium release. Biology and Fertility of Soils 41: 75-84.
- Persson, T., Wiren, A. og Andersson, S. 1990/1991. Effects of liming on carbon and nitrogen mineralization in coniferous forests Water Air Soil Pollut., 54: 351-364.
- Pitman, R.M. 2006. Wood ash use in forestry - a review of the environmental impacts. Forestry. 79:563-588.
- Päivänen, J. og Hånell, B. 2012. Peatland Ecology and Forestry: a Sound Approach. University of Helsinki, Department of Forest Sciences.
- Rütting, T., Björk, R.G., Meyer, A., Klemetsson, L. og Sikström, U. 2014. Reduced global warming potential after wood ash application in drained Northern peatland forests. For. Ecol. Manage., 328: 159-166. DOI: 10.1016/j.foreco.2014.05.033.
- Saarsalmi, A., Malkonen, E. og Kukkola, M., 2004. Effect of wood ash fertilization on soil chemical properties and stand nutrient status and growth of some coniferous stands in Finland. Scand. J. For. Res., 19: 217-233. DOI: 10.1080/02827580410024124.

- Saarsalmi, A., Smolander, A., Kukkola, M., Moilanen, M. og Saramaki, J. 2012. 30-Year effects of wood ash and nitrogen fertilization on soil chemical properties, soil microbial processes and stand growth in a Scots pine stand. *For. Ecol. Manage.*, 278: 63-70. DOI: 10.1016/j.foreco.2012.05.006.
- Sikström, U. Jacobson, S., Johansson, U., Kukkola, M., Saarsalmi, A. og Hanssen, K.H. 2009. Långtidseffekter på skogsproduksjon etter askåterføring og kalkning - Preliminära resultat från en pilotstudie. *Värmeforsk Rapport*, 1107: 22 pp.
- Silfverberg, K. og Huikari, O. 1985. Wood-ash fertilization on drained peatlands (på finsk med engelsk sammendrag). *Folia Forestalia*, 633: 1-25.
- Silfverberg, K. 1996. Nutrient status and development of tree stands and vegetation on ash-fertilized drained peatlands in Finland. D.Sc. Thesis, Finn. For. Res. Inst. Res. Pap. 588, Faculty of Science, University of Helsinki, 27 s.
- Silfverberg, K. og Moilanen, M. 2001. Ash fertilization as used on Finland's drained and forested mires. In: L. Högbom and H. Nohrstedt (Editors), *Environmental consequences of recycling wood-ash to forests*. SkogForsk Report No. 2.
- Skogsstyrelsen. 2019. Regler og rekommendationer för skogsbränsleutttag och kompensationsåtgärder. Rapport 14, 32 s.
- Sundström, E., Magnusson, T. og Hånell, B. 2000. Nutrient conditions in drained peatlands along a north-south climatic gradient in Sweden. *For. Ecol. Manage.*, 126: 149-161.
- Søgaard, G., Alfredsson, G., Antón Fernández, C., Astrup, R., Blom, H., Clarke, N., Eriksen, R., Granhus, A., Hanssen, K.H., Hietala, A., Krokene, P., Mohr, C.W., Nygaard, P.H., Solberg, S. og Steffenrem, A. 2020. Klimakur 2030 – beskrivelse av utvalgte klimatiltak knyttet til skog. NIBIO Rapport 6(9). 84 s.
- Tulonen, T., Arvola, L., Ollila, S. 2002. Limnological Effects of Wood Ash Application to the Subcatchments of Boreal, Humic Lakes. *Journal of Environmental Quality* 31: 946–953.
- Tulonen, T., Arvola, L. og Strømmer, R. 2012. Cadmium release from afforested peatlands and accumulation in an aquatic ecosystem after experimental wood ash treatment. *European Journal of Forest Research* 131: 1529-1536.
- Vestergård, M., Bang-Andreasen, T., Buss, S.M., Cruz-Paredes, C., Bentzon-Tilia, S., Ekelund, F., Kjøller, R., Mortensen, L.H. og Rønn, R. 2018. The relative importance of the bacterial pathway and soil inorganic nitrogen increase across an extreme wood-ash application gradient. *GCB Bioenergy* 10: 320–334, doi: 10.1111/gcbb.12494.
- Viken, K.O. 2012. Biomass equations and biomass expansion factors (BEFs) for pine (*Pinus* spp.), spruce (*Picea* spp.) and broadleaved dominated stands in Norway, Norwegian University of Life Sciences, Ås, Norway, 43 s.
- Økland, T. 1988. An ecological approach to the investigation of a beech forest in Vestfold, SE Norway. *Nord. J. Bot.* 8: 375-407.
- Økland, T. 1996. Vegetation-environment relationships of boreal spruce forest in ten monitoring reference areas in Norway. *Sommerfeltia* 22: 1-349.



## 6 Tiltakskostnader

### 6.1 Hovedfunn

Tiltakskostnadene inkluderer total kostnadene ved gjennomføring av tiltak. Eksterne effekter eller kostnader knyttet til for eksempel biologisk mangfold er ikke inkludert i beregningene.

Generelt har skogtiltak en merkostnad for skogeier, med en forventning om merinntekt først langt fram i tid. Den bedriftsøkonomiske lønnsomheten av tiltakene vil avhenge av bonitet og skogeiers avkastningskrav.

Samtlige av de beskrevne tiltakene kjennetegnes av handlinger som utføres ved et tidspunkt, men hvor effekten i økt CO<sub>2</sub>-opptak ikke blir målbar før etter et visst antall år. Tiltakskostnaden for de ulike skjøtselstiltakene er beregnet som at de utføres i dag, omregnet til kostnader og effekter på et dekar. Det kommer ikke noen andre kostnader etter tiltaket er gjennomført, og en nåverdiberegning tilbake til basisåret bør kunne anses som unødvendig<sup>15</sup>.

Tiltakskostnadene er beregnede etter følgende metode:

$$\text{Tiltakskostnad per tonn CO}_2 = \frac{\text{Tiltakskostnad (NOK per dekar)}}{\text{Beregnet akkumulert effekt (tonn CO}_2 \text{ per dekar)}}$$

Tiltakskostnadene (i kr per dekar) for de ulike tiltakene er nokså sikre estimater. Dog er det ikke tatt med kostnader til planlegging (for eksempel skogbruksplan), forvaltning, miljøhensyn, osv. Dette vil likevel være relativt små tillegg. Det er imidlertid relativt stor usikkerhet knyttet til estimatene for potensiell klimateffekt per dekar. Vi har derfor gruppert tiltakskostnadene i kostnadskategorier.

Tiltakskostnad er gruppert i kostnadskategorier tilsvarende de benyttet for tiltak i øvrige sektorer i direktoratens Klimakur2030-rapport (Miljødirektoratet mfl. 2020). Kostnadskategori 1 er tiltak med tiltakskostnad under 500 kr/tonn, kostnadskategori 2 mellom 500 og 1500 kr/tonn og tiltak i kostnadskategori 3 over 1500 kr/tonn.

Tiltakskostnadene for samtlige skjøtselstiltak er presenterte i Tabell 6.1. Dette gir en indikasjon på hvor tiltakskostnaden bør kunne anses ligge. Kostnaden per tonn bundet CO<sub>2</sub> er beregnet med 3 forskjellige investeringshorisonter (2030, 2050 og 2100). Generelt kan sies at det tar tid før tilveksteffekten oppstår, noe som gjør at kostnadene per tonn CO<sub>2</sub> blir lavere med tiden etter hvert som en får med en større del av effekten av tiltaket. Dersom en regner med totaleffekten (effekten akkumulert gjennom et helt omløp – frem til 2100) så har alle tiltak en tiltakskostnad under 500 kr/tonn CO<sub>2</sub>.

---

<sup>15</sup> Tiltakene bidrar til økt tilvekst eller økt virkeskvalitet, noe som øker verdien av arealet ved fremtidig hogst. En nåverdiberegning av denne fremtidige verdiøkningen innebærer en rekke forutsetninger om virkesverdi, renter og inflasjon i en horisont på 30 – 100 år. I prinsippet vil skogeiere med lavt rentekrav og tro på høy tømmerverdi i fremtiden gjøre de fleste av tiltakene allerede i dag, mens skogeiere med andre overbevisninger eller dårlig likviditet vil gjøre færre eller ingen av tiltakene. En nåverdiberegning av tiltakene ville, alt etter forutsetningene, finne bidrag til å dekke investeringene og dermed redusere kostnadene (eventuelt øke lønnsomheten) i tiltakene. Nåverdiberegning av tiltakene er likevel ikke gjort i denne rapporten.

**Tabell 6.1. Tiltakskostnader per dekar, og tiltakskostnad per tonn CO<sub>2</sub>, ved scenarier hvor tiltakene er utført i 2020 og akkumulert effekt frem til år 2030, 2050 og 2100.**

Tiltak	NOK per dekar	NOK per t CO <sub>2</sub> 2030	NOK per t CO <sub>2</sub> 2050	NOK per t CO <sub>2</sub> 2100
Ungskogpleie ordinær	420	< 500	< 500	< 500
Ungskogpleie etterslep	600	< 1500	< 500	< 500
Grøfterensk	300 – 800	< 1500	< 500	< 500
Råtebekjempelse v sluttavvirkning	300 - 500	-	-	< 500
Råtebekjempelse v tynning	30 - 100	-	-	< 500
Askegjødsling drenert organisk jord	350 - 550	< 500	< 500	< 500

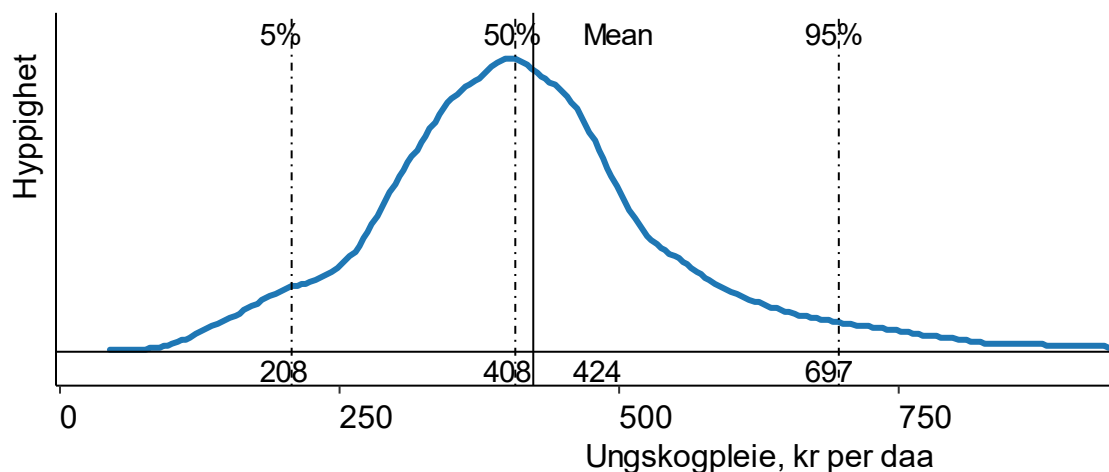
Tiltakene bidrar til økt tilvekst eller økt virkeskvalitet, noe som øker verdien av arealet ved fremtidig hogst. En nåverdiberegning av denne fremtidige verdiøkningen innebærer en rekke forutsetninger om virkesverdi, renter og inflasjon i en horisont på 30 – 100 år. I prinsippet vil skogeiere med lavt rentekrav og tro på høy tømmerverdi i fremtiden gjøre de fleste av tiltakene allerede i dag, mens skogeiere med andre overbevisninger eller dårlig likviditet vil gjøre færre eller ingen av tiltakene. En nåverdiberegning av tiltakene ville, alt etter forutsetningene, finne bidrag til å dekke investeringene og dermed redusere kostnadene (eventuelt øke lønnsomheten) i tiltakene. Nåverdiberegning av tiltakene er likevel ikke gjort i denne rapporten.

