

Oppdragsrapport fra Skog og landskap 06/2008

---



skog+  
landskap

## OPPTAK OG UTSLIPP AV CO<sub>2</sub> I SKOG

Vurdering av omløpstid, hogstmetode og  
hogstfredning for CO<sub>2</sub>-binding i jord og trær

---

Petter Nilsen, Kåre Hobbelstad og Nicholas Clarke



Oppdragsrapport fra Skog og landskap 06/2008

---

## OPPTAK OG UTSLIPP AV CO<sub>2</sub> I SKOG

Vurdering av omløpstid, hogstmetode og hogstfredning for  
CO<sub>2</sub>-binding i jord og trær

---

Petter Nilsen, Kåre Hobbestad og Nicholas Clarke

ISBN 978-82-311-0044-7

Omslagsfoto: I skog med høg alder vil råte og vind gradvis skape luker og åpninger i bestandene og nedbrytningsprosessene akselereres. Fra flate 352, Alstahaug, vanlig gran. Foto: Bernt-Håvard Øyen 2007

---

Norsk institutt for skog og landskap, Pb 115, NO-1431 Ås

---

## SAMMENDRAG

Rapporten vurderer ut fra eksisterende litteratur og ved hjelp av modell- og prognosekjøringer konsekvensen av "hogstfredning" og ulike omløpstider i skog på karbonbinding. Resultatene antyder at høyest samlet karbonbinding i vegetasjon og jord vil oppnås ved lengre omløpstider (anslagsvis 30-50 år på middels bonitet) enn de såkalt "normale" omløpstider i skogbruket. Det knytter seg først og fremst usikkerhet til trærnes vekst og avdøying ved utvidet omløpstid. Bledningshogst er vurdert til ikke å være et realistisk alternativ til ensaldersskogbruket når det gjelder å øke karbonbinding i skog. Prognoser på landsbasis viser at den produktive skogen i Norge vil øke til en biomasse på ca. 2.1 milliarder tonn (i trær og jord) i løpet av 50 år, dersom den ble fredet fra hogst. Den årlige karbonbindingen ville da øke i en periode på 30 år for deretter gradvis å avta på grunn av skogens alderssammensetning. Med dagens hogstnivå i 50 år framover, vil biomassen i skog bygge seg opp til 1,5 milliarder tonn (i trær og jord). Høsting av GROT (greiner og topper) til energiformål vil bety lite for de totale karbonmengder i skog. Reduksjonen i CO<sub>2</sub>-utslipp ved utstrakt bruk av GROT (60-70% av potensialet) til energiformål vil ligge i størrelsesorden 1,5-2% av de totale norske utslippene i dag. Dersom man skulle bruke 3 millioner m<sup>3</sup> tynningsvirke til bioenergiformål i tillegg til å nytte GROT, vil CO<sub>2</sub> besparelsene totalt ligge på 3,5-4,5% av dagens norske utslipp.

**Nøkkelord:** Karbonbinding, trær, jord, omløpstid, snauhogst, bledning, GROT, CO<sub>2</sub>

**Key word:** Carbon sequestration, trees, soil, rotation period, clear cutting, whole tree harvesting, CO<sub>2</sub>

# INNHOOLD

1. Innledning .....	2
1.1 Skogøkosystemet og karbonkretsløpet .....	2
2. Hva skjer ved snauhogst? .....	3
2.1 Kvantifisering av karbontapet.....	5
2.2 Modellberegninger.....	7
2.3 Eksempel på modellering på bestandsnivå ved bruk av modellen "CO <sub>2</sub> -fix".....	8
3. Uttak av greiner og topper (GROT).....	10
4. Bledningskogbruk .....	12
5. Effekter på nasjonalt nivå.....	13
5.1 Landsskogtakseringens materiale .....	14
5.2 Resultater av modellkjøringer .....	16
6. Diskusjon .....	19
Litteratur .....	21



# 1. INNLEDNING

Bakgrunnen for forprosjektet; "Opptak og utslipp av CO<sub>2</sub> fra skog" var en henvendelse fra SFT med henvisning til den senere tids debatt om skogens rolle i Norges CO<sub>2</sub> budsjett. Det var fra flere hold blitt reist spørsmål omkring effektene av hogst og hogstmetoder på hele økosystemet, ikke bare den overjordiske biomassen, men også effektene av skogbrukets tiltak på C bundet i jord. SFT's begrunnelse for prosjektet var: "Norske skoger binder mye CO<sub>2</sub> i dag pga. aktiv skogskjøtsel gjennom snart 100 år og fordi det avvirktes betydelig mindre enn tilveksten gir mulighet for. Det er hevdet at tallene for binding i skog – som er utarbeidet av Institutt for skog og landskap og som rapporteres av SFT til Klimakonvensjonen - ikke tar hensyn til tap av CO<sub>2</sub> fra jordsmonn, noe som gjør det uklart hvor stor betydning økt avvirkning til bl.a. bioenergi vil ha på bindingen av CO<sub>2</sub> i skog på kort og lang sikt. SFT mener det er behov for å få mer kunnskap på dette området."

Problemområdet er komplekst og det ble besluttet å igangsette et forprosjekt som klargjør de viktigste aspektene ved problemstillingene og som peker ut hvilke områder det er vesentlig å konsentrere videre forsknings- og utredningsinnsats på. Arbeidet skulle primært baseres på tilgjengelig litteratur relevant for norske forhold, supplert med enkelte modell- og prognoseberegninger for vurdering av ulike alternativer for f. eks. hogst – ikke hogst og nivåer av biomasseuttak for energiformål. Målsettingen for forprosjektet var:

- a. Prosjektet skal sammenstille eksisterende kunnskap om hvordan **ulike former for sluttavvirkning** vil påvirke bindingen av CO<sub>2</sub> i norsk skog.
- b. Det skal kvantifiseres hvor stor betydning **økt uttak av bioenergi** vil ha på bindingen av CO<sub>2</sub> i skog på kort og lang sikt.
- c. Betydningen av **ulike nivåer på avvirkning** (blant annet fravær av avvirkning) på skogens samlede netto utslipp/opptak av CO<sub>2</sub> skal analyseres.

## 1.1. Skogøkosystemet og karbonkretsløpet

*Begreper og definisjoner (se egen boks)*

I forbindelse med vurderinger av skog som reservoar og "sluk" (sink) for CO<sub>2</sub>, så er det mange ulike lagre, fluxer, mål og begreper som benyttes. Under Kyoto-protokollen er det forandringer i totalt lager av karbon, både over jorda og i jorda som skal rapporteres. Det vil si total brutto-primærproduksjonen (**GPP**) minus trær og andre planters respirasjon (**Ra**), samt fratrekk for forandringer i jordas karboninnhold gjennom heterotrof respirasjon (**Rh**). Dette kalles netto økosystem utveksling, net ecosystem exchange (**NEE**). Begrepet net ecosystem productivity er ofte svært likt, men innbefatter en tapspost fra levende biomasse (**L**); (**NEP=GPP-Ra-Rh-L**). Dette innebærer at hvis f. eks. noen trær dør, så vil disse gå til fratrekk på produktiviteten, men det vil ikke gi seg utslag i CO<sub>2</sub>-frigjøring fra økosystemet før de begynner å råtne. Dette er analogt med at de tørre trærne ble brukt som tømmer i bygninger og kreditert CO<sub>2</sub> regnskapet i en periode. I de nevnte størrelsene inngår ikke tallfesting av flyktige organiske forbindelser, men mengden av disse er betraktet som små i forhold til resten av C-kretsløpet. Direkte metanutslipp fra vegetasjon er rapportert (Kepler et al. 2006), men størrelsen på dette er ansett å være liten og kunnskapen meget begrenset. Løst organisk karbon (**DOC**) er heller ikke tatt med i disse betraktningene, men dette karbonet vil ofte utfelles nede i jordsjiktet eller sedimenteres i vann og ikke nødvendigvis frigjøres til atmosfæren, dessuten er mengdene beskjedne i forhold til de andre størrelsene (f. eks. Clarke et al. 2007).

NEE påvirkes først og fremst av treslag, bonitet, vanntilgang, skogens tetthet og alder. I tillegg er det mange prosesser og lagre av C som har betydning for NEE. De primære prosesser er fotosyntesen og plantenes egen respirasjon (autotrof). På økosystemnivå har vi også den heterotrofe

respirasjonen som bryter ned organisk materiale i jorda og frigjør CO<sub>2</sub>. Tilførsel av C til jord skjer hovedsakelig i form av strøfall (døde greiner, bark, kongler og ikke minst døde røtter).

**GPP** (gross primary productivity). Dette representerer trærnes og andre grønne planters brutto opptak av CO<sub>2</sub>.

**Ra** (autotrophic respiration), er de samme planters respirasjon (over og under bakken) for å opprettholde funksjoner som vekst, forsvar og reproduksjon.

**NPP** (net primary productivity) er nettoopptaket av CO<sub>2</sub> hos plantene (**NPP=GPP-Ra**)

**NEP** (net ecosystem productivity) er netto produktiviteten i økosystemet, innbefattet forandringer i C lager i jord og avdøing av virke. (**NEP=GPP-Rh-Ra-L**)

**NEE** (net ecosystem exchange) er netto utvekslingen av CO<sub>2</sub> mellom økosystemet og atmosfæren. (**NEE=NPP-Rh**)

**Rh** (heterotrophic respiration) representerer respirasjonen forårsaket av nedbrytning av organisk materiale i jord.

**GEP** (gross ecosystem productivity) =**NEP+Ra+Rh**

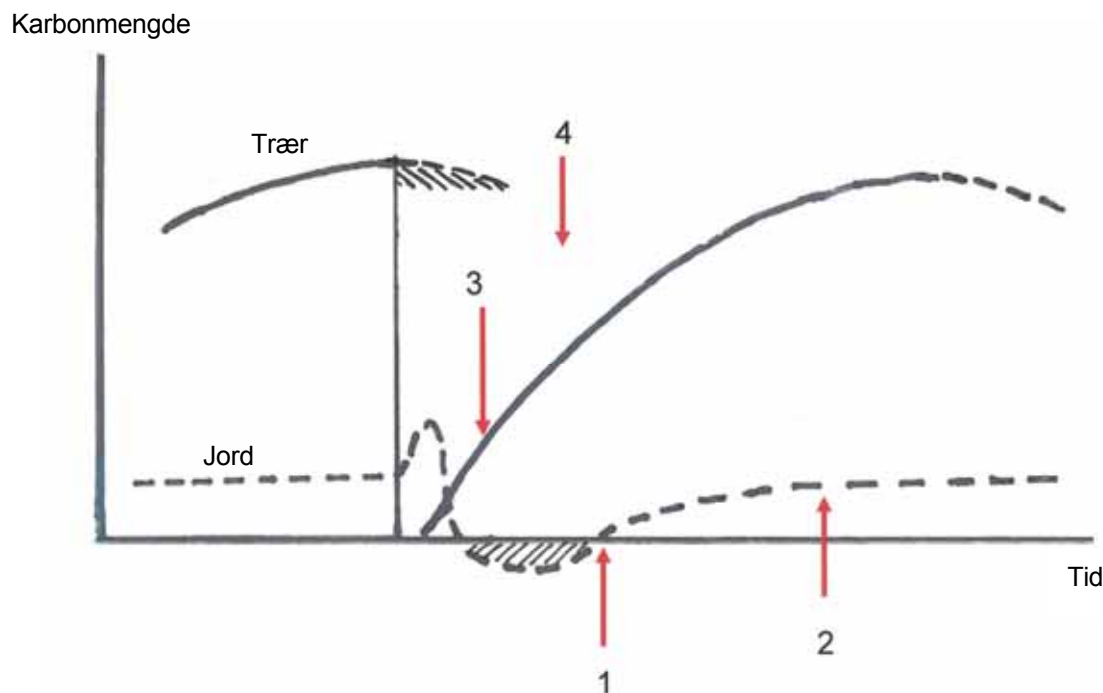
**L** (loss) tap av biomasse fra naturlig avgang, hogst etc.

