



Rapport

Skörd av skogsbränslen i ett livscykelperspektiv

Eva-Lotta Lindholm
Staffan Berg
Per-Anders Hansson



Rapport 023

Skörd av skogsbränslen i ett livscykelperspektiv

Eva-Lotta Lindholm
Staffan Berg
Per-Anders Hansson

SLU, Sveriges lantbruksuniversitet
Fakulteten för naturresurser och lantbruksvetenskap
Institutionen för energi och teknik

Swedish University of Agricultural Sciences
Department of Energy and Technology

Skörd av skogsbränslen i ett livscykelperspektiv
Lindholm, E-L, Berg, S och Hansson, P-A.

Rapport 023
ISSN 1654-9406

Uppsala 2010

Nyckelord: skogsbränsle, stubbar, grot, biobränsle, växthusgasbalans, livscykelanalys, klimatnytta

SAMMANFATTNING

Efterfrågan på biobränslen ökar och utvecklingen drivs av både nationella och internationella mål att sänka utsläppen av växthusgaser samt att minska beroendet av fossil energi. Det har emellertid visat sig att inte all användning av bioenergi leder till minskade utsläpp av växthusgaser. För att säkerställa olika energisystems potential att minska utsläppen av växthusgaser behöver de jämföras med ett lämpligt fossilt referenssystem. I den här studien studerades skörd av grot (grenar och toppar) och stubbar i ett livscykelperspektiv för att identifiera system för skörd av skogsbränsle som relativt den producerade bränslemängden orsakar så små miljöeffekter som möjligt samtidigt som insatsenergi är liten.

Användandet av skogsbränsle kan ses som en tidigareläggning av utsläpp av koldioxid jämfört med ett referensfall där biomassan lämnas kvar i skogen för att förmultna. Tidsperspektivet är därför betydelsefullt för hur förlusten av markkol ska beräknas för skogsbränsle som GROT och stubbar. För att beräkna den minskade inlagringen i markkol modellerades två granbestånd, ett i södra Sverige och ett i norra Sverige.

Referensmarkanvändningen var skogsskötsel utan skörd av skogsbränslen. Två olika beräkningssätt användes för att beräkna den minskade inlagringen (i) medelvärde för kollagerförändringen över en tidsperiod samt (ii) lagerförändring mellan två tidpunkter. Tre olika tidsperspektiv utvärderades, 20 år, en omloppstid (118 år respektive 77 år) samt två eller tre omlopp (231 år och 240 år). Det senare för att kunna jämföra resultaten från bestånden i södra och norra Sverige.

Resultaten visar att storleken på den minskade inlagringen i markkol per hektar beror av beräkningsmetodik, tidsperspektiv, skördeintensitet, områdets produktivitet och skördad resurs, d.v.s. stubbar eller grot. Utsläpp av växthusgaser från hela skogsbränslekedjan inklusive minskad inlagring av markkol ger olika resultat beroende på vilket beräkningssätt som används för markkol, lagerförändring mellan två tidpunkter (6-10 g CO₂-ekv/MJ bränsle) eller skillnad i medelkolförråd mellan två tidpunkter (11-42 g CO₂-ekv/MJ bränsle).

Utsläppsminskning (d.v.s. klimatnyttan) genom att ersätta fossil energi med skogsbränslen beräknades. Det antogs att skogsbränslen användes i kraftvärmeverk och genom att allokera 52 % av miljöbelastningen på elen baserat på alternativallokeringsmetoden antogs elen ersätta elektricitet från kolkondenskraftverk samt naturgaskraftverk (kombikondens). Förutom de faktorer som påverkar inlagring i markkol beror skogsbränslets klimatnytta av effektiviteten i användningen, tillämpad fördelningsmetod av miljöbelastning och vilken energisort som ersätts. Den insatsenergi som behövs för att skörda, transportera och förädla skogsbränslet beräknades till 2–5 % av energin i det bränsle som levereras.