## 6.2 Ungskogpleie

Statistikk fra skogfondsdatabasen for 2017 – 2019 viser at kostnadene oftest ligger rundt kr 400 per dekar, og at 90 prosent ligger innen intervallet fra 200 til 700 kr per dekar (Figur 6.1). I denne perioden har det årlig blitt ryddet 212' dekar, til en brutto kostnad på 93 millioner kr per år og hvor grovt regnet 30 millioner per år ytes i statlige bidrag til denne aktiviteten (kilde: skogfondsdatabasen, Landbruksdirektoratet).

I [kapittel 2](#) om ungskogpleie ble det angitt at vi har 13 millioner dekar i h.kl. II, hvorav 5 millioner dekar med estimert behov for ungskogpleie. Det er også anslått årlig sluttavvirkning på 400 000 dekar, og det er rimelig å anta at et tilsvarende areal vokser inn i h.kl. II hvert år, og at alt areal vil ha behov for ungskogpleie minst en gang per omløp. Fra skogfondsbasen vet vi hvor store arealer som pleies hvert år på ulike boniteter.

For å anslå kostnadene for ungskogpleietiltak er arealet fra Landsskogtakseringen med behov for ungskogpleie fordelt på tre bonitetsklasser og i tiltaksklassene «ordinært behov» og «etterslep behov». Etterslepsarealer er arealer i h.kl. II med middelhøyde over 5 m og tetthet på over 300 stammer per dekar. Årlig potensiale er beregnet ut fra en ambisjon om at alt ungskogareal med behov for ungskogpleie skal behandles i løpet av 5 år. Arealet som tilkommer årlig er fordelt på de tre bonitetsklassene ut fra arealfordelingen i hogstklasse I på de ulike bonitetene og anslått «ventetid» i h.kl. I på 10, 6 og 5 år for henholdsvis lav, middels og høy bonitet.



K

Figur 6.1. Kostnad for ungsogpleie. Data fra skogfondsdatabasen for 2017 – 2019 (Landbruksdirektoratet). Gjennomsnittet var 424 kr per dekar.

Tabell 6.2. Ryddearealenes fordeling på tiltaksklasse og bonitet. Angir arealer (i 1000 dekar) i en 5-års periode hvor man utfører ungsogpleie på alt areal med påvist behov samt alt areal som tilkommer hvert år. Statistikk fra skogfondsdatabasen for 2017 – 2019 for areal som pleies årlig per i dag.

Ungskogpleieareal	Bon <= 8	Bon 11-14	Bon >= 17	sum
Ordinært behov	789	2358	1333	4480
Etterslep behov	109	350	152	611
Tilkommer årlig	109	151	139	399
Pleies årlig per i dag (skogfondsdb 2017-2019)	3	176	34	213
Årlig potensiale ordinær	264	447	373	1084
Årlig potensiale etterslep	22	70	30	122

Metoden for klassifisering innebærer at etterslepsarealer kjennetegnes av tallrike ryddetrær, lange (dominerende) ryddetrær eller en kombinasjon av disse faktorene. Kalkylene for kostnader og kostnadseffektivitet ved økt nivå på ungsogpleie vil derfor baseres på følgende utgangspunkt:

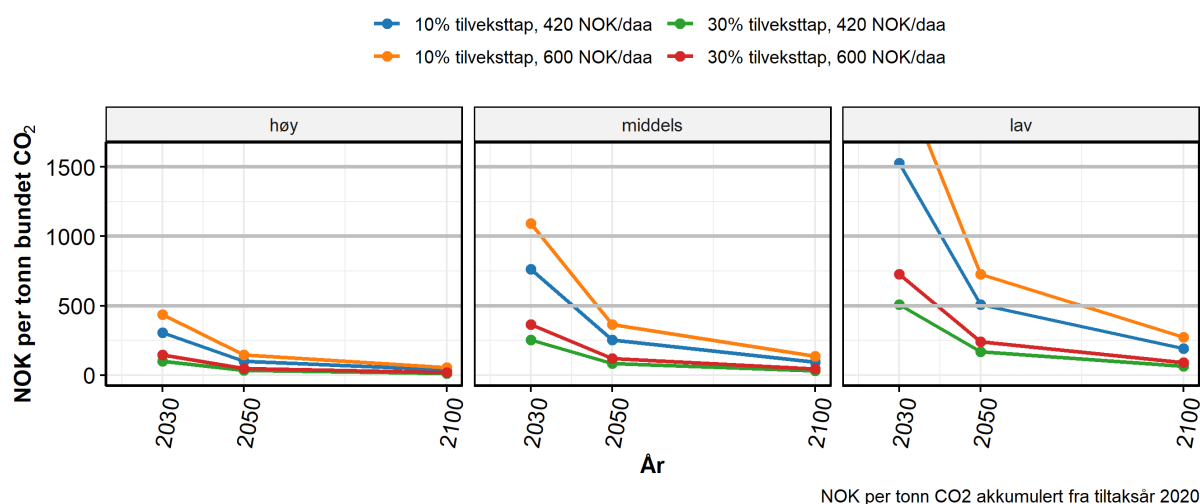
- Arealer som vokser inn til ryddebehov (400' dekar per år) antas en ryddekostnad på kr 420 per dekar, det vil si snittet av dagens kostnader. Disse antas fordelt på ulike boniteter tilsvarende arealfordelingen for hogstklasse I, korrigert for antatt oppholdstid i hogstklasse I for de ulike bonitetene.
- For de 4500' dekar med ordinært ryddebehov antas en gjennomsnittlig ryddekostnad på kr 420 per dekar, det vil si snittet av dagens kostnader
- for de 611' dekar med etterslepsareal antas en gjennomsnittlig ryddekostnad på kr 600 per dekar, det vil si noe høyere enn snittet av dagens kostnader.
- at unnlatt ungsogpleie gir et tilveksttap, og derfor også et tap i CO<sub>2</sub>-opptak, på 30 prosent i forhold til velpleide arealer.

Tabell 6.3 viser effekten av ungsogpleie på alt potensielt areal i kommende 5 år, og kostnaden per tonn akkumulert CO<sub>2</sub> for 2030, 2050 og 2100. Siden effekten av tiltaket virker gjennom hele perioden så synker også kostnadene per tonn akkumulert CO<sub>2</sub> jo lengre tid det går. Tabell 6.3 viser at kostnaden er godt under 500 kr per tonn CO<sub>2</sub> for alle tre tidshorisonter. Med dette aktivitetsnivået vil ungsogpleie ha en årlig brutto kostnad på ca. 620 millioner NOK, det vil si 7 ganger dagens brutto aktivitetsnivå målt i NOK og nesten tilsvarende forhold til dagens nivå målt i areal. På en femårs periode vil dette altså omfatte et areal på 7 millioner dekar og ha en akkumulert effekt på 117 millioner tonn CO<sub>2</sub> i år 2100. I [kapittel 3.2.1](#) viste maks-scenariet for ungsogpleie en effekt på 163 millioner tonn CO<sub>2</sub> i år 2100. Forskjellen skyldes at effekten her kun gjelder areal behandlet i kommende 5 års periode, og ikke arealer behandlet i påfølgende år i analyseperioden.

**Tabell 6.3. Estimert effekt og kostnad per tonn akkumulert tonn CO<sub>2</sub> for ungsogpleie hvis ungsogpleie blir gjort på alt potensielt areal.**

Ungskogpleie		1 års aktivitet		5 års aktivitet		NOK / t CO <sub>2</sub>
		Effekt millioner t CO <sub>2</sub>		Effekt millioner t CO <sub>2</sub>		
		Akkumulert	Årlig <sup>1)</sup>	Akkumulert	Årlig <sup>1)</sup>	
<b>Ordinær</b>	1300' dekar			6500' dekar		
<b>2030</b>		2,9	0,29	10,9	1,1	190
<b>2050</b>		8,8	0,29	40	1,3	65
<b>2100</b>		23,4	0,29	117	1,5	25
<b>Etterslep</b>	122' dekar			610' dekar		
<b>2030</b>		0,3	0,02	1,1	0,11	290
<b>2050</b>		0,8	0,02	3,7	0,12	100
<b>2100</b>		2,1	0,02	10,2	0,13	40
<sup>1)</sup> Snitt for perioden fra 2020 til telledato						

For å demonstrere følsomheten i kostnadene per tonn bundet CO<sub>2</sub> i forhold til ulike boniteter og effekter har vi tatt utgangspunkt i to scenarier for tilveksttap og to kostnadsnivåer for rydding, hvorav ett er relevant for ordinær ungsogpleie og ett er relevant for forsinkede tiltak («etterslepsareal»). Tilveksttapet som følge av unnlatt ungsogpleie er satt til henholdsvis 10 og 30 prosent reduksjon av vanlig årlig middeltilvekst. Kostnadsnivåene er for ungsogpleie er satt til 420 og 600 kr per dekar. Kostnad per tonn CO<sub>2</sub> er kostnaden for ryddingen dividert med akkumulert differanse i CO<sub>2</sub>-opptak mellom ryddet og uryddet bestand. Effekten av disse variantene innen bonitet, tiltakskostnad og respons er vist i Figur 6.2.



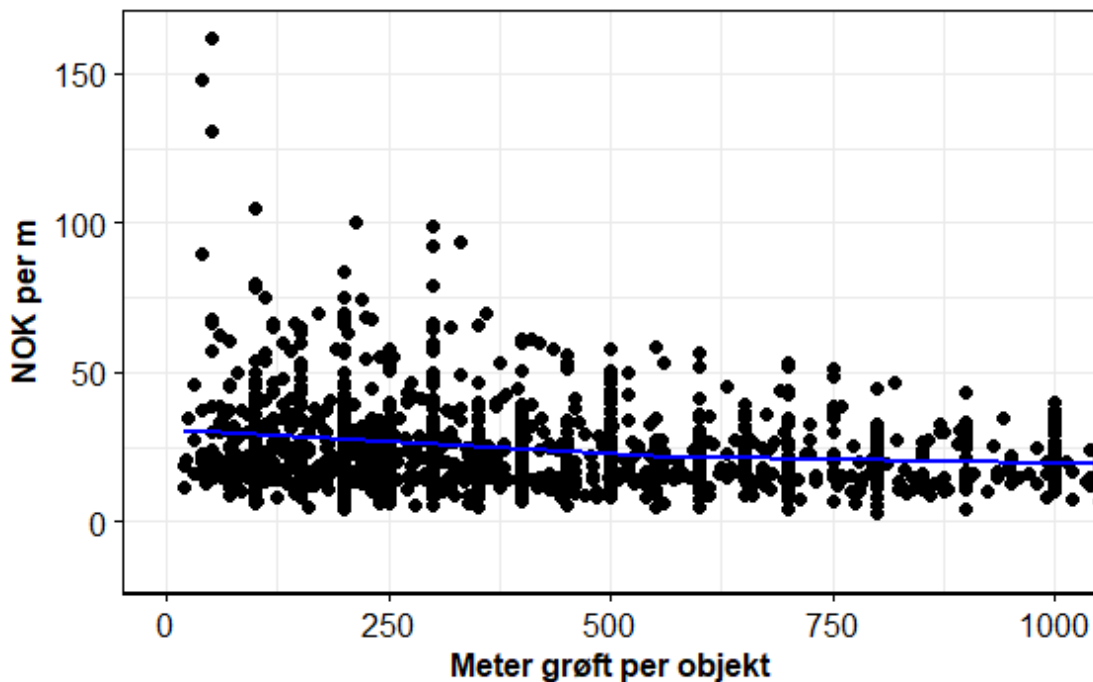
Figur 6.2. Kostnad per tonn bundet CO<sub>2</sub> (akkumulert) for ungskogpleie for henholdsvis høy, middels og lav bonitet.