**TER** (total ecosystem respiration)

**DOC** (dissolved organic carbon) er C som løses opp i jordvann.

## 2. HVA SKJER VED HOGST?

I figur 1 er det vist en prinsippkisse over hvordan C-lageret i jord og vegetasjon utvikler seg over tid. Den heltrukne linjen viser C sluk i overjordisk biomasse. I figuren øker den fram til hogst. Deretter reduseres den til null og det starter en ny oppbygging av biomasse i det nye skogbestandet. Den stiplede linjen illustrerer C sluk i jorda. Det bygger seg vanligvis noe opp gjennom et omløp, eller er tilnært stabil. Dette er avhengig av skogens alder og tilførsel av strøfall. Etter hogst får jorda en ekstra tilførsel av organisk stoff via hogstavfallet; greiner, kvister, nåler/blad og døde røtter. En midlertidig økning i karboninnholdet i mineraljorda etter hogst har derfor blitt observert (Johnson og Curtis 2001). I tillegg blir jorda eksponert for mer lys, mer nedbør og større temperaturendringer. Forholdene for nedbrytning blir påvirket og dette kan slå begge veier. De store mengdene med lett nedbrytbare nåler og blad som blir tilført marka fører til at CO<sub>2</sub> frigjøringen etter hogst øker. Resultatet blir at jordsmonnet blir en økt kilde til CO<sub>2</sub> til atmosfæren. NEE vil avta dramatisk på grunn av at fotosyntesen nærmest nulles ut, den autotrofe respirasjonen (Ra) vil avta etter kort tid da røttene dør ut, mens den heterotrofe respirasjonen (Rh) vil øke.



Figur 1. C binding i jord (stiplet linje) og i biomasse (heltrukken linje) før hogst og i løpet av neste omløpstid. **1)** tidspunktet for når jorda igjen begynner å akkumulere C (netto sink), **2)** tidspunktet når jorda har nådd det opprinnelige C innholdet (og tapet fram til dette tidspunktet), **3)** tidspunktet når NEP igjen blir positiv etter hogst og **4)** tidspunktet for ÅMKs kulminasjon (se nedenfor).

Mengden av hogstavfall vil avhenge blant annet av treslag, stående volum og høstingsmåte (f.eks. heltreutnyttelse kontra stammeuttak med bark). Pennock og van Kassel (1997) fant at organisk karbon i de øvre 45 cm i *Populus tremuloides/Picea glauca*-skog i Saskatchewan økte med 8% 1-5 år etter hogst. Omsetningen av organisk materiale vil avhenge av forhold som treslag (strøets kvalitet), jordsmonnstype og klima. Karbonbalansen vil derfor kunne variere meget etter hogst og enkelte undersøkelser viser at nedbrytningen av organisk materiale i barskog kan hemmes på grunn av mindre gunstige fuktighetsforhold (Prescott 1997, Prescott et al. 2000). Også i en eike-skog i Wisconsin ble det funnet at nedbrytning av strø på overflaten kan bli mindre etter hogst, sammenlignet med et område uten hogst (Yin et al. 1989).

Dersom målet er å maksimere C binding i skog over lang tid (analogt til f. eks. middeltilvekstens kulminasjon), så vil utfordringen ligge i å finne skjæringspunktet hvor summen av binding i vegetasjon og jord er høyest – i gjennomsnitt over lang tid. Hvis man ser på perioden etter middeltilvekstens kulminasjon, så vil man tape C binding i trærne (lav tilvekst, råteutvikling, vindfall etc. - skravert område i figur 1) i forhold til å hogge ved kulminasjonstidspunktet, men bindingen i jord vil være positiv. Når den mengden C som tapes fra jorda etter hogst balanserer den "tapte" bindingen trærne har på grunn av underoptimal tilvekst, da har man et skjæringspunkt som representerer optimal C binding i skog. Vi snakker da om de langsiktige effektene (noen hundre år). Dette punktet kunne man kalle kulminasjonspunktet for årlig midlere karbonbinding (ÅMK), eller kulminasjonspunktet for NEE. I denne vurderingen er det forutsatt at årlig karbonbinding i trærne følger det samme mønster som årlig tilvekst. Mye tyder på at dette ikke er tilfellet, og at dette forløpet bør klargjøres nærmere.

Det er velkjent at i det totale klimaregnskapet er det ikke likegyldig hva produktene fra skogen brukes til. Dersom man velger en tett skog for å binde mye karbon, kan mye av produktene ende som cellulosevirke, med en høy energiinnsats for fremstilling i forhold til en mer glissen skog og mer sagtømmerutbytte. Det er bare hele livsløpsanalyser som kan gi svar på dette, men usikkerheten i disse ligger i forutsetningene om framtidig bruk og hva slags energiinnsats (fossil, forny-

bar) som er grunnlaget for produktene. Betrachninger omkring disse forhold ligger utenfor rammene av dette arbeidet. Vi vil her konsentrere oss om den CO<sub>2</sub> binding som skjer i skogen fram til eventuell avvirkning eller ikke.

## 2.1. Kvantifisering av tapet fra jorda

Nedgangen i jordas C innhold etter hogst ble tidligere antatt til å være ganske stor, inntil 50% tap av C innen de første 20 år eller mer (Covington 1981, Federer 1984, Johnson 1992). Reduksjon er mest knyttet til den labile karbonfraksjonen (Carlyle 1993) og oppfatningen var også at det ville ta lang tid å bygge opp igjen karbonlagret. Men dette synet har blitt modifisert i de senere årene.

Reduksjonen i karboninnholdet i det organiske sjiktet etter hogst er som nevnt forklart med lavere karbontilførsel til jorda etter hogst sammen med økt nedbryting av organisk stoff som et resultat av høyere jordtemperaturer når jordoverflaten blir eksponert til solen. Imidlertid, andre faktorer som mekanisk blanding av organisk og mineraljorda under hogst har betydning for reduksjonen i karboninnholdet i det organiske sjiktet (Federer 1984, Ryan et al. 1992, Yanai et al. 2003). Huntington og Ryan (1990) og Johnson et al. (1991) observerte f. eks. blanding av stoff fra det organiske sjiktet i mineraljorda etter hogst i løvskog i New Hampshire, mens den totale karboninnholdet ble uforandret.

Oppfatningen om en sterk nedgang av karbon i jorda etter hogst har blitt kritisert i de senere år (f. eks. Yanai et al. 2003, Lal 2005), blant annet ut fra den begrunnelse at mye av det empiriske materialet bak hypotesen stammet fra undersøkelser hvor mineraljorda var sterkt forstyrret i forbindelse med hogst og tilplanting (f. eks. drastisk markberedning el. lignende og erosjonsproblemer). Det er derfor blitt hevdet at tapet er relativt lite og dersom man setter inn virkemidler som rask tilplanting, ugrasbekjempelse og eventuelt gjødsling, vil perioden hvor skogen er en kilde til C bli relativt kort og oppbygging av C i jorda gå raskere.

Det er vanskelig å finne empiriske data som dekker en lang periode (20-30 år) for å besvare disse spørsmålene. Helst burde parvise studier mellom hogst og ikke hogst på like arealer vært gjennomført over et intervall fra før hogst til 20-30 år senere. I mangel av slike studier er det gjort kronosekvensstudier og parvise sammenligninger mellom hogst/ikke hogst men hvor status før hogst var ukjent. I tillegg er temaet vært gjenstand for mye modellberegninger.

Det er minst fire tidspunkt som er av mulig interesse; **1)** tidspunktet for når jorda igjen begynner å akkumulere C (netto sink), **2)** tidspunktet når jorda har nådd det opprinnelige C innholdet (og tapet fram til dette tidspunktet), **3)** tidspunktet når NEP igjen blir positiv etter hogst og **4)** tidspunktet for ÅMKs kulminasjon.

I Tabell 1 er det gitt en liten oversikt over enkelte undersøkelser som er relevante i forhold til våre forhold og som kan belyse noen av punktene. Skal man klare å gjøre fullgode analyser av problemet må man benytte modellering (se eget kapittel), med de usikkerheter som det medfører.



Tabell 1. Treslag, type undersøkelse, målt respons og resultater fra ulike studier.

Treslag	Type undersøkelse	Respons på	Resultat etter hogst	Kommentar	Henvisning
P. sylvestris Finland	Parvis hogst – sammenligning snauflete – gammel skog	GPP	Nedgang	Den store nedgangen i GPP gjør flata til en source. Tid ikke angitt.	Kowalski et al. 2004.
P. sitchensis Great Britain		TER	Nedgang		
P. pinaster France		NEE	Økning		
P. sylvestris Finland	Kronosekvens	GPP	Nedgang	Sluk for C fra ca. 10 år etter hogst	Kolari et al. 2004
		NEP	Nedgang		
		NEE	Nedgang		
		CO <sub>2</sub> efflux	Samme nivå etter hogst		
P. glauca x engelmannii	Kronosekvens 0-10 år	NEE	Nedgang	Sluk for C etter 8-10 år	Freeden et al. 2007.
P. sylvestris P. abies	Modellering og bruk av Riksskogtakseringens data	C innhold i jord 68 t/ha	Nedgang 9% i gjennomsnitt 5-6 tonn C/ha	Minimumsverdi for C i jorda etter 16-22 år	Peltoniemi et al. 2004
P. abies		C innhold i jord	Nedgang 17-22% etter 15 år	C innhold i mineraljorda økte	Olsson et al. 1996
P. sylvestris		C innhold i jord	Nedgang 0-7% etter 15 år	Innhold i mineraljorda økte	Olsson et al. 1996

Kowalski et al. (2004) fant at furuskog i Finland ble svak kilde for CO<sub>2</sub> etter hogst, men den totale respirasjonen fra økosystemet ble redusert etter hogst. Dette skyldes en nedgang i autotrof respirasjon fordi røttene døde. Den heterotrofe respirasjonen ble ikke målt, men økte sannsynligvis noe etter hogst. Variasjonen mellom skogtypene (fra England, Frankrike, Finland) var større enn mellom gammel skog og hogstflate innenfor samme skogtype.

I en undersøkelse fra Finland (YASSO-modellen) hvor man modellerte tilførselen av organisk materiale til jorda ut fra bestandsparametere som treslag, alder, tetthet osv., fant man en god overensstemmelse mellom modellen og målte data fra NFI (national forest inventory) når det gjaldt jordas innhold av karbon (Peltoniemi et al. 2004). De modellerte verdiene av jordkarbon viste et minimumsnivå 16-22 år etter hogst, og på det laveste var de i gjennomsnitt 9% under verdien før hogst. Det var imidlertid ikke mulig å spore et minimumspunkt i de registrerte jorddataene. Dette kan skyldes at den totale nedgangen er så liten i forhold til det store lageret med C som ligger i jordsmonnet i boreale skoger (typisk 60-200 tonn C pr. ha), slik at det er vanskelig å påvise endringer. Den store variasjonen i jordas C lager kan også forklare dette.

I to svenske granbestand, ble totalinnholdet av karbon redusert med 17-22% 15-16 år etter hogst (Olsson et al. 1996). Effekten av hogst på karbon i jordas organiske sjikt er annerledes enn effekten i mineraljorda. Hele reduksjonen observert av Olsson et al. (1996) var i det organiske sjiktet. I mineraljorda økte karboninnholdet i mange tilfelle. I et furubestand i Sør Sverige ble det ingen endring i totalinnholdet av karbon, mens i et nordlig furubestand ble karboninnholdet redusert med 7%. I Norge fant Hu (2000) ingen signifikant endring i jordas organiske innhold 2-3 år etter konvensjonell hogst på tre granflater på Østlandet.

Et stort antall undersøkelser viser at den heterotrofe respirasjonen øker etter hogst, og de nevnte resultatene i Tabell 1 illustrerer dette.

Vi har lite med tall fra Norge som viser C dynamikken etter hogst. Fra et kronosekvensstudium på Nordmoen fant Clarke et al. (2007) at karboninnholdet i det organiske sjiktet i granskog økte med alder når bestandsalderen var over 30 år, men forskjellene var ikke statistisk signifikante (Tabell 2). I mineraljorda var det ingen tydelig mønster og ingen signifikante forskjeller.