Arbetet visar att effekterna av grot- och stubbskörd är fördelaktiga jämfört med fossilbaserade alternativ när det gäller såväl insatsenergi som utsläpp av klimatgaser på lång sikt. Insatsenergi är mycket liten och säkerställd medan de långsiktiga klimateffekterna är något osäkra som ett resultat av brist på kunskap när det gäller bland annat effekter av omrörning i skogsmarken vid stubblyftning.

Studien indikerar alltså att skörd av grot i studerade systemtyper bör tillämpas om hänsyn tas till enbart insatsenergi och växthusgaseffekter. För stubbars växthusgasbalans krävs mer kunskap om vilken betydelse stubbskördens omrörning av marken har på nedbrytning av organiskt material. Skördetekniken av stubbar kan vara betydelsefull för växthusgasbalansen för stubbar. Studien behandlar inte andra effekter, exempelvis på biologisk mångfald eller skogens upplevelsevärde. Vid en samlad bedömning av om/var/hur grot- och stubbskörd bör tillämpas måste en helhetsbedömning ske där samtliga effekter inkluderas.

ABSTRACT

The demand for biofuel is increasing, driven by attempts to improve the sustainability of supply by replacing non-renewable energy sources and the desire to mitigate climate change. However, it has been shown that not all bioenergy systems mitigate climate change. In order to assess the potential to mitigate greenhouse gas (GHG) emissions, it is suggested that bioenergy systems should be analysed and compared with an appropriate fossil reference system. This study evaluated harvest of logging residues and stumps in a life cycle perspective in order to identify systems with low environmental impacts and low inputs of external energy in relation to the forest fuel produced.

The use of forest fuel can be regarded as bringing forward emissions of carbon dioxide compared with leaving the biomass in the forest to degrade. Therefore, the time perspective is important when calculating the decrease in soil carbon in relation to harvesting of forest fuel. Two areas of Norway spruce forest in northern and southern Sweden were studied here, using models to calculate the decrease in soil carbon. In addition, two different ways of calculating decrease in soil carbon were used, mean carbon stocks over a time period and stock change over a time period. Different time periods were used in the evaluation: (i) 20 years, (ii) one rotation and (iii) two rotations (240 years) in northern Sweden, and three rotations (231 years) in southern Sweden. The latter was chosen to even out different rotation times when comparing the two regions of the country. The reference land use was conventional forest management with no harvest of forest fuel. In estimating the effect of replacing fossil fuel with forest fuel, it was assumed that forest fuels were used in combined heat and power plants (CHP) and that the power generated was used to replace power from natural gas coal. Allocation of the environmental impact associated with the generation of electricity in the CHP plant was 52% based on the alternative generation method.

It was found that the calculation method, time horizon used, intensity of harvest, site productivity and bioenergy source (stumps or logging residues) were important when assessing changes in soil organic carbon stock per hectare. Emissions of greenhouse gases from the procurement chain of forest fuel, including the decrease in soil carbon, differed depending on the calculation method, stock change over the time period (6-10 g CO₂-eq./MJ fuel) and mean carbon stocks over the time period (11-42 g CO₂-eq.v/MJ fuel). When assessing forest fuel with respect to mitigation of climate change, the efficiency of the end-use, allocation method and type of fossil fuel substituted are also important, besides factors affecting soil carbon. About 2-5% of the inherent energy available in forest fuel, logging residues and stumps was required in forest fuel production.

The results showed that forest fuel harvesting is advantageous in comparison with fossil fuel alternatives in term of energy use and emissions of greenhouse gases in a long time perspective. The energy use in producing forest fuel is very low and is certain, while the long-term effects of GHG are uncertain in some aspects, for example due to lack of scientific knowledge regarding soil disturbance in relation to stump harvesting.

This study therefore indicates that logging residues could be harvested if only energy use in the systems and emissions of greenhouse gases are considered in a long time perspective. For stumps, more knowledge is required about the effect that soil disturbance during harvesting might have on the organic matter and greenhouse gas balance of stumps. The choice of technique for harvesting stumps will determine the net effect of the greenhouse gas balance. The study did not consider other environmental impacts, for example biological diversity or recreational values. In a complete assessment of whether, how and where to harvest forest fuel, an overall investigation of all such effects would be required.