Figur 6.2 illustrerer hvordan både bonitet, tilvekstrespons, ungskogpleiekostnad og tidsaspektet påvirker kostnaden per tonn bundet CO<sub>2</sub>. En ryddekostnad på kr 600 per dekar er et høyt nivå men realistisk hvor bestandsutviklingen har gått utover anbefalt tidspunkt for ungskogpleie. Ved rydding av “etterslepsbestand” er dette kostnadsnivået trolig realistisk. Ungskogpleie gir effekt gjennom hele omløpet, kostnaden per tonn CO<sub>2</sub> synker derfor også tilsvarende. I bestand med kombinasjonen lav bonitet, liten effekt og høy ryddekostnad vil vi få en kostnad på over kr 1500 per tonn CO<sub>2</sub> på kort sikt, men fortsatt under 500 kr per tonn CO<sub>2</sub> i 2100. For alle andre situasjoner (det vil si alle mulige kombinasjoner av høyere boniteter, middels eller høy effekt og lavere ryddekostnader) vil kostnadene være lavere enn kr 1500 per tonn CO<sub>2</sub> på kort sikt og lavere enn kr 500 per tonn CO<sub>2</sub> på lengre sikt.

### 6.3 Grøfterensk etter hogst

Statistikk fra skogfondsdatabasen kan gi en pekepinn på omfang av grønfterensk og kostnadsbildet for dette. Tallene skiller ikke mellom rensk av grønftesystemer og rensk av avskjæringsgrønfter. Tallene fra basen viser at det grønfterenskes om lag 450 km per år, og at kostandene for dette ligger på et gjennomsnitt på kr 20 per meter og i intervallet 5 -40 kr per meter grønft (tabell 6.4). Så vil det være et ukjent antall tilfeller hvor markberedning kombineres med grønfterensk, og hvor aktiviteten blir rapportert som markberedning. Dette betyr at omfanget av grønfterensk er noe større enn det statistikken tilsier.

Statistikken viser stor variasjon i kostnadene (figur 6.3). Det er ikke mulig ut fra info i statistikken å finne noen klare årsaker til denne variasjonen. Det er naturlig å tenke at for små oppdrag (få meter) hvor beliggenheten innebærer mye transport, så vil høye oppstartskostnader medføre høye enhetskostnader. Mens ved store oppdrag, hvor feltet ligger lett tilgjengelig og hvor aktiviteten også kombineres med annen gravemaskinbruk (markberedning, sporpussing, mv.), så vil enhetskostnadene være lave.



Kilde: skogfondsbasen 2017-2019

Figur 6.3. Prisbilde for grøfterensk basert på tall fra skogfondsdatabasen. Det er en svak tendens til at store objekter (mange meter) gir lavere enhetskostnad, men uforklart variasjon er likevel stor.

Tabell 6.4. Grøfterenskstatistikk fra skogfondsdatabasen.

Marktype	Grøfterensk per år, km	Kostnad per m; snitt (sd)
Organisk jord (tidl. myr)	24	20,8 (18,5)
Mineraljord	434	19,1 (14,4)

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). Dette innebærer 17 - 25 løpemeter grøft per dekar og et kostnadsspenn fra kr 170 kr per dekar ved stor grøfteavstand (60 m) og lav meterspris (10 kr / m), til kr 875 kr per dekar ved tett grøfting (40 m grøfteavstand) og høy meterspris (35 kr / m).

Ut fra overnevnte kan vi foreslå en kostnadsmodell som baserer seg på grøfteavstand og tiltaksareal (per hogstobjekt):

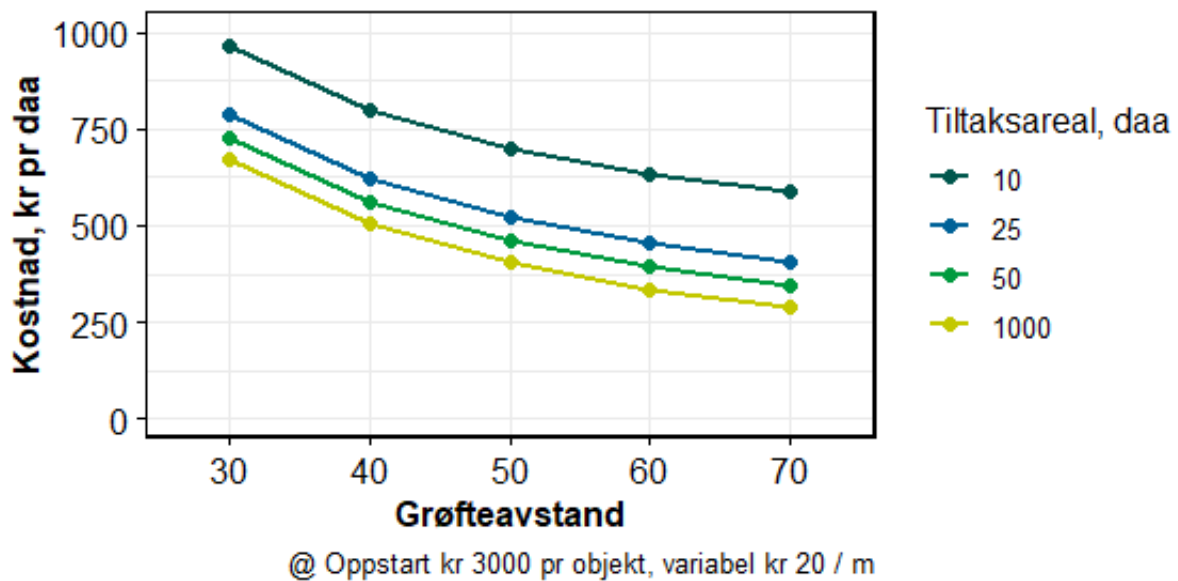
$$grøfterensk\_kr = \frac{3000 + 20 * \frac{Tiltaksareal\_m2}{Grøfteavstand}}{Tiltaksareal\_daa}$$

Hvor

*grøfterensk\_kr* er kostnadene per dekar for grøfterensking

3000 er oppstartskostnad i kr per hogstobjekt, inkludert planlegging og maskinflytting

20 er variabel kostnad, kr per meter grøft inklusive planlegging.

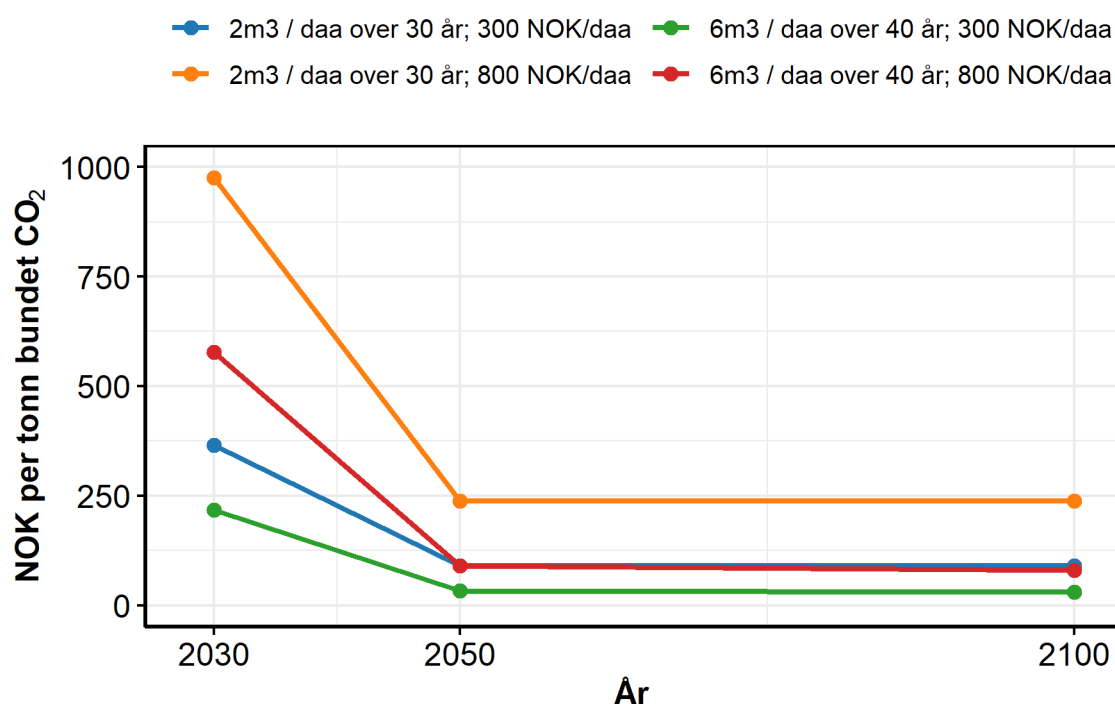


Figur 6.4. Grøfterensk: modell for kostnader for grøfterensk, kr per dekar ved varierende grøfteavstand og tiltaksareal (det vil si areal per objekt).

Figur 6.4 viser sammenhengen mellom grøfteavstand, størrelse på tiltaksarealet og kostnaden for grøfterensk. Den viser at det har lite å si hvor stort tiltaksarealet (det vil si arealet med grøfterensk på hvert objekt) er så lenge det er større enn 25 dekar. Det er nok likevel mange små partier med grøftede areal og forsumpet skog i vårt småkuperte land, slik at denne faktoren er relevant. Grøfteavstanden har naturligvis også stor innvirkning på arealkostnaden for tiltaket. Kostnadsbildet vist i Figur 6.4 anses realistisk for dette tiltaket, selv om vi ikke har empiriske data for annet enn løpemerpris.

Ut fra studiene omtalt i [kapittel 3.2.3](#) kan det se ut som en samlet respons i størrelsesorden 2 og 6 m<sup>3</sup> ekstra tilvekst per dekar for arealer med hhv middels og høy bonitet vil være realistiske responsanslag. Det ser også ut for at den årlige ekstra tilveksten tiltar de første 15-20 årene, før den avtar og går mot null igjen etter den tid.