Tabell 2. Karbonlager i jord på fire granbestand med forskjellig alder på Nordmoen. Data fra Clarke et al. (2007)

	Bestandsalder (år)			
	10	30	60	120
Gjennomsnittlig C i O-sjiktet (kg C/m <sup>2</sup> )	2,7	2,3	3,5	5,2
Gjennomsnittlig C i mineraljord (0-100 cm) (kg C/m <sup>2</sup> )	6,2	6,4	6,8	6,2

Analysen av landskogtakseringens materiale i Norge viste at C innholdet i humussjiktet var noe større i yngre enn i eldre skog. I riktig gammel skog avtok innholdet igjen (de Wit og Kvindesland 1999).

Sogn et al. (1999) estimerte C-økningen i jord på Nordmoen til 5,4 g C/m<sup>2</sup>/år, mens de Wit og Kvindesland (1999) estimerte økningen i jorda i en granskog på Birkenes, Aust-Agder, til 60 g C/m<sup>2</sup>/år. I Skottland fant Billett et al. (1990) at økningen i karboninnholdet i det organiske sjiktet var 35,4 g C/m<sup>2</sup>/år. Disse store forskjeller ble forklart av de Wit og Kvindesland (1999) som beroende av det totale karboninnholdet. Slike endringer blir ikke alltid funnet. I Østerrike viste karboninnholdet i jord i en kronosekvensstudie i gran kun ubetydelige, ikke-signifikante økninger med bestandsalder (Jandl et al. 2007).

Erfaringsmaterialet (Tabell 1) tilsier at under våre forhold vil skogen være en kilde til CO<sub>2</sub> frigjøring i en 10-15 års periode etter hogst. Siden en del av frigjort C bindes opp i mineraljorda vil C mengden som tapes fra systemet ligge i størrelsesorden 0-15% av total mengde i jordsmonnet, dvs. 0-30 tonn C pr. ha. Dette tapet må balanseres mot den nedgangen i tilvekst man vil ha i en viss periode. Denne er vanskelig å anslå da man har lite erfaringstall fra overårig skog. Mange undersøkelser tar for seg NEP og variasjoner i denne etter hogst. Tidspunktet for når denne igjen blir positiv er interessant, men sier oss ikke direkte når punktet for maksimal karbonbinding finner sted (ÅMK kulminasjon).

## 2.2. Modellberegninger

Modellering har vist at en økning av omløpstiden kan av og til, men ikke alltid, øke karbonmengden i jord (Liski et al. 2001, Kaipainen et al. 2004). I to av sju modellerte europeiske barskoger ble karbonmengden i jord noe redusert med økt omløpstid, kanskje beroende på reduksjon i strøproduksjon (Kaipainen et al. 2004). Åpninger i kronetaket i gamle bestand kan lede til økt nedbrytning av organisk stoff i jorda (Jandl et al. 2007), mens lengre omløpstid kan redusere antall forstyrrelser fra skogsdrift hvilket kan føre til at karbonmengden i jorda kan øke (Schulze et al. 1999).

Det er usikkert om konvensjonell hogst har noen langtidseffekt på karboninnholdet i jord. Liski et al. (1998) modellerte effekten, og fant at snauhogst førte til en langtidsreduksjon i karbon med 14% etter to 100-år omløp. I Finland er det også gjort modellberegninger over optimal omløpstid for karbonbinding (Liski et al., 2001) hvor man også har inkludert den videre bruk av treprodukter etter hogst, forutsatt dagens forbruksmønster. Resultatene viste at et livsløp for furuskog lagret

mest karbon dersom omløpstiden ble forlenget fra 60 til 120 år, mens det for gran var motsatt. Beregningene viste at den langsiktige lagringen av karbon i jorda avtok med økende omløpstid for begge treslag. Dette skyldes mindre input av strø til jorda i gamle bestand. Konklusjonen ble allikevel at moderat forlenget omløpstid også var det beste for gran når man trakk inn produksjonsinnsatsen i form av fossil energi. Kortere omløpstid fører til større andel cellulosevirke på grunn av mer smådimensjoner og dette krever en større energiinnsats i produksjonsløpet enn om omløpstiden forlenges og en større andel går til trevirke og materialer med en lengre oppholdstid for karbon. Slike livsløpsanalyser er sterkt avhengig av hvilke forutsetninger man legger for sluttbruken av trevirket.

Fra et annet simuleringsstudium i Finland ble det også påvist at den høyeste gjennomsnittlige karbonmengden i furuskog på blåbærmark i Sør-Finland økte med økende rotasjonslengde fram til ca. 110 år. Da var netto bindingen av karbon nær null (Pussinen et al. 2002).

I Canada er det gjort modellberegninger (Century 4.0) over en 300 års periode hvor det er benyttet forskjellige omløpstider, fra 60 til 120 år i *Pinus contorta* og *Picea glauca* bestand. Resultatene viste at den lengste omløpstiden ga mest lagring i økosystemet, og uten at ÅMT var inntruffet (Peng et al. 2002).

Harmon og Marks (2002) fant at økt omløpstid ga økt karbonlagring i Douglasgran og hemlock i vestlige deler av Canada basert på modellkjøringer (STANCARB). Ved å øke omløpstiden fra 60-120 år økte karbonbindingen på landskapsnivå bare fra 70% til 80% av det som ble ansett som maksimalt. Her var karbonbindingen sett i sammenheng med sluttbruken av produktene.

### **2.3. Eksempel på modellering på bestandsnivå ved bruk av modellen "CO<sub>2</sub>-fix"**

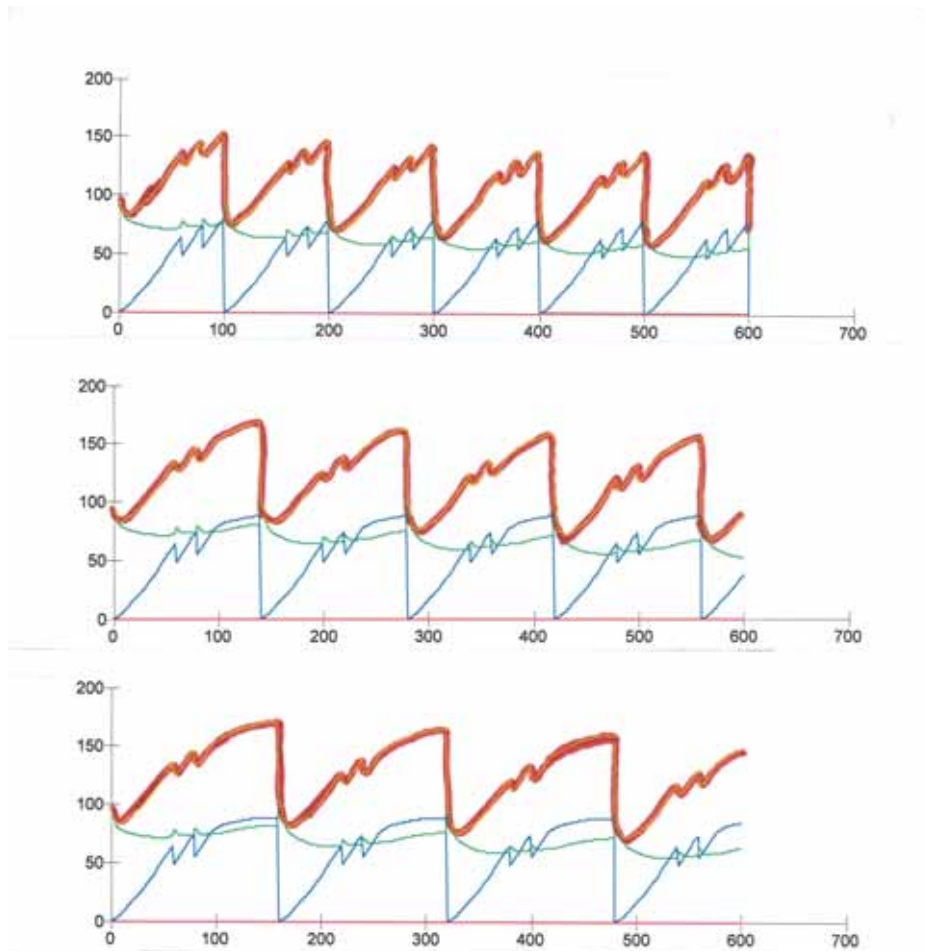
I det følgende vil vi vise resultatene av noen modellkjøringer med en bestandsbasert simulator, CO2FIX (Maser et al. 2003) hvor vi ønsker å belyse effekten av økt omløpstid på karbonbinding i jord og vegetasjon. Jordbiten i modellen består av YASSO-modellen. Den er koblet til en tresimulator som baserer seg på empiriske verdier av trærnes tilvekst. Slike tilvekstdata har vi god empiri på når det gjelder gran- og furuskog fram til ca. 100 års alder på midlere bonitet. Vi har derfor valgt ut et granbestand og et furubestand på bonitet H40=14 og på sentrale Østlandet (temperaturdata for jorddelen). Normal omløpstid på denne boniteten er 100 år for både gran og furu.

Når det gjelder naturlig avgang er denne satt til 0,6% av treantallet fram til 110 års alder (tall fra Landsskogtakseringens datatilfang). Etter 110 års alder er det benytte 1,0% avgang. Parametrisering av jorddelen følger verdier fra de Wit et al. (2006), som skulle være relevante for norske forhold.

#### *Furubestandet*

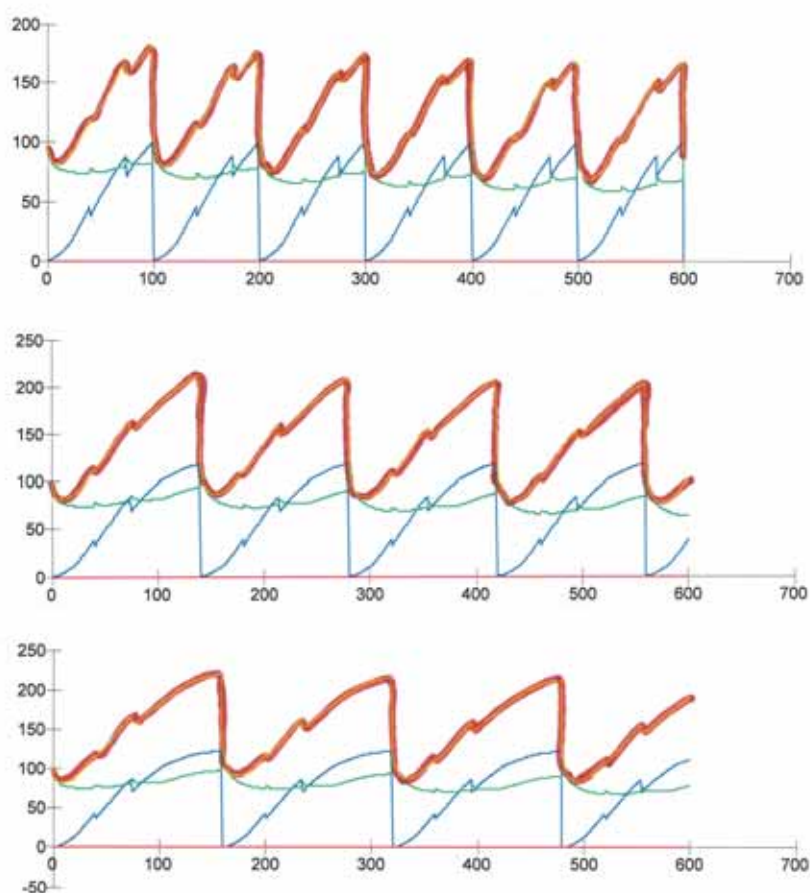
Figur 2 viser utviklingen av karbonmengden i trær, jord og totalt ved 3 ulike omløpstider, 100, 140 og 160 år. Vi ser at utviklingen av karbon i biomassen (blå linje) ved den lengste omløpstiden avtar etter passerte 100 år. Gjennomsnittlig årlig total karbonmengde (over 600 år) ved de tre omløpstidene 100, 140 og 160 år er henholdsvis 105, 119 og 125 tonn C pr. ha. Vi ser at ved en omløpstid på 140 år er den årlige karbonbindingen noe lavere, og ved 160 års omløp så er den årlige karbonbindingen ytterligere redusert. Vi ser også at modellen gir et nesten "steady state" når det gjelder langsiktig karboninnhold i jorda. Nedgangen er minst ved de lange omløpene. Dette har sammenheng med at strømmengden som tilføres jorda er størst der omløpstiden er lengst på grunn av økt avdøing og lavere tilvekst. Resultatene indikerer at det er lite å hente utover en 40 års forlengelse av normal omløpstid når det gjelder karbonbinding i furuskog på midlere mark.