FÖRORD

Projektet har ingått i SLU:s TEMA-forskningsprogram ”Stubbskörd och miljöeffekter” samt inom Energimyndighetens program ”Uthållig tillförsel och förädling av biobränsle”. Författarna vill tacka finansörerna Energimyndigheten samt SLU:s NL-fakultet. Vi vill även tacka Johan Stendahl vid institutionen för mark och Miljö, SLU, som utfört markmodelleringen. Materialet i rapporten bygger till viss del på en vetenskaplig artikel publicerad i European Journal of Forestry (Lindholm m.fl., 2010) samt ett manuskript (Lindholm m.fl., b). Forskargruppen riktar också ett stort tack till Anna Lundborg vid Energimyndigheten som genom finansiering, intresse och råd stött arbetet. Vi vill även tacka Pål Börjesson, Lunds Universitet och Monika Strömgren och Raida Jirjis, SLU samt Henrik von Hofsten, Skogforsk som ingått i referensgruppen.

INNEHÅLL

INLEDNING	9
BAKGRUND	10
Livscykelanalys (LCA) och Förnybarhetsdirektivet	10
Tidigare studier	11
SYFTE	13
METOD	13
Systemgränser	13
Dataunderlag och beräkningsantaganden	14
Massbalanser och skördenivåer	15
Modellering av markkol	15
Beräkning av markkol och fördelning av markkol i ett 20 års perspektiv	18
Klimatnytta vid substitution av fossilenergi	19
Energianvändning i skogsbruksåtgärder och lastbilstransporter	19
Energianvändning vid tillverkning av maskiner och lastbilar	21
RESULTAT	24
Energianvändningen	24
Minskad inlagring i markkol som resultat av skogsbränsleskörd	24
Miljöpåverkansbedömning	26
<i>Utsläpp av övergödande och försurande emissioner</i>	26
<i>Växthusgasbalans</i>	27
Skogsbränslens klimatnytta	28
<i>Förnybarhetsdirektivets 20-årsperspektiv</i>	29
Scenarioanalys	30
Känslighetsanalys	31
DISKUSSION	32
Skogsbränslens växthusgasbalans och klimatnytta	32
Energianvändning	34
Andra värden	35
SLUTSATSER OCH REKOMMENDATIONER	36
REFERENSER	37

Bilaga 1. Primärenergianvändning

Bilaga 2. Emissioner från det tekniska systemet

INLEDNING

Drivkrafterna för ökad användning av bioenergi är att minska oljeberoendet och öka energiförsörjningstryggheten. En annan viktig faktor är att minska klimatpåverkan från energianvändning. Efterfrågan på biobränslen ökar således och utvecklingen drivs av både politiska mål enligt ovan samt marknader. EU har i Energi- och klimatpaketet satt upp mål för att minska utsläppen av växthusgaser, ökad energieffektivisering och ökad andel förnybar energianvändning. I den skogspolitiska propositionen som kom 2008 pekas stubbutvinning ut som en åtgärd för att öka uttaget av biomassa i skogen. Samtidigt pekas det på att kunskapsläget för stubbskörd bör förstärkas och sammanställas.

I dag skördas det ca 7 TWh grot i Sverige och Skogsstyrelsen uppskattar att uttaget går att öka till mellan 16-25 TWh (Svensson, 2008). Stubbar är en stor och hittills outnyttjad bioenergipotential på ca 1,3-2,6 TWh i det korta tidsperspektivet vilket motsvarar skörd på 5-10% av den årliga slutavverkningsarealen (Anon., 2009). I ett längre tidsperspektiv uppskattas potentialen till 21 TWh (Svensson, 2008).