Figur 6.5 illustrerer kostnaden for tiltaket målt i kr per tonn bundet CO<sub>2</sub> for fire scenarier; 2 dekarpriser og 2 responsnivåer. Høyeste respons er satt til 6 m<sup>3</sup> over 40 år, noe som er et litt forsiktig anslag (jf. kapittel 3.2.2 og 3.2.3). Det er her kun beregnet karbonbinding som følge av økt produksjon av trevirke; det vil si at substitusjonseffekter ikke er medregnet. Siden all ekstra tilvekst mobiliseres i løpet av de første 40 år etter tiltaket vil prisen per tonn CO<sub>2</sub> være nesten uendret i resten av bestandets levetid. For omregning fra ekstra stammevolum til bundet CO<sub>2</sub> har vi benyttet en BEF på 0,915 t biomasse / m<sup>3</sup> stammevirke, samt karbonandel (0,5) og molvekter (44/12) som i resten av dokumentet.



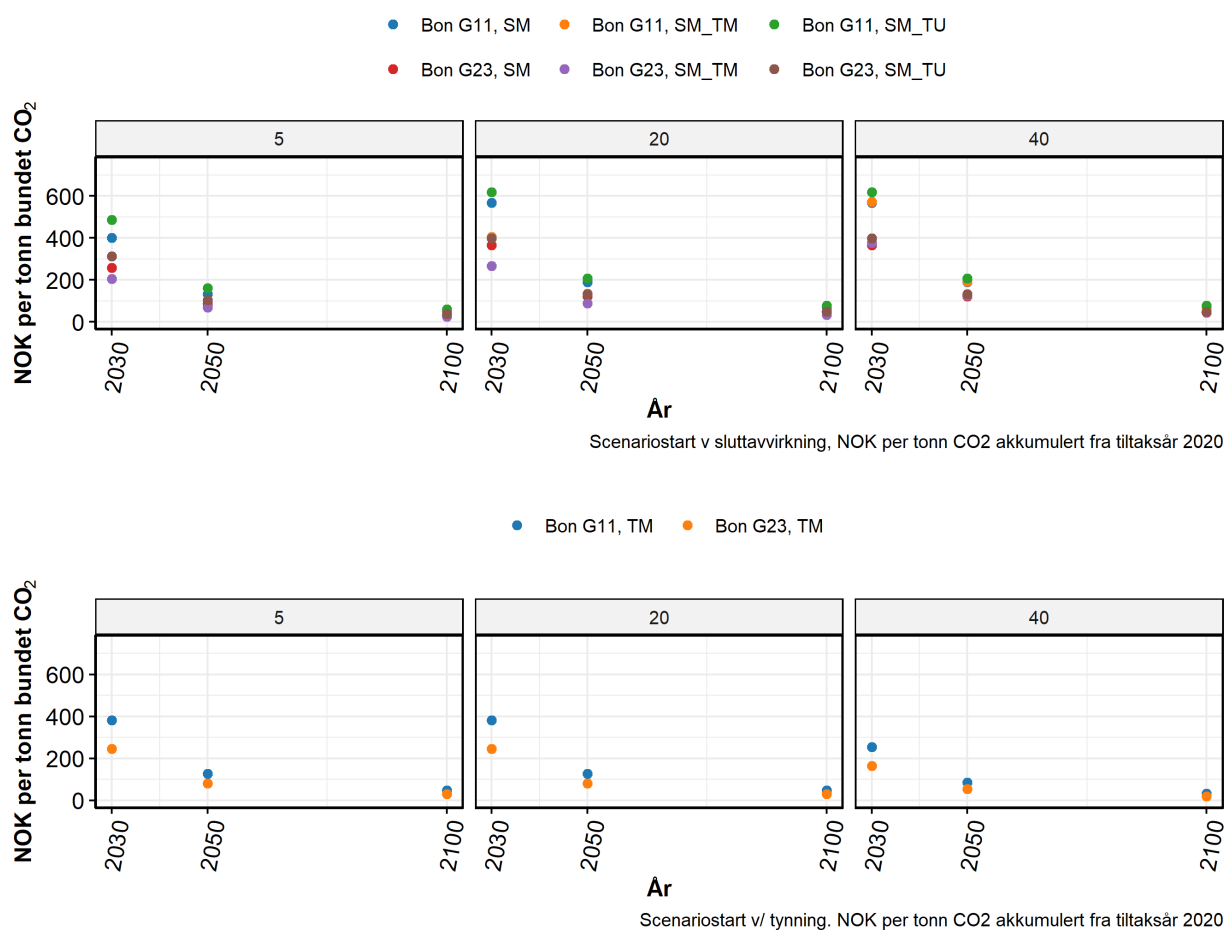
Figur 6.5. Figuren viser prisen for grøfterenskt målt i kr per tonn bundet CO<sub>2</sub> for fire scenarier med hhv 2 og 6 m<sup>3</sup> ekstra tilvekst samt hhv 300 og 800 kr per dekar i tiltakskostnad. For 2050 er kostnaden hhv 240, 90, 90 og 35 NOK per tonn bundet CO<sub>2</sub> for de fire scenariene.

## 6.4 Stubbebehandling mot rotkjukeråte ved hogst av gran

I følge Metsäteho undersøkelse i Finland, bruker man ca. 1,1 liter Rotstop (eller eventuelt samme mengde Urea) per 1 m<sup>3</sup> ved første tynning, 0,72 liter per m<sup>3</sup> ved senere tynninger og 0,4 liter per m<sup>3</sup> ved slutthogst. Per dekar blir det henholdsvis 5,1, og 8,1 liter Urea/Rotstop ved tynning og slutthogst. Finske erfaringstall indikerer en kostnad på 5 – 10 kr per m<sup>3</sup>. Vi har i denne studien lagt til grunn et høyere kostnadsnivå i Norge, med 10 kr per m<sup>3</sup> ved sluttavvirkning og 15 kr per m<sup>3</sup> ved tynning.

Basert på simuleringene beskrevet i [kapittel 4](#) kan vi gå ut ifra at i tynningsfritt skogbruk vil stubbebehandling gi 12 – 17 prosent økt netto CO<sub>2</sub>-opptak, hvor effekten er størst i områder med lite råte fra før. I forvaltningsregimer med tynning viser simuleringene at stubbebehandling kan gi en ekstra CO<sub>2</sub>-opptak på 12 – 22 prosent, også her er effekten størst i områder med lite råte fra før. Ved å bruke disse effektene med forventet årlig middeltilvekst for ulike boniteter kan kostnaden per tonn bundet CO<sub>2</sub> beregnes for ulike behandlingsalternativer. Figur 6.6 illustrerer kostnaden per tonn bundet CO<sub>2</sub> for ulike kombinasjoner av skjøtselsregimer med og uten stubbebehandling, samt høy og middels bonitet. De bakenforliggende kalkylene er basert på en enkel tilnærming hvor effekten av tiltaket er jevn gjennom hele analyseperioden. I virkeligheten vil årlige effekten være langt lavere de første omtrent 40 år etter behandling, og tilsvarende høyere mot slutten de påfølgende 40 - 50+ årene av analyseperioden.





**Figur 6.6.** Figuren viser prisspennet for stubbebehandling mot rotkjukeråte målt i kr per tonn bundet CO<sub>2</sub> for fire behandlingsscenarier. SM er sluttavvirkning med stubbebehandling, TM er tynning uten stubbebehandling. Behandlingene er gjort på tre nivåer for smittepress (5, 20 og 40 prosent infiserte stubber ved scenariostart). For 2050 er kostnaden innen intervallet 80 – 220 kr per tonn bundet CO<sub>2</sub> for alle scenarier og tiltakskombinasjoner.

### 6.4.1 Scenario hvor all gran stubbebehandles

Man kan ut fra dette se for seg ett scenario hvor all gran som hogges i sporuleringsperioden til rotkjuke blir stubbebehandlet, og det beregnes total kostnad og effekt for tiltaket.

Ifølge skogfondsdata-basen for 2014 - 2019 hogges det nå ca. 11 millioner m<sup>3</sup> hvert år, hvorav ca. 8 millioner m<sup>3</sup> er granvirke. Av dette granvirke blir temmelig nøyaktig 50 prosent hogd i sporuleringsperioden, det vil si fra og med mai til og med oktober. Andelen tynningsvirke blir ikke registrert noe sted, men ifølge kilder i for eksempel Glommen-Mjøsen kommer rundt 20 prosent av deres avvirkningsvolum fra tynningsdrifter, hvorav omtrent alt sammen er gjort i furubestand.

En enkel tilnærming for å beregne effekten av stubbebehandling for et gitt tidspunkt etter behandling kan gis ved følgende modell:

$$rc = \begin{cases} 0 & \forall x \leq 40 \\ \alpha \times \frac{x}{90} & \forall x > 40 \end{cases}$$

Hvor

*rc er gevinsten (prosent) i bundet CO<sub>2</sub> ved en gitt bestandsalder*

*a er gevinsten i bundet CO<sub>2</sub> ved en 90 års bestandsalder, den var om lag 12 - 17 prosent for stubbebehandling ved sluttavvirkning, 4 - 6 prosent for stubbebehandling kun ved tynning, og 18 - 22 prosent for stubbebehandling i begge hogstformer.*

*x er antall år fra behandlingstidspunkt.*

For å beregne total kostnad og effekt for stubbebehandling kan vi ta utgangspunkt i at nåværende sluttavvirkning fordeler seg på boniteter på samme vis som i ungskogpleiekapitelet. Siden stubbebehandling gir minimal effekt de første 40 år etter behandling, gir det ikke mening å beregne effekten for andre tidspunkt enn år 2100. Her har vi brukt en gevinst på 13 prosent i sluttavvirkning og 4 prosent for tynning, det vil si henholdsvis 13 og 4 prosent økt CO<sub>2</sub> bundet i bestanden ved 90 års alder. Arealet med barmarks tynning av gran kjenner vi egentlig ikke, men det er åpenbart veldig lavt og vi har her satt 2000 dekar for å illustrere effekten av det.

Tabell 6.5 og 6.6 viser aktuelle arealer for stubbebehandling og effekten av denne behandlingen i år 2100 for henholdsvis sluttavvirkning og tynning av gran på barmark.

**Tabell 6.5. Aktuelle arealer for stubbebehandling ved sluttavvirkning av gran på barmark og effekten av denne behandlingen i år 2100.**

	Bon <= 8	Bon 11-14	Bon >= 17	Sum / snitt
<b>Sluttavv. gran barmark</b>				
Areal 1000 dekar	38	52	49	140
Hogstvolum per dekar	15	29	39	29
Volum 1000 m <sup>3</sup>	570	1510	1910	4000
Årlig kostnad millioner kr	5,7	15	19	40
Effekt 2100, t CO <sub>2</sub> / dekar	2,86	5,72	14,3	7,85
Effekt 2100, millioner t CO <sub>2</sub>	0,1	0,3	0,7	1,1
Kr per tonn CO <sub>2</sub>	52	51	27	38

**Tabell 6.6. Aktuelle arealer for stubbebehandling ved tynning i gran på barmark og effekten av denne behandlingen i år 2100 (kt = 1000 tonn).**

	Bon <= 8	Bon 11-14	Bon >= 17	Sum / snitt
<b>Tynning gran barmark</b>				
Areal 1000 dekar	0	1	1	2
Hogstvolum per dekar	-	2	2	2
Volum 1000 m <sup>3</sup>	0	2	2	4
Årlig kostnad millioner kr		0,030	0,030	0,06
Effekt 2100, t CO <sub>2</sub> / dekar		1,5	4	1
Effekt 2100, kt CO <sub>2</sub>	0	1	2	3
Kr per tonn CO <sub>2</sub>		20	10	20

## 6.5 Gjødsling med treaske

- Som et utgangspunkt for tiltakskostnaden for gjødsling med treaske er det brukt 450 NOK /dekar. Det er basert på finske erfaringer med spredning av et foredlet, granulert askeprodukt med helikopter. Dette må anses som en av de mer kostbare alternativene. Antagelsene forutsetter at det på samme måte som i Finland eksisterer et etablert marked for askespredning i skog. Det er videre gjort antakelser at askegjødsling kun gjennomføres på drenert organisk jord, da usikkerheten i effekt er store for mineraljord (kapittel 5).