Modellen er følsom for hva som legges inn av tilvekst og til en viss grad for avdøying i bestandet. Vi har dessverre begrenset empiri utover normal omløpstid, men ut fra tilgjengelig data i Skog og Landskaps feltdatabase tror vi verdiene som er benyttet er realistiske. Det vi i mindre grad får belyst er alle de skogbestand som får avkortet omløp på grunn av vindfall, tyritopp, råte og skrantende helse av ulike årsaker. Dersom dette også hadde vært trukket inn i tilvekstverdiene for overårig skog ville dette trukket i retning av kortere omløpstid for maksimal karbonbinding.



Figur 2. Karbonmengde over en 600 årsperiode ved 100 (øverst), 140 (midten) og 160 (nederst) års omløpstid i biomasse (blå), jord (grønn) og total (rød) i furuskog på bonitet F14. X-aksen=år, y-aksen=tonn C/ha.

## Granbestandet



Figur 3. Karbonmengde over en 600 årsperiode ved 100 (øverst), 140 (midten) og 160 (nederst) års omløpstid i biomasse (blå), jord (grønn) og total (rød) i granskog på bonitet G14. X-aksen=år, y-aksen=tonn C/ha.

Resultatene for granbestandet er analoge til de i furubestandet. Gjennomsnittlig årlig total karbonmengde (over 600) år ved de tre omløpstidene 100, 140 og 160 år er henholdsvis 121, 139 og 151 tonn C pr. ha. Karbonmengdene er noe større enn i furuskogen på grunn av noe høyere produksjon. Avflatningen i produksjon er litt mindre mot 160 års alder enn i furuskogen. I granskog har vi i enda større grad utfordringer når det gjelder muligheten for overholdelse utover normal omløpstid. Nilsen og Haveraaen (1982) har undersøkt tilveksten i overårig granskog og funnet ut at overholdelse i 30-40 år lar seg gjøre på midlere og svake marker uten for stort tilveksttap. Et tilsvarende resultat har man også fått for plantet granskog på svært høg bonitet og vindbeskyttede lokaliteter på Vestlandet (Øyen 2000). Det vil være et sjansespill generelt å anbefale overholdelse utover dette med tanke på mer karbonbinding.

### 3. UTTAK AV GREINER OG TOPPER (GROT)

Den normale hogstformen i Norge (konvensjonell hogst) fjerner bare stammen fra skogen. Heltrehogst, der annet overjordisk biomasse (greiner og topp (GROT)) også fjernes, er uvanlig. Intensivert biomasseuttak, for eksempel til bioenergi, kan lede til en økning i uttak av GROT og eventuelt også fjerning av stubber. Dette kan ha en sterk effekt på karboninnholdet i jorda. Noen



feltundersøkelser er gjort der effekten av konvensjonell hogst på jordas karboninnhold er sammenlignet med effekten av heltrehogst. I tillegg har langtidseffektene blitt modellert.

Det viser seg at effekten av intensivert biomasseuttak på jordas karboninnhold varierer geografisk og også over tid, og er annerledes i mineraljorda enn i det organiske sjiktet. Karboninnholdet i det organiske sjiktet ble redusert 3,5 år etter fjerning av hogstresten i en svensk furuskog (StAAF og Berg 1980). Olsson et al. (1996) fant ingen allmenn effekt av hogstintensitet (sammenligning av konvensjonell hogst og heltrehogst med og uten fjerning av nåler). I et forsøk på to danske granplantasjer der effekten av hogst med og uten fjerning av hogstresten ble sammenlignet, ble karboninnholdet i det organiske sjiktet på en plantasje upåvirket av hogstintensitet, mens på den andre plantasjonen ble det redusert med 35% der hogstrestene ble tatt bort: Dette ble forklart med redusert tilvekst i den neste generasjonen av trær (Vesterdal et al. 2002). I Canada, fant Morrison et al. (1993) at konvensjonell hogst førte til tap av 20%, 20% og 33% av den totale karbonmengden i bestand med henholdsvis *Picea mariana*, *Acer saccharum* og *Pinus banksiana*, mens tapet var 27%, 27% og 38% respektivt etter heltrehogst og henholdsvis 35%, 32% og 44%, etter heltrehogst med fjerning av stubber og røtter. I *Betula papyrifera* bestand på Newfoundland, ble tykkelsen på strøet og det organiske sjiktet signifikant redusert fire år etter hogst. Interessant er at flere effekter ble funnet etter konvensjonell hogst enn etter heltrehogst (Roberts et al. 1998). I Quebec har noen undersøkelser vist signifikant mindre karbon i det organiske sjiktet etter heltrehogst enn etter konvensjonell hogst, men ingen signifikant forskjell i mineraljorda (Bélanger et al. 2003). Andre undersøkelser har ikke funnet signifikante forskjeller (Thiffault et al. 2006). Johnson og Curtis (2001) sammenfattet resultater fra 26 studier fra forskjellige verdensdeler (inklusive skogøkosystemer som er helt forskjellige fra de norske). Etter heltrehogst ble den øvre mineraljordas karboninnhold redusert med i gjennomsnitt 6%, mens det økte etter konvensjonell hogst med i gjennomsnitt 18%: Denne økning ble observert mest hyppig i barskogbestand. Effekten av hogst på karbon i jord ble mindre over tid, og den største effekten av forskjellige hogstmetoder på økosystemkarbon var på den gjenvoksende biomasse (Jandl et al. 2007). Det virker ikke å finnes noen tydelig forskjell i utvasking av løst organisk karbon etter heltrehogst sammenlignet med konvensjonell hogst (Statens energimyndighet 2006).

Noen forskergrupper har brukt modellering for å undersøke langtidseffekter (100-300 år) av intensivert biomasseuttak. Bengtsson og Wikström (1993) modellerte utviklingen i karbon i jord i granskog over 300 år, med og uten hogst. Karbonmengden i jord var lavere etter heltrehogst enn etter konvensjonell hogst, men forskjellene var små, derimot var det 35-50% mindre karbon i jord etter konvensjonell hogst sammenlignet med ingen biomasseuttak. Ågren og Hyvönen (2003) fant en ubetydelig effekt av konvensjonell hogst etter 150 år, mens etter fjerning av hogstresten ble karboninnholdet i jord redusert med 59 Tg pr. hektar etter 150 år (0,4 Tg/år, sammenlignet med total karboninnholdet av 1700 Tg og årlig fjerning av 11 Tg karbon med hogstresten). Peng et al. (2002) modellerte effekten av hogst på karbondynamikken under kanadiske forhold, med bruk av modellen CENTURY 4.0. Karbon i jord ble mindre etter heltrehogst enn etter konvensjonell hogst, og effekten av hogst var større under nordboreale enn ved sørboreale forhold. Sammenlignbare resultat ble funnet for kinesiske boreale skoger, der ble også karbon i jord og strø lavere ved heltrehogst enn ved konvensjonell hogst (Jiang et al. 2002).

Om man vil øke skogens langsiktige muligheter til å lagre karbon, må man også ta hensyn til effekten av fjerning av GROT på skogens tilvekst i det neste omløpet. Fordi en stor andel av træs næringsstoffer befinner seg i nåler og greiner, vil fjerning av disse redusere næringstilførselen til jorda. Dette skulle kunne lede langsiktig til mangel på næringsstoffer, med påfølgende redusert tilvekst og redusert karbonlagring, både i trærne og i jorda. Om bare greinene blir fjernet mens nålene blir igjen på hogstflaten, blir næringstapet mindre.

Det finnes flere undersøkelser om effekten av hogstmetode på tilvekst i det neste omløpet. Jacobson et al. (2000) fant tilvekstreduksjoner 10 år etter heltretynninger i gran- og furubestand, sammenlignet med konvensjonelle tynninger. Denne tilvekstreduksjon kunne motvirkes med bruk

av nitrogengjødning. Egnell og Valinger (2003) fant redusert tilvekst i et furubestand 24 år etter heltrehogst, også etter heltrehogst der nålene ikke ble fjernet. Sammenlignbare resultat ble funnet i et andre omløp med Sitkagran i Storbritannia etter fjerning av GROT (Proe and Dutch 1994). Effekten av heltrehogst virker å variere mellom trearter og flater (Egnell og Leijon 1999). Overlevelse av småplanter har blitt uforandret (Egnell og Valinger 2003) eller av og til økt (Fleming et al. 2006) etter heltrehogst.

Tapet av næringsstoffer etter fjerning av GROT kan bli kompensert med bruk av vedaske, eventuelt sammen med nitrogengjødning. En svensk rapport nylig konkludert med at en stor andel GROT kan bli brukt under forutsetningen at næringstapet blir kompensert (Statens energimyndighet 2006). Tilførsel av løs aske kan øke utslipp av karbondioksid fra bakken, men om asken er stabilisert blir utslippstapene sannsynligvis små (Statens energimyndighet 2006).

#### *Effekt av tynning*

Tynning leder til en midlertidig reduksjon i bestandets kronebiomasse, derfor også til redusert strøfall. Tilførsel av karbon blir altså midlertidig lavere. I tillegg blir det ofte endringer i jordtemperatur og jordfuktighet etter tynning. Hvor stor effekten blir, er usikker, men er sannsynligvis avhengig av tynningsgraden.

Feltundersøkelser viser at effekten av tynning varierer. Vesterdal et al. (1995) fant at karboninnholdet i det organiske sjiktet var negativt korrelert med tynningsintensitet (utynnet og 83%, 67% og 50% av den utynnet grunnflaten). Forskjell i karboninnholdet i jord mellom forskjellige forsøksflater viste seg å være større enn forskjell grunnet tynningsintensitet (Vesterdal et al. 1995). Hu (2000) fant ingen signifikant forskjell grunnet hogstintensitet i jordas organisk stoff 2-3 år etter fjerning av 25%, 45%, 65% og 100% av grunnflaten på tre granflater på Østlandet. Rosenberg og Jacobson (2004) fant ingen signifikant forskjell i karboninnholdet i jord etter heltretynning og konvensjonell tynning, hverken i gran- eller furuskog. I Quebec, økte karboninnholdet i det organiske sjiktet i en *Populus tremuloides*-skog ett til to år etter fjerning av 61% og 100% av grunnflaten: Det ble ingen økning da 33% av grunnflaten ble fjernet (Brais et al. 2004). Modellering med BIOME-BGC vist at karboninnholdet i jorda etter tynning i granskog ble lavere etter heltretynning enn etter konvensjonell tynning, spesielt da nålene også ble fjernet (Merganičová et al. 2005).

I tilfeller der tynning har liten effekt på karboninnholdet i jord, er dette forklart med at tilførsel av karbon blir opprettholdt og at endringer i jordtemperaturen og jordfuktigheten er små (Carlyle 1993, de Wit og Kvindesland 1999). Nedbrytning i det organiske sjiktet kan bli stimulert, i hvert fall midlertidig (Jandl et al. 2007), men det kan også minke eller forbli uendret (Prescott et al. 2000).

## 4. BLEDNINGSSKOGBRUK

Bledningsskogbruk er en måte å forsøke og etterligne naturens dynamikk på. Man høster trær med jevne mellomrom og etterligner slik sett en naturlig avdøing i skog. Systemet burde være velegnet for å lagre mye karbon ut fra den forutsetning som er diskutert tidligere (Figur 1), nemlig at man unngår tapet av CO<sub>2</sub> i perioden rett etter en snauhogst. Når det gjelder bledningshogst er det empiriske grunnlaget for langsiktig tømmerproduksjon beskjeden under våre forhold, i tillegg er jordfaktoren sjeldent undersøkt. Siden den overjordiske karbonbindingen er nært knyttet til tømmerproduksjon, er det naturlig å anta at karbonbindingen på lang sikt (100 års perspektiv) er nært knyttet til forholdet mellom tømmerproduksjon i de to systemene. Litteraturgjennomgang og forsøk i Norden tyder på at potensialet for stammeproduksjon ligger på fra ca. 80 til 100% i bledningsskog sammenlignet med ensalderskog (Lundquist 1989, Andreassen 1994). Tall fra Norge fra 16 bledningsfelt viser 20% reduksjon i produksjonspotensial i bledningsskog i forhold til i ensalderskog (Andreassen 1994). Et eksempel fra Italia viste høyere karbonmengde i jorda i

bledningsskog sammenlignet med 60 år gammel ensaldret granskog plantet på beiteland i nærheten (Thuille et al. 2000).