Det har emellertid visat sig att inte all användning av bioenergi leder till minskade utsläpp av växthusgaser. För att bedöma olika energisystems potential att minska utsläppen av växthusgaser behöver de jämföras med ett lämpligt fossilt referenssystem. EU för i Förnybarhetsdirektivet 2009/28/EG fram en metod, baserad på livscykelanalys, för hur växthusgaser från flytande biobränslen ska beräknas och jämföras med fossil energi (EU, 2009). Enligt Förnybarhetsdirektivet appendix V.C.7. ska utsläppen från kollagerförändringar till följd av ändrad markanvändning beräknas. Enligt direktivet behöver emellertid inte kollagerförändringar i mark inkluderas i växthusgasberäkningar för råvaror som kommer från mark som har samma status som i januari 2008. Det är därför troligt att kontinuerligt skogsbruk där skogsmark som förnygringsavverkas inklusive skogsbränsleskörd inte räknas som ändrad markanvändning. Förnybarhetsdirektivets hållbarhetskriterier gäller också enbart för biodrivmedel men kommissionen rekommenderar att medlemsländerna frivilligt inför kriterier för fasta biobränslen. Det är dock intressant ur ett vetenskapligt och samhällsperspektiv att studera olika biobränslens klimatprestanda för att kunna jämföra med andra energislag t.ex. fossila bränslen.

BAKGRUND

Slutsatsen i den Miljökonsekvensbeskrivning av skogsbränsleuttag (Egnell m.fl., 1998) som Skogsstyrelsen beställt samt i den kunskapssyntes om miljöeffekter av skogsbränsleuttag som Energimyndigheten tagit fram (Anon., 2006), var att skogsbränsleuttag (syftande på grot) är i princip ”koldioxidneutral”. I kunskapssyntesen konstateras emellertid att skogsbränsleuttag i det konventionella skogsbruket kan leda till något minskad inlagring av kol i skogsmarken eftersom mängden avverkningsrester minskar (Anon., 2006). Om omloppstiderna minskas kan den effekten öka.

När skogsbränslen så som grenar och toppar (grot) och stubbar används som biobränsle frigörs det bundna kolet när det förbränns. Om skogsbränslet varit kvar i skogen skulle nedbrytning och därmed frigöringen av kol ha skett långsammare. Användandet av skogsbränsle kan alltså ses som en tidigareläggning av utsläpp jämfört med ett referensfall där biomassan lämnas kvar i skogen för att förmultna. Tidsperspektivet är därför betydelsefullt för hur förlusten av markkol ska beräknas för skogsbränsle som GROT och stubbar.

Livscykelanalys (LCA) och Förnybarhetsdirektivet

Metoden som används för att beräkna bl.a. växthusgasbalanser för olika bränslen kallas livscykelanalys, LCA. Det är en ISO-standardiserad metod för att analysera och värdera miljöpåverkan från en produkt under hela livscykeln (ISO 2006a, b). I en livscykelanalys (LCA) kvantifieras resursanvändning (energi och material) och emissioner till luft och vatten.

Regelverket för livscykelanalys är flexibelt vilket medför att analyser kan utföras på olika sätt och resultaten påverkas alltså av vilka metodval som görs. Livscykelanalys är egentligen en statisk beräkningsmetod eftersom ingen hänsyn tas till var och när emissioner sker (Finnveden *m.fl.*, 2009). Ofta sätts ett godtyckligt tidsperspektiv som kan antingen vara momentan eller ett medelvärde för en tidsperiod (Schlamadinger *m.fl.*, 1997). Praxis i studier som analyserat kollagerförändringar i skogen orsakad av olika skogsskötselstrategier har varit att använda det senare tidsperspektivet, ett medelvärde för kollagerförändringen över en omloppstid (Eriksson *m.fl.*, 2007; Liski *m.fl.*, 2001; Schlamadinger B. & Marland, 2001; Palosuo *m.fl.*, 2001). Det synsättet rekommenderas även av IEA Bioenergy Task 38 (Cowie, 2010). I andra studier används lagerförändring mellan två tidpunkter (Bergsma *m.fl.*, 2006; Cherubini *m.fl.*, 2009, Gnansounou *m.fl.*, 2009) vilket refereras till IPCC Guidelines (IPCC, 2006). I Förnybarhetsdirektivet 2009/28/EG appendix V.C.7. används den senare beräkningssättet, d.v.s. att utsläppen från kollagerförändringar till följd av förändrad markanvändning ska beräknas genom lagerförändring mellan två tidpunkter och längst 20 år. Det ska förtydligas att kontinuerligt skogsbruk d.v.s. skogsmark som förnygringsavverkas inklusive skogsbränsleskörd troligen inte räknas som ändrad markanvändning enligt direktivet. Det betyder att kollagerförändringar i mark inte behöver inkluderas i växthusgasberäkningar för skogsbränslen. Det är emellertid intressant ur ett vetenskapligt och samhällligt perspektiv att kunna jämföra olika energislags växthusgasbalanser för att kunna prioritera mellan olika bränslen.