Askegjødsling utføres på forskjellige måter, dette innebærer at det er flere faktorer som påvirker kostnadene for tiltaket:

- Kvaliteten på asken er avgjørende for et vellykket resultat, og påvirker den tilveksteffekt som kan oppnås og også effekter på miljøverdier.
- Det finnes forskjellige metoder for bearbeidingen av asken, fra selvherding og knusing til granulering/pelletering. Hvilken metode som brukes påvirker også kvaliteten på asken. Asken kan i tillegg tilsettes andre typer (nærings)stoffer som påvirker kostnaden og kvaliteten.

Den metode som benyttes ved spredningen av asken har en stor påvirkning på total kostnaden. Alternativene er spredning av maskiner på bakken eller med helikopter.

I teksten under presenteres den informasjon som framkommet under arbeidet.

### 6.5.1 Kostnader – kvalitet og bearbeiding

#### 6.5.1.1 Granulering

Enström og Johannesson (2019) utførte en studiereise til Finland, de besøkte flere aktører i verdikjeden for askegjødsling på drenert organisk jord. De beskriver en kostnad for å granulere aske på mellom 20-35 euro/tonn, avhengig av størrelsen på utstyret som brukes. Operatørkostnaden beskrives som den drivende kostnadsfaktoren. For norske forhold bør dette antas å ligge noe høyere, grunnet små produksjonsenheter og forskjeller i lønnskostnader sammenlignet med Finland. Investeringskostnaden for maskinen som lager granuler er estimert til mellom 0,6 - 2 millioner euro.

#### 6.5.1.2 Selvherding og knusing

Ifølge Andersson og Gløde (1998) lå kostnadene for produksjon av knust aske mellom 50–100 SEK per tonn ferdig produkt. Omregnet til kroneverdi i 2019 tilsvarer dette 65 - 130 SEK /tonn.

Det er utfordrende å direkte sammenligne kostnadene for granulering og selvherding og knusing, da det er usikkert hva som egentlig inngår i de ulike alternativene, men det sistnevnte fremstår som det mer rimelige alternativet.

#### 6.5.1.3 Ubehandlet aske

Väätäinen mfl. (2011) omhandler også en del utfordringer som oppstår ved håndtering av løs aske. Logistikken blir mer plasskrevende og møkkete. Helseisriko for operatørene og økt slitasje på maskiner er også koblet til håndtering av ubehandlet aske. I tillegg kan tilførsel av ubehandlet aske føre til uønskede miljøeffekter, som sviing av vegetasjon. Granulering bedømmes av de finske forskerne som det beste ut ifra et økonomisk og miljømessig perspektiv.

## 6.5.2 Kostnader – spredning

### Helikopter versus lassbærer

Väätainen mfl. (2011) studerte kostnader forbundet med spredning av 4 tonn/ha, granulert aske med helikopter og lassbærer-system. Denne studien peker på at det fordres store arealer, over 30-40 ha, for å få helikoptersystemet lønnsomt. For et lassbærersystem kan tiltaket bli lønnsomt også på et mindre areal, 10-20 ha. Kostnadene for helikopterspreading kontra bakkespredning oppgis å være 118 Euro/ha respektive 44 Euro/ha. Spredning med helikopter gir en større produktivitet enn med lassbærer, men driftskostnadene for et helikopter er svært høye. Som en sammenligning oppgis kostnaden for spredning med helikopter for vanlig mineralgjødning til 23 Euro/ha. Forklaringen til den store kostnadsforskjellen mellom spredning av gjødning og aske med helikopter er mengden som må spres per hektar, 0,6 tonn versus 4 tonn. Forskjellen innebærer flere turer med helikopteret.

Enström og Johannesson (2019) laget en undersøkelse av finske erfaringer med granulert askespredning med helikopter. Produktet som ble brukt inneholdt også tilsatte stoffer i form av apatitt, kaliumklorid og natriumtetraborat. <https://www.ecolan.fi/fi/silvan-tuotteet/horus/>. Dette er stoffer som er ment å øke tilveksteffekten. I rapporten fremkommer at man i Finland har gått ifra å spre med lassbærer ved tynning grunnet kompetanseutfordringer. Erfaringene var at det er enklere med et fåtall aktører med et produktivt system enn å utdanne mange entreprenører i teknikken. En annen fordel med spredning fra helikopter er at man ikke er avhengig av markens bæreevne. For spredning med traktor eller lastbærere er man avhengig av stikkveier i skogen og frossen mark (Väätainen mfl. 2011).

Tatt de finske studiene og erfaringene med forskjellige spredningsmetoder i betraktning, er kan en anta at Norge, med et fungerende marked, hadde gjort seg lignende erfaringer (dog har vi muligens noe mindre og mer fragmenterte arealer). Spesielt hvis målet for gjødslingen var å øke tilveksten på drenert organisk jord. På den annen side er områdene med slik mark mindre og antakelig mer fragmenterte i Norge enn i Finland, noe som kan bidra til at spredning fra bakken blir mer aktuelt. For spredning på mineraljord, som er mer vanlig i Sverige i forbindelse med uttak av GROT, kan det argumenteres for at traktorbaserte systemer er å foretrekke grunnet kostnader og usikker tilveksteffekt.

Tabell 6.7. Sammenstilling av tiltakskostnader fra ulike kilder.

	Helikopter	Lassbærer	Felles	Nitrogen- gjødning	Länsstyrelsen Sverige (2019)	Enström og Johannesson (2019)
Råvarepris (NOK/dekar)			124	243		
Transportkostnad (NOK/dekar)			43	13		
Spredning (NOK/dekar)	183	68		35		
Kostnad overvåking (NOK/dekar)			23	23		
Totalkostnad (NOK/dekar)	376	259		315	322	493

Tabell 6.7 presenterer kostnadene (Väätainen mfl. 2011, Länsstyrelsen Sverige 2019, Enström og Johannesson 2019). For å kunne sammenlignes med dagens norske priser er tallene indeksjustert. Først for konvertering mellom 2009- 2019 kpi i Finland. Etterpå basert på SSB- statistikk for 2018, om prisnivå på varer og tjenester i EU28. NOK Euro kursen (9.8511) er beregnet som et gjennomsnitt over

2019<sup>16</sup> kostnadstallene baserer seg på et totalareal på 80 hektar for spredning med helikopter og 30 hektar for lassbærer. Spredningsradien er 500 meter. Länsstyrelsen Sverige (2019) angir sjablongmessige kostnader for askegjødsling til 2900 SEK/ha. I tabellen er disse kostnadene konvertert til norske prisforhold og vekslingskurs for 2019.

De totale kostnadene for askegjødsling harmonerer med den finske studien som ble utført i 1997 (Lauhanen mfl. 1997) på mellom 230 - 920 euro/hektar omregnet til dagens pengeverdi, men her med en betydelig større dose (5-8 ton/ha). Dette er også i tråd med sjablongkostnadene på 2900 SEK/ha som angis av Länsstyrelsen i Sverige (2019). Väätäinen mfl. (2011) nevner at det statlige subsidie-systemet i Finland ikke nødvendigvis er helt avgjørende for lønnsomheten for tiltaket, derimot er kvaliteten på asken avgjørende for å oppnå ønsket effekt.

Skogsstyrelsen i Sverige har anbefalinger der det er ønskelig å tilbakeføre aske ved uttak av grener og topper (<https://www.skogsstyrelsen.se/bruks-skog/godsling/askaterforing/>). Det finnes også restriksjoner om å ikke tilbakeføre aske på våtmarker og i nærheten av vassdrag og grøfter. I en oppfølgingsstudie (Andersson og Drott 2018) var det ikke et tilfelle av askegjødsling på drenert organisk jord på de bestanden som inngikk i studien. Enström og Johannesson (2019) beskriver kostnaden for askegjødsling i Sverige som lav i forhold til Finland, de nevner at kostnaden for skogeieren er omtrent 500 SEK/ha. En annen rapport (Andersson og Drott (2018)) beregner kostnaden for entreprenøren til 870 SEK/ha. Ifølge Daniel Glimtoft hos Ecofor AB (pers. medd. 2020) ligner kostnadsbildet i Sverige det i Finland. Anledningen til at skogeierne ikke betaler mer, er at varmeverken tar en større del av kostnaden for askegjødslingen. Formålet med askegjødsling i Sverige har vært tilbakeføring av næringsstoffer istedenfor tilvekst som i Finland.

### 6.5.3 Norske forhold

Det finnes som nevnt en rekke usikkerhetsmomenter knyttet til kostnadsnivået i Norge som er viktig å belyse.

Varme- og elproduksjonen i Norge, fra biobrensel, er basert på mindre enheter. Dette medfører noen utfordringer, men vi tar utgangspunkt at det er mulig å nyttiggjøre seg av den produserte asken. Aktørene må kunne påregne seg en investering i form av ombygging av anlegg, utstyr og personal for bearbeiding av asken. Hvis det å kunne dokumentere kvaliteten på asken er viktig, må noen form av tester av asken utføres. Det er stor sannsynlighet for at summen av disse ekstra kostnader overstiger en deponikostnad på 700 NOK /tonn (Tellnes og Horn 2016). Dette ser også ut til å være tilfelle flere steder i Sverige (Enström og Johannesson 2019), spesielt da betalingsviljen for askegjødsling på mineraljord i Sverige er lav grunnet usikkerhet knyttet til effekten på tilveksten. I Finland beskriver Enström og Johannesson (2019), en verdikjede med produsenten Ecolan, som tar imot aske fra forskjellige askeleverandører og sikrer kvaliteten for vel definerte askeprodukter. I Sverige pågår et samarbeide mellom Ecofor, Stockholm exergi og Skogsstyrelsen for granulert aske i hopp om å øke aksegjødslingen, (<https://www.stockholmexergi.se/nyheter/ny-design-pa-aska-ger-mer-vaxtkraft-till-skogen/>).