I Norge finnes foreløpige tall fra en sammenligning mellom bledningfelt og ensaldersskog når det gjelder karbonlagring. Tallene er fra Skiptvedt (Østfold) og bledningsskogen i gran er ca. 10 dekar og har vært fulgt med målinger fra 1933 til 1998 (11 målinger). Et nabobestand i ensaldret naturlig foryngelse med gran fra ca. 1930 er sammenlignet. Bestandene ligger på samme marktype og forskjellene i karbonmengde i jord antas hovedsakelig å ligge i den snaufasen som ensalderbestanden hadde tidlig på 1930-tallet. Resultatene viser at totalproduksjonen i bledningsbestandet har vært ca.  $7,2 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  og år. Tilsvarende i ensalderbestanden har vært  $10 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  og år. Forskjellen tilsvarer i løpet av 80 år en karbonmengde på ca. 70-80 tonn  $\text{ha}^{-1}$  inkludert stamme, røtter og krone. Forskjellene i jordsmonnet ble målt til 23 tonn pr. hektar. Dette forsøket styrker derfor ikke en hypotese om at bledningsskogbruket har fordeler i forhold til karbonlagring. Dersom vi velger bare å ta hensyn til det som står igjen for høsting i dag, ville forskjellen sunket fra 70-80 tonn til ca. 20 tonn. Basert på dette ene forsøket er det lite som tyder på at de ene systemet er det andre overlegent når det gjelder  $\text{CO}_2$ -fangst.

Rene modellsimuleringer (The Edinburgh Forest Modell) med furuskog har vist en høyere karbonbinding over lang tid der hvor 2,5% av trebiomassen teoretisk ble høstet årlig sammenlignet med ensaldret tynnet furuplanting med 60 års omløpstid (Thornley and Cannel 2000).

## 5. EFFEKTER PÅ NASJONALT NIVÅ

Hva slags skogbehandling gir den beste klimaeffekten? Litt spissformulert kan man stille spørsmålet; skal vi hogge eller "frede". Mange mener at den beste løsninger er å bruke skogen som  $\text{CO}_2$  deponi i påvente av en teknologiutvikling skal gjøre det mulig å fange/deponere  $\text{CO}_2$  på en rimelig og effektiv måte. Ut fra det som er presentert ovenfor når det gjelder effekter på bestandsnivå, så er det sannsynlig at en beskjeden forlenget omløpstid vil øke karbonbindingen i skog. Dette er dokumentert gjennom forsøk og modellbetraktninger, men innen visse grenser. Det som også må med ved en slik betraktning er den eksisterende alderssammensetningen i norsk skog. Mye av skogen i Norge er allerede mye eldre enn normal omløpstid skulle tilsi, slik at ytterligere overholdelse ikke nødvendigvis vil være positivt med tanke på optimal  $\text{CO}_2$  binding. Det aldersmessige tyngdepunkt i norsk skog ligger mellom 60 og 80 år, og arealet med gammelskog (>120 år) har økt betydelig over de siste takstene (Skogen i Norge, Viten 1/07, s 33).

Vi vil derfor presentere noen prognoser som baserer seg på Landsskogtakseringens materiale for å illustrere effektene av ulike scenarioer for hogst på landsbasis. Utgangspunktet for slike prognoser er stratavise framskrivninger over tid (strataene er treslag, bonitet, hogstklasser). I det følgende vil vi presentere resultatet av 3 ulike alternativer for skogutnyttelsen i Norge – i et 50 års perspektiv og effektene av dette på karbonbindingen i skog. Mengden av  $\text{CO}_2$  som bindes vil være avhengig av avvirkning, skogbehandling, investering i skogkultur og sluttbruken av skogproduktene. Skogbruket er videre svært langsiktig slik at tiltak i dag først får full betydning mer enn 100 år inn i framtiden. En optimal behandling av skogen ut fra  $\text{CO}_2$  binding er derfor vanskelig å estimere og krever omfattende beregninger.

- 1) I første alternativ har en forutsatt ingen avvirkning i 50 år fra 2002-2052.
- 2) I det andre alternativet har en forutsatt dagenes avvirkning, ca. 10,7 millioner  $\text{m}^3$  u.b. stammemasse (inkludert topp og avfall). I dette alternativet har en bare forutsatt uttak av tømmer og ved.
- 3) I det tredje alternativet har en, i tillegg til tømmer og ved som alternativ 2, forutsatt at all **GROT** (greiner og topper) fra dette kvantumet tas ut av skogen og brukes til bioenergi.

## 5.1. Landsskogtakseringens materiale

Vi har i beregninger tatt utgangspunkt i Landsskogtakseringens datamateriale innsamlet i perioden 2000-2004 (8. landstakst). Analysene er utført på det produktive arealet (76 240 km<sup>2</sup>). Det uproduktive arealet anses som ikke økonomisk drivbart.

### *Fremskrivning av tilvekst*

Ved beregningene over skogens utvikling fremover er prognosemodellen **AVVIRK-2000** benyttet (Eid & Hobbestad 1999). Modellen baserer seg på tilvekstfunksjoner for grunnflatemiddeldiameter og overhøyde. Tilvekstfunksjoner for grunnflatemiddeldiameter er utviklet av Blingsmo (1984) og overhøydefunksjoner er basert på bonitetsfunksjonene til Tveite (1976, 1977) og Strand (1967). Tilvekstfunksjonene er redusert med 10% da man vurderer dette til å være realistisk i forhold til det som er oppnådd på forsøksflater.

### *Naturlig avgang*

I skogen skjer det av ulike årsaker naturlig avgang ved at trær dør og ikke blir tatt vare på. Naturlig avgang baseres på undersøkelser av Braastad (1982) og Øyen (2000). Nå viser Landsskogtakseringens tall over avgang en økende trend i forhold til tidligere undersøkelser. Dette er en følge av større tetthet i den eldre skogen og økonomiske forhold slik at enkelttrær som dør ikke blir tatt vare på. Braastad fant at avgangen hvert år var på 0,4% av treantallet og at diameterforholdet mellom døde og levende trær var ca. 0,7. Det vil si at det var flere små trær som døde enn store. I denne undersøkelsen ble avgangen justert til 0,6% basert på den avgangen en i dag finner ved Landsskogtakseringen. Ved å la skogen stå urørt i mange år framover vil avgangen øke og en avgangsprosent for gran og furu på henholdsvis 1,9 og 1,4% er rapportert (Øyen 2000). Ut fra vurderinger ble avgangsprosenten etter 30 år økt til 1% for alternativ 1) der skogen står urørt. Dette er da sannsynligvis et konservativt estimat. Skogen vil da også bestå av eldre og større trær. Forholdet mellom diameteren for døde og levende trær ble derfor hevet til 0,85.

### *Hogstmodenhets*

Ved alternativ 2) og 3) (dagens hogstnivå) ble det brukt normal hogstmodenhetsalder som betingelse for laveste hogsttidspunkt ved slutthogst, og dagens tynningspraksis. Blingsmos tilvekstfunksjoner ble nedjustert med 10% ut fra erkjennelsen om at det ved praktisk skogproduksjon er vanskelig å oppnå de resultater en får i kontrollerte forsøk. Dagens tilvekst er imidlertid av flere grunner så god at dette sannsynligvis fører til en viss underestimert. I et langsiktig perspektiv kan dette imidlertid endre seg. Det er videre forutsatt relativt høy innsats i skogkultur etter avvirking.

### *Modellens utgangspunkt*

AVVIRK-2000 kan styres slik at et angitt kvantum avvirkes. Modellen gir oversikt over avvirkningskvantumets sammensetning på gran, furu og lauv. Videre viser programmet utviklingen i skogens stående volum i hogstklassene III, IV og V. Stående volum i hogstklassene I og II beregnes ikke, da bestand først etableres i modellen ved overgangen mellom hogstklassene II og III. Grunnlag for etablering av stående volum er på det tidspunktet bonitet, treantall pr dekar, treslagssammensetning og høyde. Stående volum i hogstklassene I og II er imidlertid av begrenset omfang, og er forutsatt konstant i de første 30 år. For alternativ 1) uten avvirking trappes volumet som kommer fra hogstklasse I og II ned til 0 om 50 år da alle arealer i hogstklasse II på det tidspunkt er kommet opp i hogstklasse III eller eldre.

### *Karbonmengden*

Karbonmengden i skog er avhengig av alle treets bestanddeler (stamme, greiner, bar, stubbe, røtter etc.). Det er utviklet flere funksjoner for å omregne fra stammevolum til biomasse for ulike tredeler. Ulike treparametere inngår i de ulike funksjonene. Når det gjelder informasjon om avvirkning av ulike treslag og utviklingen i stående volum, er den informasjonen kun gitt som volum stammevirke. En er derfor avhengig av funksjoner som angir total trebiomasse ut fra stammemasse. Vi har benyttet ekspansjonsfaktorer for ulike treslag og tredeler basert på bestandsalder og stammevolum under bark. Disse ekspansjonsfaktorene er oppgitt av de Wit et. al (2006) og er i de fleste fall hentet fra Lehtonen et al. (2004). Alder er en parameter i funksjonen, men funksjonene varierer relativt lite med hensyn på alder. En har derfor brukt alder 100 år for avvirket virke og 70 år som gjennomsnittsalder for stående skog.

### *Biomasse i jorda*

Stående skog avgir hvert år organisk materiale til marka. Dette gjelder bar, lauv, døde greiner, noe bark og andel døende røtter. Videre tilføres organisk materiale ved hogst gjennom greiner, bar, topp, bult, stubber, røtter m.v. Utnyttes greiner, topp og bult (GROT) til bioenergi vil tilgangen av organisk materiale til marka avta tilsvarende. Videre vil trær som dør, tilføre organisk materiale til marka. Når organisk materiale dør og faller til marka, starter en nedbrytning. Denne nedbrytningen foregår trinnvis, og vil variere mellom ulike tredeler. Vi har benyttet **Yasso**-modellen (se Liski et al. 2005). Den deler det tilførte organiske materiale i tre kategorier: lauv og nåler, greiner og røtter, stamme og stubbe. Disse tre gruppene brytes ned med ulik hastighet til 5 jordkategorier. Disse 5 jordkategoriene brytes videre ned ved at organisk materiale overføres fra en kategori til en annen og ved at det frigjøres CO<sub>2</sub>. For enkelte kategorier kan det ta mange år fra materialet tilføres marka til det er helt nedbrutt til CO<sub>2</sub>.