Tidsperspektivet 20 år är en mycket kort tid ur ett svenskt skogsbruksperspektiv då omloppstiden i produktionsskogsbruk är ca 70 till 120 år. Enligt Förnybarhetsdirektivet ska ”de årliga utsläppen från kollagerförändringar till följd av ändrad markanvändning, e_1 , beräknas genom att de totala utsläppen fördelas jämnt över 20 år”. Formel som ska användas för biodrivmedel enligt Förnybarhetsdirektivet är:

$$e_1 = (CS_R - CS_A) \times 3,664 \times 1/20 \times 1/P - e_B^{(1)}$$

e_1 = årligt växthusgasutsläpp från kollagerförändringar till följd av ändrad markanvändning (uttryckt som massan koldioxidekvivalenter per enhet biobränsleenergi),

CS_R = kollager per ytenhet för referensmarkanvändningen (uttryckt som massan kol per ytenhet, inbegripet både mark och vegetation). Referensmarkanvändningen är den användning som marken hade antingen i januari 2008 eller 20 år innan råvaran erhöles, beroende på vilket som inträffar senare,

CS_A = kollager per ytenhet för den faktiska markanvändningen (uttryckt som massan kol per ytenhet, inbegripet både mark och vegetation); om kollagret ackumuleras under mer än ett år ska det värde som tilldelas CS_A vara det beräknade lagret per ytenhet efter tjugo år eller när grödan når mognad, beroende på vilket som inträffar först,

P = grödans produktivitet (uttryckt som mängden energi från biodrivmedel och flytande biobränslen per ytenhet per år), och

e_B = bonus på 29 gCO₂eq/MJ biodrivmedel eller flytande biobränsle, om biomassa erhålls från återställd skadad mark under de förutsättningar som anges i punkt 8. (Slutciterat)

Tidigare studier

Wihersaari (2005) uppskattade växthusgasutsläppen från skogsbränslesystem i Finland och använde värden från Palosuo *m.fl.* (2001) för förändring i markkollager.

Växthusgasutsläppen dominerades av det minskade markkollagret som utgjorde 75 % av utsläppen vilket motsvarade en minskning i markkol på 1,7 ton C/ha beräknat som medel över en 100 års period (Wihersaari, 2005). Kujanpää *m.fl.* (2010) visade tidsperspektivets betydelse för växthusgasbalansen för skogsbränslen, Tabell 1.

¹ Den kvot som erhålls när molekylvikten för CO₂ (44,010 g/mol) divideras med molekylvikten för kol (12,011 g/mol) är lika med 3,644.

Tabell 1. Tidigare LCA studier på skogsbränsle.