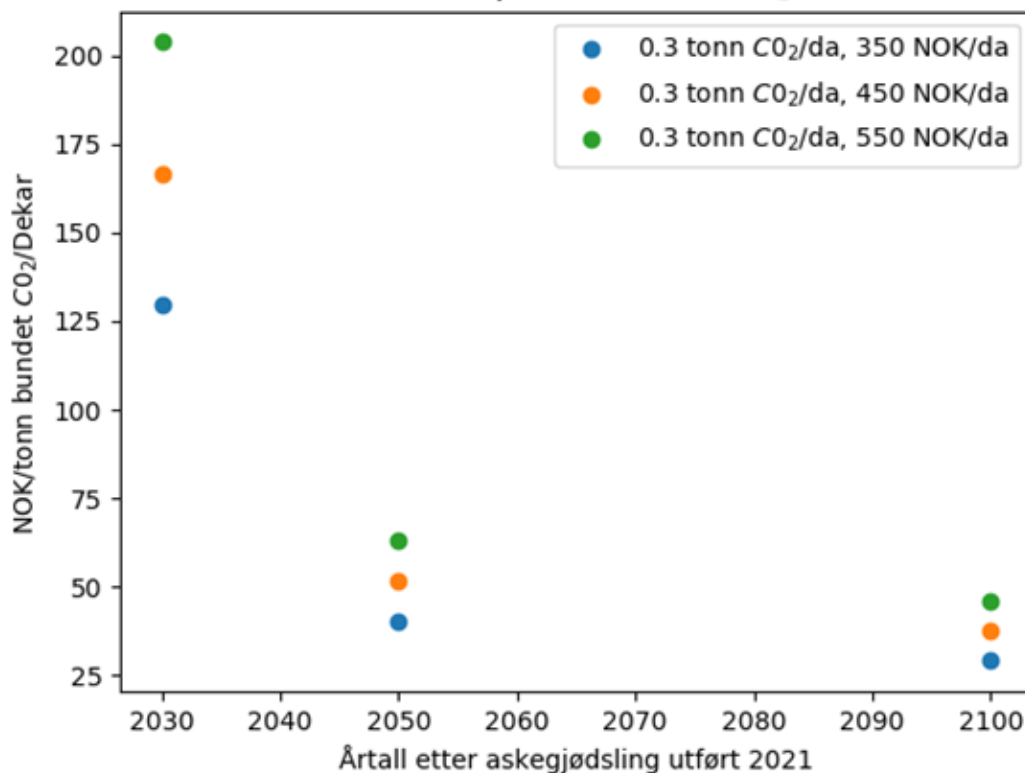
Fragmentert norsk produksjon av treaske utgjør en kompliserende faktor, for å kunne etablere en fungerende verdikjede. Sverige og Finland har betydelig større enheter som kan ta større investeringer og sikre en kontinuerlig forsyning av treaske. Produksjonen av ren treaske i Norge er ca. 7-8000 tonn per år (Horn mfl. 2016).

---

<sup>16</sup> [https://www.ecb.europa.eu/stats/policy\\_and\\_exchange\\_rates/euro\\_reference\\_exchange\\_rates/html/eurofxref-graph-nok.en.html](https://www.ecb.europa.eu/stats/policy_and_exchange_rates/euro_reference_exchange_rates/html/eurofxref-graph-nok.en.html)

#### 6.5.4 Følsomhetsanalyse kostnader på drenert organisk jord

Følgende avsnitt er en analyse på hvordan forskjellige tiltakskostnader og effekter påvirker den totale kostnaden per tonn CO<sub>2</sub>. Som utgangspunkt for tiltakskostnaden er 450 NOK/dekar brukt. For CO<sub>2</sub>-effekten per dekar og år er 0,3 tonn brukt som utgangspunkt ([kapittel 5.7](#)).

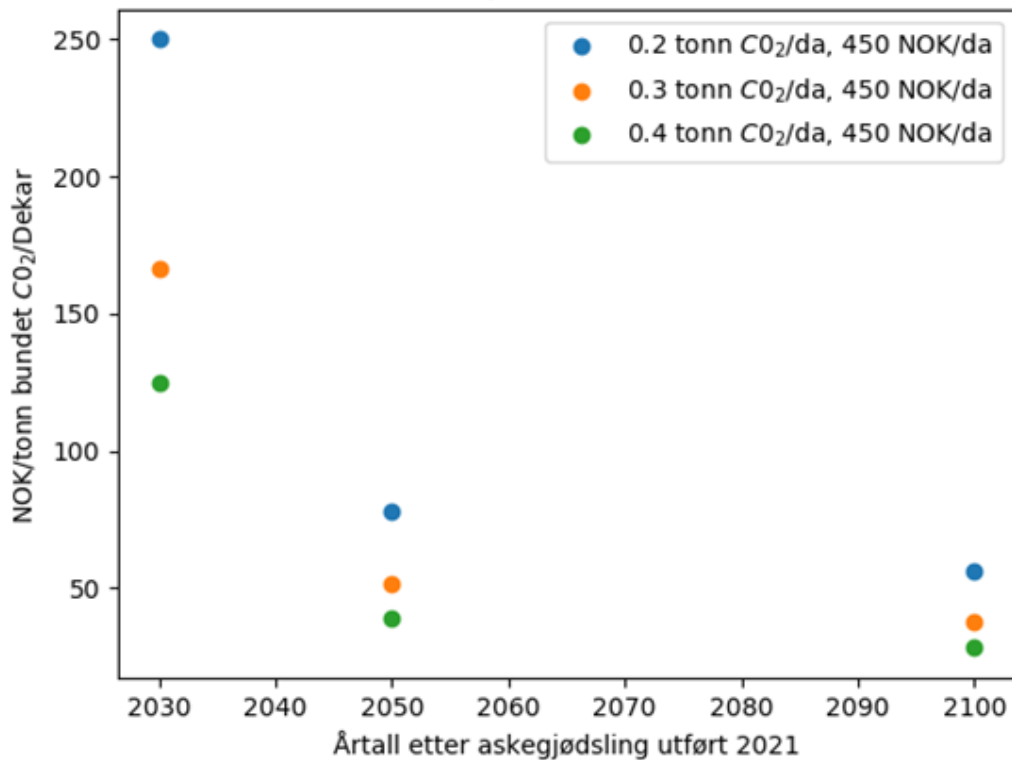


Figur 6.7. Hvordan forandringer i tiltakskostnadene påvirker kostnaden per tonn CO<sub>2</sub> for ulike investeringshorisonter.

Figur 6.7 illustrerer hvordan forandringer i tiltakskostnadene påvirker kostnaden per tonn CO<sub>2</sub> for ulike investeringshorisonter.

Tabell 6.8. Kostnader NOK/da/tonn CO<sub>2</sub> ved ulike tiltakskostnader

År	0,3 tonn CO <sub>2</sub> /daa, 350 NOK/da	0,3 tonn CO <sub>2</sub> /daa, 450 NOK/da	0,3 tonn CO <sub>2</sub> /daa, 550 NOK/da
2030	130	167	204
2050	40	52	63
2100	29	38	46



Figur 6.8. Hvordan forandringer i økt tilvekst påvirker kostnaden per tonn CO<sub>2</sub> for ulike investeringshorisonter.

Figur 6.8 illustrerer hvordan forandringer i økt tilvekst påvirker kostnaden per tonn CO<sub>2</sub> for ulike investeringshorisonter.

Tabell 6.9. Kostnader i NOK/da/tonn CO<sub>2</sub> ved ulike tilveksteffekter.

År	0,2 tonn CO <sub>2</sub> /daa, 450 NOK/da	0,3 tonn CO <sub>2</sub> /daa, 450 NOK/da	0,4 tonn CO <sub>2</sub> /daa, 450 NOK/da
2030	250	167	125
2050	78	52	39
2100	56	38	28

## 6.6 Referanser

- Andersson, G. og Glöde, D. 1998. Beskrivning av askproduktion vid biobränsleeldade värmeverk och återföring av askan till skogen. Skogforsk Arbetsrapport Nr 402. 16 s.  
[https://www.skogforsk.se/cd\\_20190114162200/contentassets/6e27f2ade49549bbb706e2eaddcef54c/arbeta/rapport-402-1998.pdf](https://www.skogforsk.se/cd_20190114162200/contentassets/6e27f2ade49549bbb706e2eaddcef54c/arbeta/rapport-402-1998.pdf)
- Andersson, S. og Drott, A. 2018. Uppföljning av askåterföring efter spridning. Skogstyrelsen rapport 2018/6. 42 s.  
<https://www.skogsstyrelsen.se/globalassets/om-oss/publikationer/2018/rapport-2018-6-uppfoljning-av-askaterforing-efter-spridning.pdf>
- Bjørnstad, B.H. 2019. Grøfting av fastmark. Skogkurs resymé nr. 11.  
<https://www.skogkurs.no/userfiles/files/Diverse/Resyme/11.pdf>
- Enström, J. og Johannesson, T. 2019. Produktion och spridning av granulerade askprodukter. Erfarenheter från Finland. Skogforsk Arbetsrapport 1026-2019. 20 s.  
[https://www.skogforsk.se/cd\\_20190924133526/contentassets/20880b3d3e18415ab388013dda093cf0/arbetsrapport-1026-2019.pdf](https://www.skogforsk.se/cd_20190924133526/contentassets/20880b3d3e18415ab388013dda093cf0/arbetsrapport-1026-2019.pdf)
- 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. 50 s.
- Länsstyrelsen. 2019. Askåterföring (GROT) oppdatert 2019, VISSMEASURETYPE000604, Vatteninformationssystem Sverige, länsstyrelsen,  
<https://viss.lansstyrelsen.se/Measures/EditMeasureType.aspx?measureTypeEUID=VISSMEASURETYPE000604>
- Lauhanen, R., Moilanen, M., Silfverberg, K., Takamaa, H. og Issakainen, J. 1997. The profitability of wood ash-fertilizing of drained peatland Scots pine stands. Finnish Peatland Society Suo 48: 71-82
- Miljødirektoratet, Enova, Statens vegvesen, Kystverket, Landbruksdirektoratet og NVE. 2020. Klimakur 2030. Tiltak og virkemidler mot 2030. Rapport M-1625. 1197 s.
- Tellnes, L.G.F. og Horn, H. 2016. Økonomi og miljøaspekter ved alternative anvendelser av treaske. Rapport 90 Treteknisk institutt. 28 s.
- Väätäinen, K., Sirparanta, E., Räisänen, M. og Tahvanainen, T. 2011. The costs and profitability of using granulated wood ash as a forest fertilizer in drained peatland forests. Biomass and Bioenergy. Volume 35, Issue 8. S. 3335-3341.



## 7 Treprodukter (HWP)

I det nasjonale klimagassregnskapet under FNs klimakonvensjon inkluderes i arealbrukssektoren også karbonbeholdning i treprodukter (Harvested Wood Products, HWP). Karbon i treprodukter fordeles på følgende tre kategorier i det nasjonale klimagassregnskapet: trelast, trebaserte plater samt papir- og kartongprodukter. Klimagassregnskapet for treprodukter inkluderer all nasjonal produksjon (til innenlands forbruk og eksport), mens importerte treprodukter ikke er inkludert. Hogstvolum som eksporteres som tømmer eller som går inn i andre produktkategorier (for eksempel energi) inkluderes ikke. I 2015 gikk kun 39 prosent av det nasjonale hogstvolumet inn i treprodukter i klimagassregnskapet (Alfredsen mfl. 2017a).