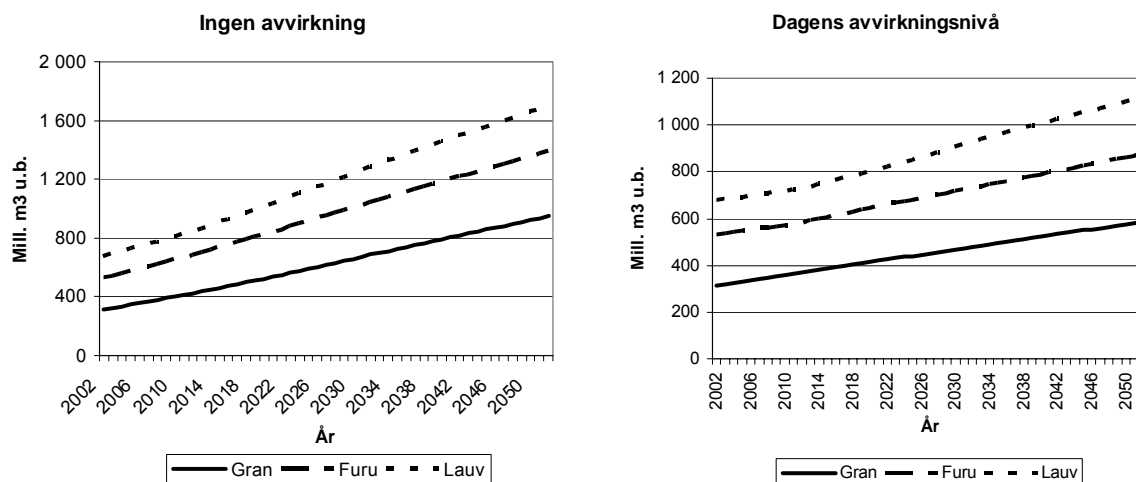
### *Beregningene gjøres ikke på flatenivå*

Når det gjelder oppbygning av karbon på marka og i jorda, vil dette bygges opp og nedbrytes over lang tid. På lang sikt vil jordmodellen komme i balanse hvis skogen inntar en likevektstilstand. Tilgangen på organisk materiale er avhengig av stående volum, naturlig avgang og avvirkning. Fra Landsskogtakseringen har en data for hele landet når det gjelder stående volum langt tilbake. Død ved ble også delvis registrert. Når det gjelder avvirkning er det statistikk over dette langt tilbake fra Statistisk Sentralbyrå. På grunnlag av disse dataene ble Yasso modellen startet opp med tall fra 1960 og beregninger ført fram til 2002. Dette innebærer at karbonmengden i jord utvikler seg over tid gitt Landsskogtakseringens oppgaver over volum etc. og basert på SSB sin avvirkningsstatistikk. Dette innebærer f. eks. at redusert avvirkning fører til at strømmengden øker til jorda, og dermed jordas karboninnhold. Det er altså **ikke** slik at beregningene er utført på hver enkelt av Landsskogtakseringens flater og så summert opp for hele Norge.

Fra 2002 og fram til 2052 er utviklingen i avvirkning, naturlig avgang og utvikling i stående volum basert på prognoser ved bruk av AVVIRK-2000. På dette grunnlag er utviklingen i det totale karboninnholdet i skog estimert fra 2002 til 2052 for de 3 alternativene. Det er ikke slik som enkelte har hevdet at beregningene ikke tar hensyn til karbon i jordsmonnet, men det er slik at man ikke kan følge den dynamiske utviklingen til enkeltflatene og summere dette over tid. Karbon i jorda blir behandlet på stratanivå (hogstklasse, treslag osv.) og er det mest usikre estimatet i beregningene. Vi tror allikevel at de relative forholdene mellom alternativene blir bedre belyst enn de absolutte verdiene.



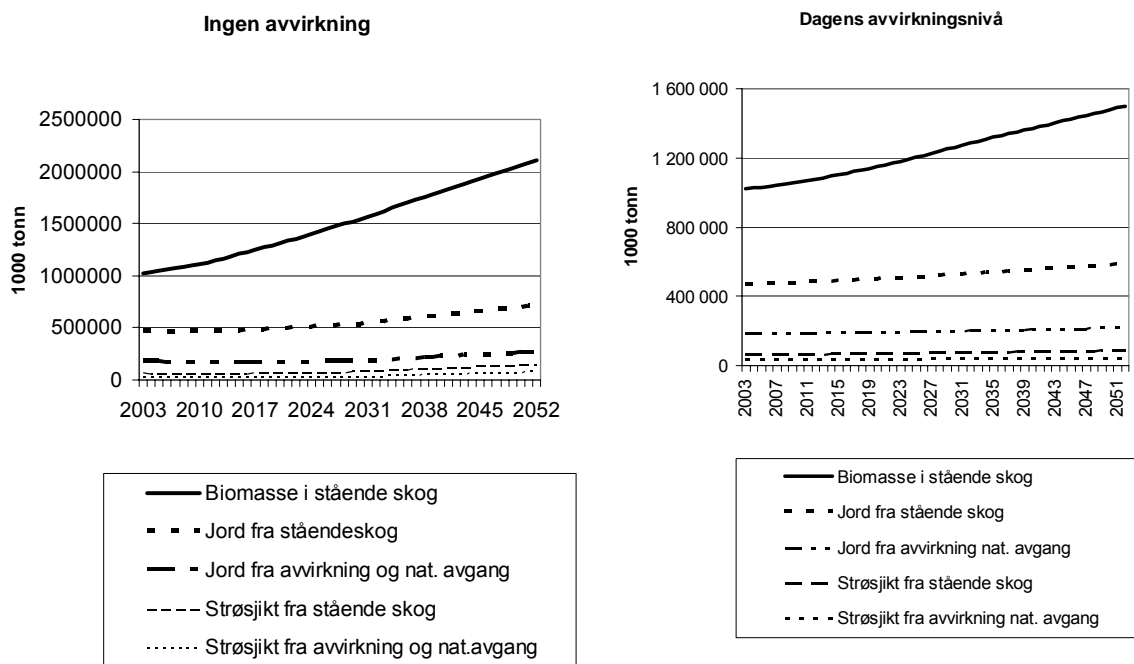
## 5.2 Resultater av modellkjøringer



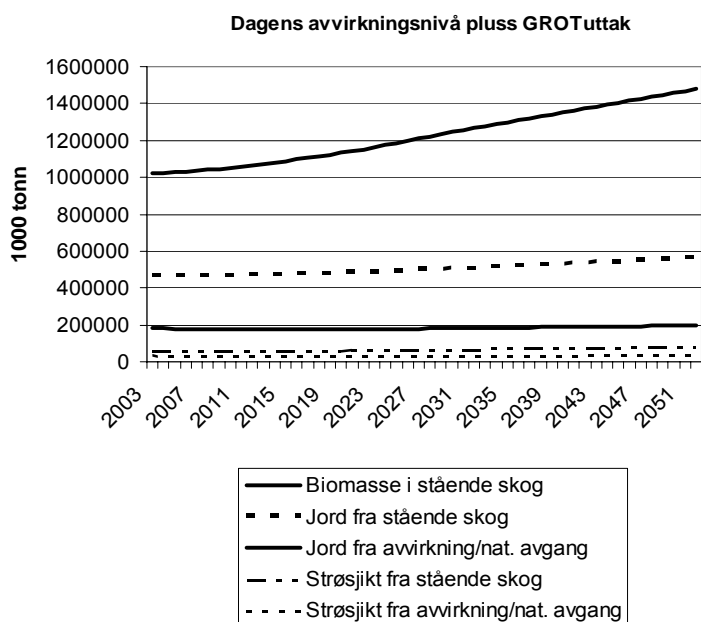
Figur 4. Utvikling i tømmervolum i norsk skog dersom all avvirkning ble stanset i en 50-års periode (venstre) og ved dagens avvirkningsnivå (10,65 millioner m<sup>3</sup> u. b. pr. år) (høyre). De enkelte treslag er akkumulert på hverandre, dvs. at i 2052 vil summen av alle treslagene utgjøre ca. 1,7 milliarder m<sup>3</sup> u. b. ved avvirkningsstans.

Figur 4 viser med all tydelighet det store potensialet som skogen har for å vokse og akkumulere tømmer og biomasse. Det er knyttet usikkerhet til tilvekstutvikling og avdøing i den gamle skogen. På grunn av alderssammensetningen i norsk skog vil selv en negativ tilvekst i deler av den gamle skogen bety relativt lite de første 50 år. Dette skyldes at innsatsen som tidligere har blitt lagt ned i skogkultur vil ha stor effekt i lang tid framover, da skogen er kommet inn i en meget produktiv fase.

I Figur 5 er tilsvarende tall for biomasse framstilt for både trær og jordsmonn. Her er YASSO-modellen benyttet og for skogen er AVVIRK-2000 benyttet som for Figur 4. Figuren fremstiller biomassen 50 år fram i tid både ved avvirkningsstopp og ved en avvirkning på dagens nivå (10,65 millioner m<sup>3</sup>). Uten avvirkning vil biomassen bygge seg opp til ca. 2,1 milliarder tonn og med avvirkning ca. 1,5 milliarder tonn.



Figur 5. Utvikling i biomasse i norsk skog dersom all avvirkning ble stanset i en 50-års periode (venstre) eller holdt på dagens nivå (10,65 millioner m<sup>3</sup> pr. år) (høyre). De enkelte bidragene fra ulike lagre er akkumulert på hverandre, dvs. at i 2052 vil summen av all biomasse tilsvare ca. 2,1 milliarder tonn ved null avvirkning. Beregningsmessig er jorddelen delt opp i det som stammer fra stående skog og det som kommer fra avvirkningsrester og naturlig avgang. Tilgangen til det lett nedbrytbare strøsjiktet er også delt på samme måte.



Figur 6. Utvikling i biomasse i norsk skog gitt dagens avvirkningsnivå (10,65 millioner m<sup>3</sup> pr. år) samt at all biomasse i greiner og topp (GROT) blir avvirket i en 50-års periode. De enkelte bidragene fra ulike lagre er akkumulert på hverandre, dvs. at i 2052 vil summen av all biomasse tilsvare ca. 1,48 milliarder tonn. (se Fig. 5 for ytterligere forklaring).

Forskjellen mellom Figur 5 (høyre del) og 6 ligger i det at tilførselen av karbon til jordsmonnet blir mindre hvert år. Det tilsvarer altså forskjellen mellom 10 millioner m<sup>3</sup> med og uten GROT. På landsnivå er dette lite i forhold til de store mengdene som er lagret, og det utgjør 21,5 millioner tonn biomasse etter 50 år. Biomassen i det samlede meruttaket av GROT ligger på ca. 1, 68 millioner tonn årlig eller ca. 84 millioner tonn i løpet av 50 år. Den store forskjellen illustrerer at mesteparten av GROT er lett nedbrytbart.

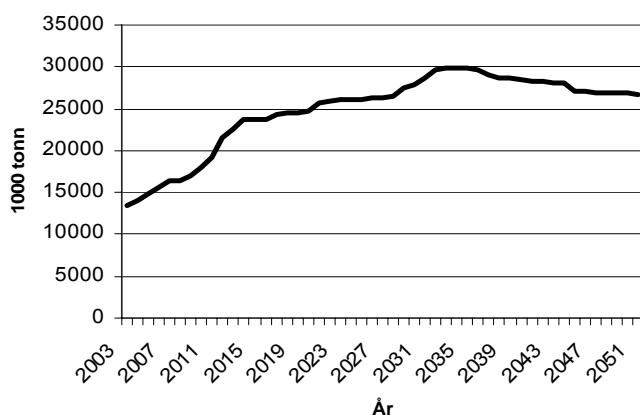
For å lette oversikten over hva de ulike alternativene betyr på biomasse, karbon og CO<sub>2</sub> –nivå så er resultatene etter 50 års simulering presentert i Tabell 2.

Tabell 2. Karbonbinding i produktiv skog ved tre ulike hogstalternativer. Alle tall i millioner tonn.

Hogstalternativ	Biomasse 2002 i trær og jord	Biomasse etter 50 år i trær og jord	C etter 50 år i trær og jord	CO <sub>2</sub> ekvivalenter etter 50 år	CO <sub>2</sub> ekvivalenter bundet i løpet av 50 år	CO <sub>2</sub> ekvivalenter pr. år
Dagens nivå med GROT	1020	1450	725	2655	785	16
Dagens nivå uten GROT	1020	1478	739	2705	840	17
Ingen hogst	1020	2107	1054	3855	1990	40

Av tabellen ser vi at mengden lagret karbon og bindingspotensialet er svært likt for alternativene med og uten uttak av GROT. Effekten ved GROTuttak vil primært ligge i effekten av å konvertere fra fossilt til biobrensel. Selve bindingseffekten av å spare GROT i skogen tilsvarer ca. 1 millioner CO<sub>2</sub> ekvivalenter årlig, mens CO<sub>2</sub> innholdet i GROTen vil tilsvare ca. 2,5 millioner tonn CO<sub>2</sub>. Vi ser at ved å høste all GROT og benytte denne til bioenergi vil vi kunne "spare" ca. 1,5 millioner tonn CO<sub>2</sub> ekvivalenter årlig (ca. 2% av årlige utslipp i Norge). Vi må så trekke fra at CO<sub>2</sub> utslippene pr. energienhet er større ved forbrenning av biomasse.