	Skörd t.o.m. transport	CH ₄ och N ₂ O från förbränning	Askspridning/ Gödsling	Förändrad markkol, CO ₂	Total
Finland, grot (transportavstånd okänd) (Kujanpää <i>m.fl.</i> , 2010)					
g CO ₂ -eq/MJ _{bränsle} (5 års perspektiv)	1,5			94	96
g CO ₂ -eq/MJ _{bränsle} (50 års perspektiv)	1,5			27	28
g CO ₂ -eq/MJ _{bränsle} (100 års perspektiv)	1,5			17	18
Finland, grot (transportavstånd okänd) (Wihersaari, 2005)					
g CO ₂ -eq/MJ bränsle (100 års perspektiv)	1,1-1,9	2	0,1/1,9	11,1-12,5	12,5-17,5
MJ/MJ _{bränsle}					0,019-0,026
Sverige (Näslund-Eriksson & Gustavsson, 2008)					
- grot (transportavstånd okänd)					
g CO ₂ - ekv./MJ _{bränsle}				-	1,0-1,5
MJ/MJ _{bränsle}					0,013-0,018
- stubbar (transportavstånd okänd)					
g CO ₂ - ekv./MJ _{bränsle}				-	1,8
MJ/MJ _{bränsle}					0,023
Sverige, grot (transportavstånd 50 km) (högre värde för 1996 och lägre för 2015) (Börjesson, 1996)					
MJ/MJ _{bränsle}					0,026-0,038

SYFTE

Syftet med projektet var att i ett livscykelperspektiv studera skörd av grot (grenar och toppar) och stubbar. Målet var att identifiera tekniska system för skörd av skogsbränsle som relativt den producerade bränslemängden orsakar så små miljöeffekter som möjligt samtidigt som insatsenergi är liten. Ett övergripande mål för utformning av energisystem är hög verkningsgrad. Genom att analysera skogsbränslesystemen i ett livscykel- och kolbalansperspektiv är det möjligt att jämföra systemens energieffektivitet och potential att minska utsläppen av växthusgaser med en annan energiråvara.

METOD

Metoden som används är livscykelanalys (LCA). Det är en ISO-standardiserad metod för att analysera och värdera miljöpåverkan från en produkt under hela livscykeln (ISO 2006a, b). Den funktionella enheten var 1 MJ skogsbränsleflis transporterad till värmeverk/industri samt 1 MJ elektricitet. De karakteriseringsfaktorer som användes för omräkning av emissioner till olika miljöeffektkategorier visas i tabell 2. Datasamling baserades främst på litteraturstudier. För att få representativa data för transporter hämtades transportdata (laststorlek, fukthalt och transportavstånd) från nyckelpersoner vid branschföretag.

Tabell 2. Karakteriseringsfaktorer för respektive emission vid beräkning av bidrag till respektive miljöeffektkategori.

Emission	Övergödning	Försurning	Växthuseffekten
	EP (g PO ₃ ⁻⁴ -ekv./g) ^a	AP (g SO ₂ -ekv./g) ^a	GWP (g CO ₂ -ekv./g) (100-år) ^b
NO _x	0.13	0.7	
SO _x		1	
CO ₂			1
CH ₄			25
N ₂ O			298

^a Baumann & Tillman (2004)