Ulike skjøtselstiltak i skogbruket vil kunne påvirke ikke bare volumproduksjon, men også kvaliteten på virket. For eksempel vil stubbebehandling mot råte vil kunne gi lavere råteandel, og dermed mindre som nedklassifiseres. Både i ungskogpleien og i tynning kan det være mulig å ta ut trær med skader (toppbrekk, gankvist, krok, mv.), og dermed få færre trær som nedklassifiseres på grunn av slike skader i sluttavvirkningen. Mens tynning og gjødsling begge kan øke dimensjonene, og dermed øke andelen som når tilstrekkelige dimensjoner for trelast. Det er imidlertid ikke nok empiri til å kunne estimere virkningen av ulike enkelttiltak på en mulig fremtidig trelastandel. Det er også andre utenforliggende faktorer som kan påvirke dette, som hvilke krav som stilles til sagtømmer.

I dette kapitlet presenterer vi en *prinsipiell* tilnærming til hvordan økt andel trelast kan påvirke lagringen i treprodukter slik som de er definert i det nasjonale klimagassregnskapet. Vi har lagt til grunn to ulike tilnærminger:

1. hogstvolumet ligger fast slik det er i business-as-usual scenariet (se [kapittel 2.2.4](#)), men vi har endret fordelingen mellom de ulike produktkategoriene. Vi har økt volumet med trelast med 10 eller 50 prosent hvert år i framskrivingsperioden, og redusert volumet som går til papir- og kartongprodukter tilsvarende,
2. kun økt volumet med trelast med 10 prosent, 20 prosent eller 30 prosent og vise effekten versus business-as-usual for kategorien trelast.

Det er – slik vi vurderer det – usannsynlig med en økning på 50 prosent. Det er også lite sannsynlig at andelen av hogstvolumet som omsettes nasjonalt, samt volum som eksporteres og importeres, vil være uendret frem til 2100. Det er altså ikke et realistisk scenario, men for å illustrere hva som i prinsippet vil skje med karbonbeholdningen i treprodukter dersom andelen trelast økes.

### 7.1 Materiale og metoder

Framskrivningene for treprodukter for 2018-2100 er basert på en modifikasjon av den eksisterende modellen som benyttes i klimagassregnskapet for beregning av treprodukter (production approach, Tier 2), på historiske tall fra NIR 2019 for referanseperioden 2010 – 2017. Dette er tilsvarende tilnærming som brukt tidligere framskrivninger, til blant annet klimalovrapporteringen i 2019 (Søgaard mfl. 2019).

I den historiske beregningen (hentet fra Miljødirektoratet mfl. 2019) er hogstvolum hentet fra FAOSTAT 1990-2017 («roundwood»), mens hogstvolum i framskrivningene er fra simuleringer gjort med simuleringsverktøyet SiTree (se beskrivelse i [kapittel 2.2](#)). For referanseperioden ble forholdet mellom årlige hogstdata (“roundwood” fra FAOSTAT) og årlige aktivitetsdata for nasjonalt forbruk og eksport av treprodukter beregnet for hver av de tre HWP kategoriene trelast, trebaserte plater og papir- og kartongprodukter (FAOSTAT). Deretter ble gjennomsnittene fra referanseperioden brukt til å beregne bidraget fra innenlands forbruk og eksport for hver HWP kategori fra 2018-2100. For mer

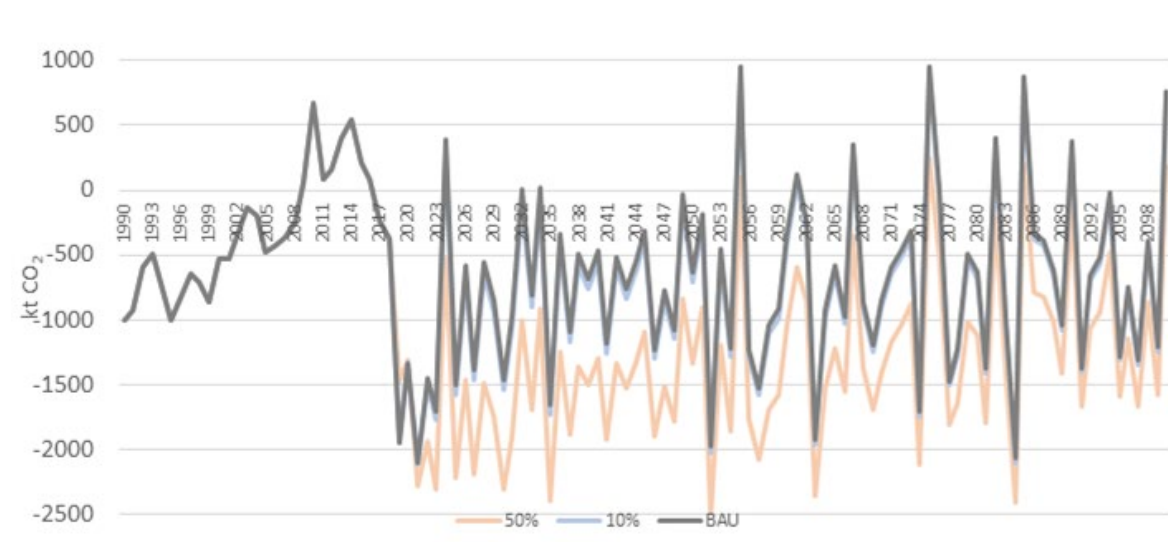
detaljer se Søgaard mfl. (2019). To tilnæringer brukt for framskrivingsperioden og sammenlignet med business-as-usual scenariet: 1) 10prosent eller 50prosent økning i volumet av eksport og innenlands forbruk av trelast og en tilsvarende reduksjon i eksport og innenlands forbruk av papir- og kartongprodukter. Her ble totalvolumet av treprodukter holdt likt som business-as-usual scenariet, 2) 10 prosent, 20 prosent eller 30 prosent økning i volumet av eksport og innenlands forbruk av trelast. Her vises effekten versus business-as-usual kun for kategorien trelast (ikke treprodukter totalt). Total årlig netto endring (tap/lagring) i 1000 tonn (kt) CO<sub>2</sub> i perioden 1990-2017 samt de to tilnærningene for framskrivning 2018-2100er vist i Figur 7.1 og Figur 7.2.

## 7.2 Resultater

For å illustrere potensiell effekt av en økning i sagtømmerandel på årlig netto karbonlagring i treprodukter har vi simulert utviklingen dersom en større del av volumet går inn i produktkategorien trelast, og tilsvarende mindre inn i papir- og kartongprodukter.

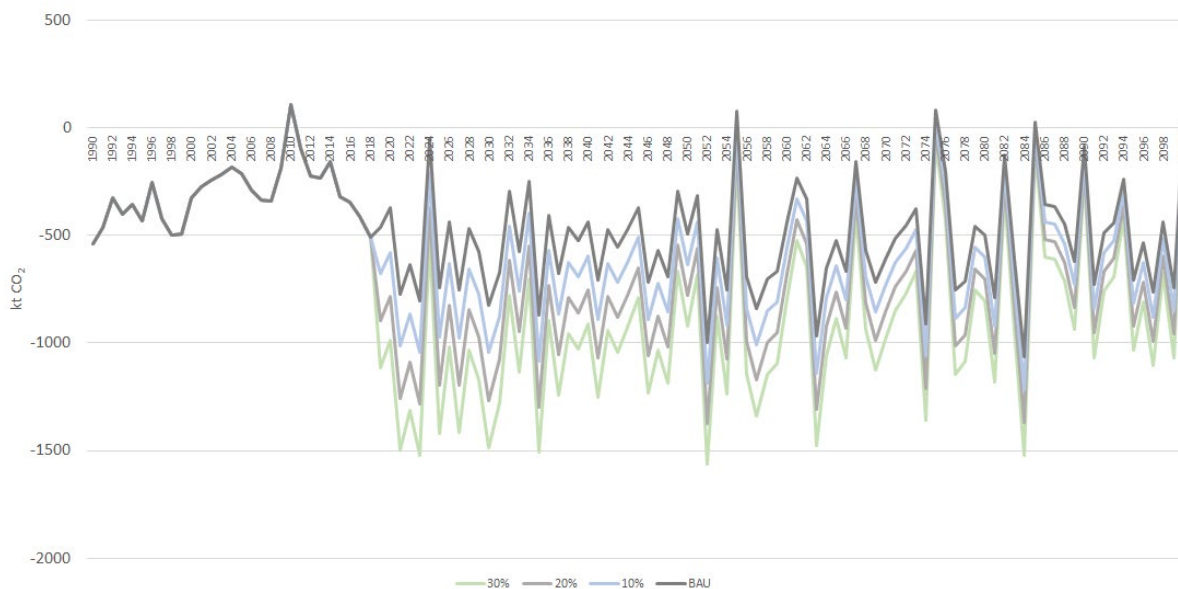
Dersom årlig hogstvolum holdes likt som i business-as-usual scenariet, men volumet som går inn i produktkategorien trelast øker, og volumet til papir- og kartongprodukter reduseres tilsvarende, så vil vi få en økning i netto tilførsel til karbonbeholdningen i treprodukter (Figur 7.1). Økningen er imidlertid knapt synlig med 10 prosent økning i volum trelast, og en må ha en relativt stor økning i andel til trelast før økningen i karbonlagring blir synlig (her illustrert med en 50 prosent økning).

Dataene inneholder mye støy. For innenlands forbruk er volumene av trebaserte plater samt papir- og kartongprodukter små sammenlignet med trelast, og hovedvariasjonen mellom år utgjøres av trelast. Det er eksport av papir- og kartongprodukter som utgjør mye av støyen for eksport og for totalregnskapet for treprodukter. 'Half-life' for et gitt produkt er tiden det tar (år) før halvparten av karbonet i lageret ikke lenger er i bruk. Papir- og kartongprodukter har half-life på 2 år slik at variasjoner i tilførsel speiles raskt i regnskapet (til sammenlikning har trebaserte plater og trelast half-life på henholdsvis 25 og 35 år). Mer detaljer rundt trender i klimagasregnskapet for treprodukter er gitt i Alfredsen mfl. (2017b).



**Figur 7.1.** Total årlig netto endring i treprodukter (alle tre produktkategorier) (tap/lagring) i 1000 tonn (kt) CO<sub>2</sub>. Historiske tall for perioden 1990-2017 (Miljødirektoratet mfl. 2019), og framskrivninger med tre ulike forutsetninger for 2018-2100: BAU, 10 prosent økning og 50 prosent økning i sagtømmerandelen, med tilsvarende reduksjon i papir- og kartongprodukter. Ingen endring i produktkategorien trebaserte plater.

Figur 7.2 viser effekten dersom vi øker volumet i produktkategorien trelast og kun fokuserer på utslag øking i tilgang vil gi for denne kategorien (det vil si at vi bare har sett på denne ene produktkategorien, og ikke alle tre som i Figur 7.1). I starten av framskrivingsperioden gir en 10 prosent økning i tilgang på trelast en økning på opp mot 250 kt CO<sub>2</sub>. På slutten av perioden er forskjellen ca. 100 kt CO<sub>2</sub>, det vil si 0,1 mill. tonn.