Ingen hogst. Årlig økning av biomasse i trær og jord



Figur 7. Utviklingen i årlig økning avbiomasse i norsk skog i en 50 års periode dersom all skog ble fredet.

Figur 7 viser at maksimal årlig økning vil skje om ca. 30 år dersom skogen ble fredet. Dette har med alderssammensetningen i skogen å gjøre. Mange bestand vil i et slikt scenario ha et betydelig lavere CO<sub>2</sub> opptak enn det de kunne ha hatt dersom de ble hogd og erstattet av ny skog. Opptaket ved 30 års alder tilsvarer ca. 55 millioner tonn CO<sub>2</sub> ekvivalenter.

## 6. DISKUSJON

Resultatene viser at CO<sub>2</sub> tapet fra skogøkosystemet varierer mye etter hogst. Jordsmonnet vil bli en netto kilde til CO<sub>2</sub> og denne perioden vil under våre forhold dreie seg om en 10-15 år. Det totale tapet av karbon som skyldes blottstilling av marka varierer også. Verdier mellom 5 og 20% synes å være realistiske under våre forhold. Dette tilsvarer ca. 5 til 15 tonn karbon pr. ha. Dette "tapet" må veies mot det tapet man får (reduisert binding) ved at gammel skog etter hvert avtar i tilvekst og karbonbinding. Det man taper i jorda ved hogst, kunne man altså bundet opp ved å ha en mer produktiv skog der i stedet. Midlet over tid vil man finne en omløpstid hvor karbonbindingen kulminerer. Vi kaller dette for *kulminasjonspunktet for årlig midlere karbonbinding (ÅMK)*. ÅMK lar seg vanskelig bestemme uten bruk av modellering. Eksisterende modeller bygger i stor grad på undersøkelser av NEP, NEE og mer detaljerte undersøkelser fra felt og laboratorier rundt nedbrytningshastigheter av organisk materiale ved forskjellige temperatur og fuktighetsforhold.

Ut fra tilgjengelig litteratur og utførte modelleringer omkring omløpstiden, så tyder resultatene på at ÅMK ligger i størrelsesorden 30-50 år utover normal omløpstid på midlere mark, noe mindre på god mark og noe lengre på svak mark. Dette er ut fra betraktninger bare fra skogens side. Dersom man trekker inn etterbruk av materialer eller snakker om biobrensel fra trær blir vurderingene annerledes. Et stort usikkerhetsmoment er trærnes tilvekst utover vanlig omløpstid. Når vi kommer så langt utover vanlig omløpstid som 30-50 år, så er det empiriske grunnlaget begrenset. Det ville være av stor betydning å få tallfestet usikkerheten ved overholdelse på de ulike bonitetene. Kalamiteter og skadeomfang øker betydelig med alder, spesielt i granskog. Over større skogområder vil derfor tilveksten i gjennomsnitt sannsynligvis ligge lavere enn det som er forutsatt i f. eks. de prognosene som vi har kjørt med CO<sub>2</sub>-fix og i framskrivningen av Landsskogtakseringens materiale. Klargjøring av disse forholdene ser vi på som viktig å få bedre klarlagt forskningsmessig.

Landskogtakseringens materiale viser også at det er en betydelig andel av gammel skog som overstiger normal hogstmodenhetsalder allerede. Ytterligere overholdelse av slik skog vil føre til at ÅMK overskrides og skogens langsiktige karbonbindingspotensial går ned. Det er riktig som enkelte hevder at skogen kan binde opp mye karbon framover. Prognosene som er kjørt for Norge viser at om 50 år så vil skogen binde opp til sammen 2,1 milliarder tonn biomasse dersom den ble fredet for all hogst. Dette tilsvarer en årlig binding på i gjennomsnitt 40 millioner tonn CO<sub>2</sub> ekvivalenter i 50 års perioden (Tabell 2). Fra figur 7 ser vi imidlertid at netto binding av CO<sub>2</sub> vil gå ned etter en 30 års periode, dvs. at effektiviteten i skog som CO<sub>2</sub> sluk vil avta, men fremdeles være sterkt positivt. Alternativet med å fortsette med dagens hogstnivå gir altså en gjennomsnittlig CO<sub>2</sub> binding fra det produktive skogarealet på ca. 16 millioner tonn. Det må her understrekes at disse tallene er for produktiv skogareal og er ca. 45.000 km<sup>2</sup> **lavere** enn det totale skogareal som "Kyotorapporteringen" baserer seg på. All skog i Norge binder i dag ca. 27 millioner tonn CO<sub>2</sub>. Det er også andre forhold enn forskjeller i skogarealet som gjør at differensen blir så vidt stor. Tilveksten beregnes i LSK materialet ved hjelp av differensen mellom 2 tidspunkt, mens det i prognosene nyttes funksjoner. Tilvekstfunksjonene er i tillegg redusert med 10% på grunn av antatt lavere tilvekst i "naturlig" skog. Dimensjoner under 10 cm er utelatt i prognoseberegningene og avvirkningsnivået i prognosen ligger anslagsvis et par millioner m<sup>3</sup> høyere enn det som var tilfellet i perioden bak "Kyotorapporteringen". Et noe ulikt funksjonsapparat for biomassefordeling mellom trær og røtter ligger også foreløpig inne i de to systemene. Vi anser i denne sammenhengen at relasjonene mellom de ulike alternativene er det viktigste og at forholdene i stor grad kan overføres til hele det produktive skogarealet.

Uttak av GROT vil bety relativt lite på den totale bindingen av CO<sub>2</sub> i skog, ca. 1 millioner tonn CO<sub>2</sub> årlig i reduksjon sammenlignet med dagens hogst uten GROT. Effekten ved GROTuttak vil primært ligge i effekten av å konvertere fra fossil brensel til biobrensel. CO<sub>2</sub> innholdet i GROT som

går til forbrenning vil tilsvare ca. 2,5 millioner tonn CO<sub>2</sub>. Vi har ikke vurdert hva som er realistiske arealer, men vil anta at neppe mer enn 60-70% av de avvikede arealene vil bli nytt til GROT uttak. Man må så i tillegg gjøre fratrukk for større CO<sub>2</sub> utslipp pr. energienhet ved å nytte biobrensel i forhold til olje. Reduksjonen i CO<sub>2</sub> utslipp ved utstrakt bruk av GROT vil derfor ligge i størrelsesorden 1,5-2% av de totale norske utslippene.

En større satsing på bioenergi fra skog kan i tillegg til utnyttelse av GROT innebære en økt bruk av tynningsvirke til biobrensel. Et anslag over framtidig tynningsuttak til biobrensel, gitt dagens avvirkningsnivå, kan være ca. 3 millioner m<sup>3</sup> årlig. Dette vil tilsvare ca. 2,2 millioner tonn CO<sub>2</sub> ekvivalenter og med et høyere CO<sub>2</sub> utslipp pr. energienhet, vil innsparingen ligge på 1-1,5 millioner tonn CO<sub>2</sub> ekvivalenter, tilsvarende ca. 2-2,5% av de totale norske utslippene. Summen av GROT og tynningsvirke til bioenergi vil ved et slikt scenario derfor representere et redusert CO<sub>2</sub> utslipp tilsvarende 3,5-4,5% av de totale norske utslippene.

Spørsmålene knyttet til næringsuttak og eventuell kompensasjon for dette er underkastet mange undersøkelser og er fylldig gjennomgått av svenske forskere (Statens energimyndighet 2006). Under visse forhold kan det være nødvendig å kompensere for økt biomasseuttak med nitrogen og asketilførsel.

Bledningsskogbruk har den fordelen i karbonsammenheng at man unngår en periode med blottstilling av marka og dermed reduserer utslippene av CO<sub>2</sub> fra snaufasen. Utfordringen ligger imidlertid i at man vanskelig kan oppnå like høy overjordisk produksjon i bledningsskog som i ensaldersskog under våre forhold. Dette har sammenheng med at tettheten ikke kan være for høy dersom man skal forynge bestandene, og dermed blir produksjonen redusert. Kun ett forsøk fra Norden foreligger med data for en sammenligning og dette viser ikke noe fortrinn for bledningsskogen når det gjelder CO<sub>2</sub> binding i en 80 års periode. Modellberegninger på en del andre treslag viser at bledning eller urørt skog kan ha et fortrinn når det gjelder å binde karbon, men det er vanskelig å stadfeste under våre forhold. Bledning har mange andre antatte fordeler (diversitet, estetikk) og ulemper (driftsteknikk, skader, kostnader) som bør tillegges større vekt enn hensynet til karbonbinding.

#### *Forskningsbehov framover*

Arbeidet har avdekket et entydig kunnskapsbehov vedrørende træs tilvekst og karbonbinding i overårig skog (30-50 år utover normal omløpstid). Avdøing av trær og akkumulering av karbon i jordsmonnet i dette tidsperspektivet bør også underkastes analyser med utgangspunkt i dagens skogtilstand.

Tilvekstanalyser på langsiktige faste felt vil kunne bidra noe på dette området (Skog og Landskap sin database), samt spesialanalyser på deler av LSK sitt materiale.

Det må opparbeides kompetanse på modeller som analyserer både trær og jord på bestandsnivå. Modellkjøringer for norske forhold med en spennvidde for jord og trær bør gjennomføres.

En oppgradering av AVVIRK2000 må gjøres slik at funksjonsapparatet og arealer som beregnes kan samstemmes med det som Kyoto-rapporteringen omfatter.

Integrerte analyser hvor både avvirkningsnivå og etterbruk inngår, bør gjennomføres siden optimal skogbehandling for CO<sub>2</sub> binding er sterkt avhengig av etterbruk.

Klimaregnskap for skog må også styrkes ved å undersøke albedoeffekten av skogreising under ulike forhold og hvorvidt skogreising på kort og lang sikt vil bidra til å øke eller dempe temperaturøkningen. Dette gjøres i samarbeid mellom skogforskingsmiljøer og f.eks. det norske meteorologiske institutt.



## Litteratur

- Andreassen, K. 1994. Development and yield in selection forest. Meddelelser fra Skogforsk 47.5: 1-43.
- Bélanger N, Paré D, Yamasaki H. 2003. The soil acid-base status of boreal black spruce stands after whole-tree and stem-only harvesting. Can J For Res 33: 1874-1879.
- Bengtsson J, Wikström F. 1993. Effects of whole-tree harvesting on the amount of soil carbon: Model results. New Zealand J For Sci 23: 380-389.
- Billett MF, Fitzpatrick EA, Cresser MS. 1990. Changes in the carbon and nitrogen status of soil organic horizons between 1949/50 and 1987. Environ Pollut 66: 67-79.
- Blingsmo, K.. 1984. Diametertilvekstfunksjoner for bjørk-, furu- og granbestand. Rapp. Nor.inst. skogforsk. 7/84, 1-22.
- Braastad, H. 1982. Naturlig avgang i granbestand. Rapp. Nor.inst. skogforsk. 12/82, 1-46.
- Brais S, Harvey BD, Bergeron Y, Messier C, Greene D, Belleau A, Paré D. 2004. Testing forest ecosystem management in boreal mixedwoods of northwestern Quebec: initial response of aspen stands to different levels of harvesting. Can J For Res 34: 431-446.
- Carlyle JC. 1993. Organic carbon in forested sandy soils: Properties, processes and the impact of forest management. New Zealand J For Sci 23: 390-402.
- Clarke N, Wu Y, Strand LT. 2007. Dissolved organic carbon concentrations in four Norway spruce stands of different ages. Plant Soil 299: 275-285.
- Covington WW. 1981. Changes in forest floor organic matter and nutrient content following clear cutting in northern hardwoods. Ecology 62: 41-48.
- de Wit H, Kvindesland S. 1999. Carbon stocks in Norwegian forest soils and effects of forest management on carbon storage. Rapport fra skogforskningen – Supplement 14: 1-52.
- de Wit, HA., Palosuo, T, Hysten, G, Liski, J. 2006. A carbon budget of forest biomass and soils in southeast Norway calculated using a widely applicable method. For. Ecol. Manage. 225, 15-26.
- Egnell G, Leijon B. 1999. Survival and growth of planted seedlings of *Pinus sylvestris* and *Picea abies* after different levels of biomass removal in clear-felling. Scand J For Res 14: 303-311.
- Egnell G, Valinger E. 2003. Survival, growth, and growth allocation of planted Scots pine trees after different levels of biomass removal in clear-felling. For Ecol Manage 177: 65-74.
- Eid, T, Hobbelstad, K. 1999. AVVIRK-2000 – et Edb-program fr langsiktige investerings-, avvirknings- og inntekstanalyser i skog. Rapp. Skogforskningen. Supplement 8. 63 s.
- Federer CA. 1984. Organic matter and nitrogen content of the forest floor in even-aged northern hardwoods. Can J For Res 14: 763-767.
- Fleming RL, Powers RF, Foster NW, Kranabetter JM, Scott DA, Ponder F, Berch S, Chapman WK, Kabzems RD, Ludovici KH, Morris DM, Page-Dumroese DS, Sanborn PT, Sanchez FG, Stone DM, Tiarks AE. 2006. Effects of organic matter removal, soil compaction, and vegetation control on 5-year seedling performance: a regional comparison of Long-Term Soil Productivity sites. Can J For Res 36: 529-550
- Harmon ME, Marks B 2002 Effects of silvicultural practices on carbon stores in Douglas-fir – western hemlock forests in the Pacific Northwest, U.S.A.: results from a simulation model. Can J For Res 32: 863–877
- Hu J. 2000. Effects of harvesting coniferous stands on site nutrients, acidity and hydrology. Doctor Scientiarum Theses 2000:29, Norges landbrukshøgskole, Ås.
- Huntington TG, Ryan DF. 1990. Whole-tree-harvesting effects on soil nitrogen and carbon. For Ecol Manage 31: 193-204.