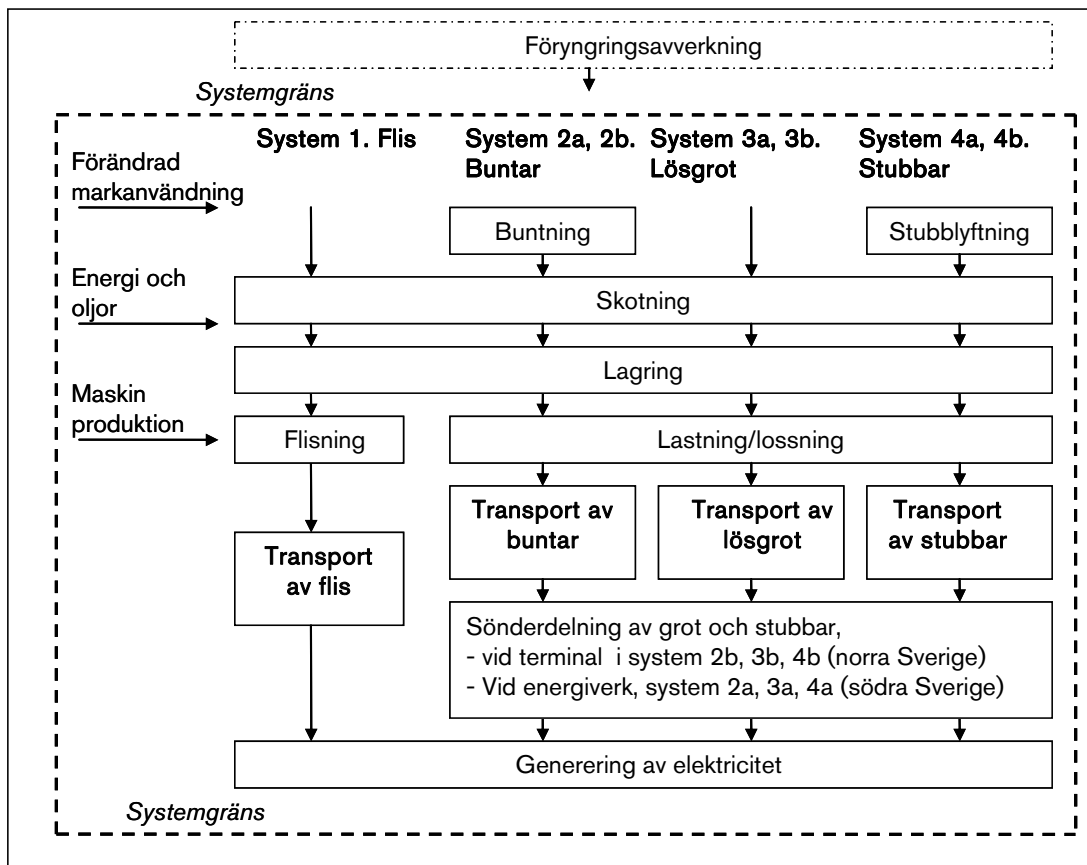
^b Forster *m.fl.* (2007)

Systemgränser

I en fallstudie analyserades sju olika skogsbränslesystem i ett livscykelperspektiv, Figur 1. Systemen startar efter föryngringsavverkning och slutar när skogsbränslet är transporterat, sönderdelat och förbränt vid kraftvärmeverk. Studien jämförde olika hanteringssystemen för grot (grenar och toppar) och stubbar skördade i norra och södra Sverige. Tre hanteringssystem för grot ingick; lösgrot, grotbuntar och flisning vid skogsbilväg varav det sista är det dominerande systemet i södra Sverige idag. I norra Sverige gick skogsbränslet till terminal där det sönderdelades till flis för att sedan transporteras vidare till kraftvärmeverk. I systemen i södra Sverige gick skogsbränslet direkt till kraftvärmeverk. Studien inkluderar inte vägunderhållning och askhantering.

Två granbestånd modellerades, ett i södra Sverige (57°N Jönköping) och ett i norra Sverige (64°N Umeå) (Tabell 8). Omloppstiderna var 118 år respektive 77 år och det antogs att mellan varje omloppstid var hyggesvilan två år. Referensmarkanvändningen antogs vara skogsskötsel utan skörd av skogsbränslen. Tre olika tidsperspektiv utvärderades, 20 år, en omloppstid (118 respektive 77 år) samt två eller tre omlopp (231 och 240 år). Det sista alternativet för att de två bestånden ska kunna jämföras.

Förändrad markanvändning ingår i systemet som förändring i markkol p.g.a. skörd av skogsbränsle i jämförelse med en referens där endast rundved skördas. Den potentiella klimatnyttan (greenhouse gas savings) uppskattas genom att det antas att skogsbränsle ersätter elektricitet genererad från kol eller naturgas.



Figur 1. Systemgränser för skogsbränsle.

Dataunderlag och beräkningsantaganden

Vid produktion av 1 MJ diesel krävs det 1,16 MJ primärenergi (Anon., 2007a) och motsvarande värde för svensk elmix är 1,79 (Anon., 2008b). Energiinnehållet i diesel är 35,3 MJ/liter och densiteten 815 kg/m³ (SPI, 2008). Inflödet av smörjmedel och andra oljeprodukter var litet och de antogs därför ha samma egenskaper som diesel vad gäller primärenergi och energiinnehåll. Emissioner vid utvinning och produktion av diesel och svensk elmix visas i tabell 3 och emissioner vid förbränning av diesel i skogsmaskiner och lastbilar i tabell 4.