**Figur 7.2. Netto årlig endring i produktkategorien trelast - total (nasjonalt forbruk + eksport) i 1000 tonn CO<sub>2</sub>. Historiske tall for perioden 1990-2017 (Miljødirektoratet mfl. 2019), samt tre scenarier for framskriving 2018-2100: 10prosent, 20prosent og 30prosent årlig økning i volum trelast per år. Merk ulik skala fra Figur 7.1, som inkluderer alle produktkategorier.**

## 7.3 Referanser

- Alfredsen, G., Nordhagen, E., Gjølshjøl, S., Tomter, S. 2017a. NOTAT Trematerialflyt – potensialer for økning i HWP. Notat fra Norsk institutt for bioøkonomi til LMD. NIBIO Saksnr. 20/00623.
- Alfredsen, G., Sandland, K. M., Søgaard, G. 2017b. Norges klimagassregnskap for treprodukter og trebruk i fleretasjes bygg – en analyse av trender. NIBIO rapport 3(35). 34 s.
- Miljødirektoratet, Statistisk Sentralbyrå og NIBIO. 2019. Greenhouse Gas Emissions 1990- 2017, National Inventory Report 2019. Miljødirektoratet Rapport M-1271
- Søgaard, G., Mohr, C.W., Alfredsen, G., Antón-Fernández, C., Astrup, R.A., 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. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmliui/handle/11250/2633736>

# VEDLEGG 1 Bestilling fra LMD og KLD

LMD/ASR, 14.04.2020

## Videre utredningsbehov for skogtiltak i Klimakur 2030

Etter fremleggelse av direktoratsrapporten "*Klimakur 2030*" og NIBIO sin bakgrunnsrapport til denne "*Klimakur 2030 – beskrivelse av utvalgte klimatiltak knyttet til skog*" ser vi behov for videre utredning av enkelte skogtiltak. For flere klimatiltak i skog trengs det anslag for årlige potensialer for økt opptak/reduerte utslipp for årene 2030, 2050 og slutten av omløpstiden (2100). Videre ønsker vi hvis mulig, å få beregnet tiltakskostnad for tiltakene nevnt under slik at det er mulig å rangere disse etter-klimagasspotensialer og nytte/kostnadsvurderinger. Der dette blir krevende, er det ønskelig om det angis om kostnaden er over eller under 500 kr/tonn og 1500 kr/tonn CO<sub>2</sub>. Usikkerhet knyttet til de verdier som oppgis, bør også omtales.

Det er viktig at beregningene av potensialer for utslipp og opptak, samt vurdering av kostnader er tilpasset metodene som er benyttet under Klimakur 2030. Ved behov tar Nibio kontakt med Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet for å sikre dette.

I det etterfølgende beskrives konkrete utredningsbehov for noen tiltak i produktiv skog:

1. Tiltaket "ungskogpleie" er utredet på et betydelig areal (588 000 dekar) som inkluderer etterslep pluss arealer som vokser inn i behandlingsklar tilstand fratrukket det arealet som uansett behandles i dag. Klimagassgevinster er utredet ved at omløpstiden økes mellom 10 og 30 prosent sammenliknet med en situasjon der det gjennomføres ungskogpleie. Klimagasspotensialet er beregnet som potensialer pr hektar, eller akkumulerte effekter av ett års innsats over et omløp. Nibios klimakur2030 rapport beskriver for ungskogpleie at "*beregningene ikke tar med effekter av en fortsatt høy innsats utover dagens nivå etter at det estimerte etterslepet er tatt inn*". Dette bør inkluderes i beregningene som økt årlig opptakspotensial i 2030, 2050 og ved slutten av omløpstiden slik at tiltaket blir sammenliknbart med andre klimatiltak i skog.
2. For tiltaket "grøfterensk" ber vi om følgende:
  - a. I Nibios rapport fremkommer et svært stort potensial for dette tiltaket. "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 millioner tonn CO<sub>2</sub> i året mot slutten av perioden i form av økt netto opptak i levende biomasse". Tabell 3 (side 20 i Nibio sin rapport) viser at tiltaket (45 000 dekar årlig) har et potensial av betydelig størrelse. Vi ber NIBIO kvalitetssikre disse tallene. Om lag 67 prosent av dette er på mineraljord. Tiltakets totale effekt på karbonbeholdninger på disse arealene og tilhørende utslipp av CO<sub>2</sub> fra mineraljord skal inkluderes og synliggjøres i beregningene. Utslipp av andre klimagasser skal omtales, og beregnes så langt dette lar seg gjøre med dagens kunnskap. Usikkerheter, særlig tilknyttet effekt på jordkarbon skal beskrives. Hvis

mulig inkluderes tilsvarende vurderinger og beregninger for tiltaket på organisk jord.

b. Det står i Klimakur at virkningene av grøfterensk med hensyn til naturmangfold og andre miljøverdier er lite kjent. Kan NIBIO gi oss en oversikt av om dette er undersøkt i sammenliknbare land? Er det mulig å gi en kort sammenstilling av relevant litteratur og på bakgrunn av dette vurdere hva som behøves for å få en tilstrekkelig god oversikt over effektene på naturmangfold i Norge? Er det tilstrekkelig kunnskap per i dag? Er det snakk om mange års forskning, en litteraturstudie eller noe annet?

3. Tiltaket "råtebekjempelse" ved stubbebehandling bør utredes nærmere når det gjelder klimagasseffekter oppgitt i årlige tall og størrelser.
4. Gjødsling med treaske er ikke kvantifisert i NIBIO sin klimakur2030 rapport, men i rapporten M-174 " *Målrettet gjødsling av skog som klimatiltak* " (2014) er det på bakgrunn av vurderinger fra Skog og landskap (nå Nibio) gjort beregninger av gjødsling med treaske av 20 000 dekar årlig som bør kunne kvantifiseres med potensialer og kostnader tilsvarende nitrogen-gjødsling av skog. Vi ber Nibio kvantifisere med potensialer og kostnader tilsvarende nitrogengjødsling av skog på både mineraljord og organisk jord, så langt dette lar seg gjøre med dagens kunnskap. Gitt at gjødsling med treaske påvirker karbonutslippet fra jorda ønsker departementene en nærmere vurdering av om det er et godt klimatiltak gjennom kvantifiserte tall, der alle faktorer er med, inkludert sikrere analyser av hva tiltaket gjør med karbonutslippet fra torv.
5. Det står i Klimakur at effektene av gjødsling med treaske på naturmangfold i liten grad er undersøkt i Norge. Kan NIBIO gi oss en oversikt av om dette er undersøkt i andre sammenliknbare land? Er det mulig å gi en kort sammenstilling av relevant litteratur og på bakgrunn av dette vurdere hva som behøves for å få en tilstrekkelig god oversikt over effektene på naturmangfold i Norge? Er det tilstrekkelig kunnskap per i dag? Er det snakk om mange års forskning, en litteraturstudie eller noe annet?
6. For kvalitetsforbedrende tiltak (som f.eks. ungskogpleie og råtebekjempelse) bør det også gjøres kvantitative vurderinger av endringer i HWP-lager som følge av økt volum sagtømmer og eksempler på klimaeffekt knyttet til substitusjon. Tall for HWP og substitusjon må holdes adskilt og ikke summeres sammen med potensialer for økt opptak.

# VEDLEGG 2 Simulering av effekt av ungskogpleie i SiTree - forutsetninger

Ventetid, treantall per hektar i etablert foryngelse, avgang samt diameterfordeling når nytt bestand er etablert for videre framskriving i SiTree (DBH Start).

Skogtype	Bonitet	Hogstform og foryngelsesmetode	Ventetid (år)	Hovedtreslag (antall/ha)	Sekundær-treslag (antall/ha)	Avgang fra etablering til etablert bestand (%/st.avvik i %)	Hovedtreslag	Sekundær-treslag
							DBH start (mm/st.avvik i %)	DBH start (mm/st.avvik i %)
<b>Gjennomført ungskogpleie</b>								
Grandomi	Lav	Snauhogst/Naturl	10	Gran	Bjørk	10 / 10	50 / 10	55 / 10
	Midde	Snauhogst/Planti	0	Gran	Bjørk	10 / 10	50 / 10	65 / 10
	Høy	Snauhogst/Planti	0	Gran	Bjørk	10 / 10	50 / 10	75 / 10
Furudomin	Lav	Frøtrestilling/Nat	10	Furu	Bjørk	10 / 10	50 / 10	55 / 10
	Midde	Frøtrestilling/Nat	5	Furu	Bjørk	10 / 10	50 / 10	65 / 10
	Høy	Frøtrestilling/Nat	5	Furu	Bjørk	10 / 10	50 / 10	75 / 10
Lauvdomin	Lav	Snauhogst/Naturl	5	Bjørk	Gran	10 / 10	55 / 10	50 / 10
	Midde	Snauhogst/Naturl	5	Bjørk	Gran	10 / 10	65 / 10	50 / 10
	Høy	Snauhogst/Naturl	5	Bjørk	Gran	10 / 10	75 / 10	50 / 10
<b>Ikke ungskogpleie – forsinket utvikling 10 %</b>								
Grandomi	Lav	Snauhogst/Naturl	21	Gran	Bjørk	15 / 10	50 / 15	55 / 15
	Midde	Snauhogst/Planti	7	Gran	Bjørk	15 / 10	50 / 15	65 / 15
	Høy	Snauhogst/Planti	7	Gran	Bjørk	15 / 10	50 / 15	75 / 15
Furudomin	Lav	Frøtrestilling/Nat	21	Furu	Bjørk	15 / 10	50 / 15	55 / 15
	Midde	Frøtrestilling/Nat	15	Furu	Bjørk	15 / 10	50 / 15	65 / 15
	Høy	Frøtrestilling/Nat	12	Furu	Bjørk	15 / 10	50 / 15	75 / 15
Lauvdomin	Lav	Snauhogst/Naturl	12	Bjørk	Gran	15 / 10	55 / 15	50 / 15
	Midde	Snauhogst/Naturl	12	Bjørk	Gran	15 / 10	65 / 15	50 / 15
	Høy	Snauhogst/Naturl	10	Bjørk	Gran	15 / 10	75 / 15	50 / 15
<b>Ikke ungskogpleie – forsinket utvikling 30 %</b>								
Grandomi	Lav	Snauhogst/Naturl	43	Gran	Bjørk	15 / 10	50 / 15	55 / 15
	Midde	Snauhogst/Planti	21	Gran	Bjørk	15 / 10	50 / 15	65 / 15
	Høy	Snauhogst/Planti	21	Gran	Bjørk	15 / 10	50 / 15	75 / 15
Furudomin	Lav	Frøtrestilling/Nat	43	Furu	Bjørk	15 / 10	50 / 15	55 / 15
	Midde	Frøtrestilling/Nat	35	Furu	Bjørk	15 / 10	50 / 15	65 / 15
	Høy	Frøtrestilling/Nat	26	Furu	Bjørk	15 / 10	50 / 15	75 / 15
Lauvdomin	Lav	Snauhogst/Naturl	26	Bjørk	Gran	15 / 10	55 / 15	50 / 15
	Midde	Snauhogst/Naturl	26	Bjørk	Gran	15 / 10	65 / 15	50 / 15
	Høy	Snauhogst/Naturl	20	Bjørk	Gran	15 / 10	75 / 15	50 / 15

Nøkkelord:	Skogforvaltning, skogbruk, CO2, karbon, klimaendring, skog, klimatilak, 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.