- Hyvönen R, Olsson BA, Lundkvist H, Staaf H. 2000. Decomposition and nutrient release from *Picea abies* (L.) Karst. and *Pinus sylvestris* L. logging residues. For Ecol Manage 126: 97-112.
- Jacobson S, Kukkola M, Mälkönen E, Tveite B. 2000. Impact of whole-tree harvesting and compensatory fertilization on growth of coniferous thinning stands. For Ecol Manage 129: 41-51.
- Johnson CE, Johnson AH, Huntington TG, Siccama TG. 1991. Whole-tree clear-cutting effects on soil horizons and organic matter pools. Soil Sci Soc Am J 55: 497-502.
- Johnson, DW. 1992. Effects of forest management on soil carbon storage. Water, Air, Soil Pollut. 64: 83-120.
- Johnson DW, Curtis PS. 2001. Effects of forest management on soil C and N storage: meta analysis. For Ecol Manage 10: 227-238
- Jandl R, Lindner M, Vesterdal L, Bauwens B, Baritz R, Hagedorn F, Johnson DW, Minkkinen K, Byrne KA. 2007. How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? Geoderma 137: 253-268.
- Jiang H, Apps MJ, Peng C, Zhang Y, Liu J. 2002. Modelling the influence of harvesting on Chinese boreal forest carbon dynamics. For Ecol Manage 169: 65-82.
- Kaipainen T, Liski J, Pussinen A, Karjalainen T. 2004. Managing carbon sinks by changing rotation length in European forests. Environ Sci Policy 7: 205-219.
- Kepler F, Hamilton JTG, Brass, M, Röckmann, T. 2006. Methan emission from terrestrial plants under aerobic conditions. Nature 406: 187-191.
- Kowalski AS, Loustau D, Berbigier P, Manca G, Tedeshi V, Borghetti M, Valentini R, Kolari P, Berninger F, Rannik Ü, Hari P, Rayment M, Mencuccini M, Moncrieff J, Grace, J. 2004. Paired comparisons of carbon exchange between undisturbed and regenerating stands in four managed forests in Europe. Global Change Biology 10, 1707–1723.
- Lal R. 2005. Forest soils and carbon sequestration. For Ecol and Manage 220: 242–258.
- Lehtonen A, Makipaa R, Heikkinen J, Sievänen R, Liski J. 2004. Biomass expansion factors (BEF's) for Scots pine, Norway spruce and birch according to stand age for boreal forests. For Ecol Manage 188 (1-3), 211-224.
- Liski J, Ilvesniemi H, Mäkelä A, Starr M. 1998. Model analysis of the effects of soil age, fires and harvesting on the carbon storage of boreal forest soils. Eur J Soil Sci 49: 407-416.
- Liski J, Pussinen A, Pingoud K, Mäkipää R, Karjalainen T. 2001. Which rotation length is favourable for carbon sequestration? Can J For Res 31: 2004-2013.
- Liski J, Palosuo T, Peltoniemi M, Sievänen R. 2005. Carbon and decomposition model Yasso for forest soils. Ecol. Modell. 189, 168-182.
- Lundqvist L, 1989. Blädning i granskog. (*Selection cutting in Norway spruce forest*). Institutionen för skogsskötsel, Sveriges Lantbruksuniversitet, Umeå, PhD-thesis. (In Swedish). ISBN 91-576-3837-3.
- Masera OR, Garza-Caligaris JF, Kanninen M, Karjalainen T, Liski J, Nabuurs GJ, Pussinen A, de Jong B.H.J, Mohren G.M.J. 2003. Modeling carbon sequestration in afforestation, agroforestry and forest management projects: the CO2FIX V.2 approach. Ecological Modelling 164 (2003) 177–199.
- McLaughlin JW, Phillips SA.. 2006. Soil carbon, nitrogen and base cation cycling 17 years after whole-tree harvesting in a low-elevation red spruce (*Picea rubens*)-balsam fir (*Abies balsamea*) forested watershed in central Maine, USA. For Ecol Manage 222: 234-253.

- Merganičová K, Pietsch SA, Hasenauer H. 2005. Testing mechanistic modelling to assess impacts of biomass removal. For Ecol Manage 207: 37-57.
- Morrison IK, Foster NW, Hazlett PW. 1993. Carbon reserves, carbon cycling, and harvesting effects in three mature forest types in Canada. New Zealand J For Sci 23: 403-412.
- Nilsen P, Haveraaen O. 1982. En analyse av tilvekst i gammel granskog. Rapport fra Norsk institutt for skogforskning 13/82: 1-38.
- Olsson BA, Staaf H, Lundkvist H, Bengtsson J, Rosén K. 1996. Carbon and nitrogen in coniferous forest soils after clear-felling and harvests of different intensity. For Ecol Manage 82: 19-32.
- Peltoniemi M, Mäkipä R, Liski J, Tamminen P. 2004. Changes in soil carbon with stand age – an evaluation of a modelling method with empirical data. Global Change Biology 10, 2078–2091.
- Peng C, Jiang H, Apps MA, Zhang Y. 2002. Effects of harvesting regimes on carbon and nitrogen dynamics of boreal forests in central Canada: a process model simulation. Ecol Mod 155: 177-189.
- Pennock DJ, van Kassel C. 1997. Clear-cut forest harvest impacts on soil quality indicators in the mixedwood forest of Saskatchewan. Geoderma 75: 13-32.
- Prescott CE. 1997. Effects of clearcutting and alternative silvicultural systems on rates of decomposition and nitrogen mineralization in a coastal montane coniferous forest. For Ecol Manage 95: 253-260.
- Prescott CE, Maynard DG, Laiho R. 2000. Humus in northern forests: friend or foe? For Ecol Manage 133: 23-36.
- Proe MF, Dutch J. 1994. Impact of whole-tree harvesting on second-rotation growth of Sitka spruce: the first 10 years. For Ecol Manage 66: 39-54.
- Pussinen A, Karjalainen T, Mäkipä R, Valsta L, Kellomäki S. 2002. Forest carbon sequestration and harvests in Scots pine stand under different climate and nitrogen deposition scenarios. For Ecol Manage 158: 103-115.
- Roberts BA, Deering KW, Titus BD. 1998. Effects of intensive harvesting on forest floor properties in *Betula papyrifera* stands in Newfoundland. J Veg Sci 9: 521-528.
- Rosenberg O, Jacobson S. 2004. Effects of Repeated Slash Removal in Thinned Stands on Soil Chemistry and Understorey Vegetation. Silva Fennica 38: 133-142.
- Ryan DF, Huntington TG, Martin CW. 1992. Redistribution of soil nitrogen, carbon and organic matter by mechanical disturbance during whole-tree harvesting in northern hardwoods. For Ecol Manage 49: 87-99.
- Schulze E-D, Lloyd J, Kelliher FM, Wirth C, Rebmann C, Lühker B, Mund M, Knohl A, Milyukova IM, Schulze W, Ziegler W, Varlagin AB, Sogachev AF, Valentini R, Dore S, Grigoriev S, Kolle O, Panfyorov MI, Tchebakova N, Vygodskaya NN, 1999. Productivity of forests in the Eurosiberian boreal forest region and their potential to act as a carbon sink – a synthesis. Global Change Biol 5: 703-722.
- Schulze E-D, Wirth C, Heimann M. 2000. Managing Forests After Kyoto. Science 289: 2058-2059.
- Sogn TA, Stuanes AO, Abrahamsen G. 1999. The Capacity of Forest Soil to Absorb Anthropogenic N. Ambio 28: 346-349.
- Staaf H, Berg B. 1980. Distribution of organic matter, carbon and plant nutrients in soil in the early phase after clear-cutting of a Scots pine forest; with and without removal of logging slash. Swedish Coniferous Forest Project Internal Report 100.
- Statens energimyndighet. 2006. Miljöeffekter av skogsbränsleuttag och askåterföring i Sverige. En syntes av Energimyndighetens forskningsprogram 1997 till 2004. Rapport ER2006:44.

- Strand, L. 1967. Høydekurver for bjørk. Side 291-296 i Braastad., H. Produksjonsabeller for bjørk. Meddr. norske SkogforsVes. 22, 265-365.
- Thiffault E, Paré D, Bélanger N, Munson A, Marquis F. 2006. Harvesting Intensity at Clear-Felling in the Boreal Forest : Impact on Soil and Foliar Nutrient Status. *Soil Sci Soc Am J* 70: 691-701.
- Thornley JHM, Cannell GR 2000 Managing forests for wood yield and carbon storage: a theoretical study. *Tree Phys.* 20: 477-484
- Thuille A, Buchmann N, Schulze E-D. 2000 Carbon stocks and soil respiration rates during deforestation, grassland use and subsequent Norway spruce afforestation in the Southern Alps. *Italy Tree Physiology* 20: 849-857
- Tveite B. 1976. Bonitetskurver for furu. Intern rapport. (Upublisert)
- Tveite B. 1977. Bonitetskurver for gran. *Medd. Nor. inst. skogforsk.* 33, 1-84.
- Vesterdal L, Dalsgaard M, Felby C, Raulund-Rasmussen K, Jørgensen BB. 1995. Effects of thinning and soil properties on accumulation of carbon, nitrogen and phosphorus in the forest floor of Norway spruce stands. *For Ecol Manage* 77: 1-10.
- Vesterdal L, Jørgensen FV, Callesen I, Raulund-Rasmussen K. 2002. Skovjordens kulstoflager – sammenligning med agerjorde og indflydelse af intensiveret biomasseudnyttelse. I: Christensen BT (red.), *Biomasseudtag til energiformål – konsekvenser for jordens kulstofbalance i land- og skovbrug*. DJF rapport Markbrug 72, pp. 14-28.
- Yanai RD, Currie WS, Goodale CL. 2003. Soil Carbon Dynamics after Forest Harvest: An Ecosystem Paradigm Reconsidered. *Ecosystems* 6: 197-212.
- Yin X, Perry JA, Dixon RK. 1989. Influence of canopy removal on oak forest floor decomposition. *Can J For Res* 19: 204-214.
- Øyen, B.H. 2000. Naturlig avgang i gran- og furuskog. Rapport fra skogforskningen 3/00. 24 pp.
- Ågren GI, Hyvönen R. 2003. Changes in carbon stores in Swedish forest soils due to increased biomass harvest and increased temperatures analysed with a semi-empirical model. *For Ecol Manage* 174: 25-37.