Tabell 3. Emissioner vid utvinning, produktion och transport av diesel and elektricitet

Emission	Diesel	Elektricitet
	g/MJ	g/MJ ^c
NO _x	0,031 ^a	0,016
CO ₂	14,2 ^b	6,4
SO _x	0,019 ^a	0,012
N ₂ O		0,001
CH ₄		0,042

^a Uppenberg *m.fl.* (2001)

^b Anon. (2007a).

^c Anon. (2007b)

Tabell 4. Emissionsfaktorer från skogsmaskiner och lastbilar, g/MJ diesel

	Skogsmaskiner	Lastbilar
		Euro 3
NO _x	0,55 ^a	0,48 ^b
CO ₂ ^c	72	72
SO _x ^d	0,00007	0,00007
N ₂ O ^e	0,003	0,003
CH ₄ ^e	0,006	0,006
	Stage II	Euro 4

^a Emissioner av NO_x är 6 g/kWh (EU 1997) och drivmedelsförbrukning är 254 g/kWh (Lindgren 2007) för skogsmaskiner.

^b NTM (2009) baserad på last 40 ton, lastfaktor 50 % och drivmedelsförbrukning 21 MJ/km.

^c SPI (2008)

^d Statoil (2008)

^e Uppenberg *m.fl.* (2001)

Det antogs att densiteten för grot var 425 kg TS/m³ fub (fast under bark) och 410 kg TS/m³ fub för stubbar (Hakkila, 1989; Nylinder, 1979). Båda antogs ha 19,2 MJ/kg TS som lägre värmevärde (Anon., 1998). Kolinnehållet i både stubbar och grot antogs vara 51 % av TS (IPCC, 2006).

Massbalanser och skördenivåer

Total lagringstid för materialet innan sönderdelning var 8 månader. Substansförluster antogs vara 0,2 % torrsvikt per månad för lösgrot (Jirjis & Lehtikangas, 1993) och 1,0 % torrsvikt per månad för buntar (Jirjis & Nordén, 2005). Det antogs att substansförluster från stubbar före sönderdelning var hälften av förlusterna från grot. Substansförluster efter sönderdelning antogs vara 3,6 % torrsvikt från alla system vilket motsvarar förluster den första veckan efter sönderdelning enligt Törnqvist och Jirjis (1990). Askhalten antogs vara 3 % torrsvikt för både stubbar och grot. Substansförluster och askhalt påverkar systemets massbalans.

Skördenivåerna för energibalansberäkningarna antogs vara 506 GJ grot/ha (140 MWh/ha) (Kärhä & Vartiamäki, 2006) respektive 450 GJ/ha (125 MWh/ha) stubbar (Karlsson, 2007).

Modellering av markkol

Minskad inlagring av markkol p.g.a. skörd av skogsbränsle modellerades i två modeller, ProdMod en skogtillväxtmodell, och en skogsmarkmodell, Q-modellen. ProdMod är en empirisk modell där beståndsdata är indata i modellen (Tabell 5) (Ekö, 1985; Ekö, 1999). Modellen använder 5-årsintervaller och därför interpolerades resultatet till 1-års intervaller för att matcha skogsmarkmodellen. Trädbiomassautvecklingen före första gallring extrapolerades till beståndets första år.

Skogsmarksmodellen, Q-modellen, är en mekanistisk modell för nedbrytning av organiskt material i mark. Fokus i den här studien var nedbrytning av organiskt kol i mark och förna. Q-modellen baseras på en teori av Ågren och Bosatta (1998) med två grunder 1) massbalans gäller för kolatomer i marken, 2) desto längre en kolatom blir kvar i det organiska materialet i marken d.v.s. ju fler gånger den används av nedbrytare, desto mer svårtillgänglig blir den som föda för andra nedbrytare. Modellparametrar beskriver nedbrytarnas egenskaper (Tabell 6). Parametern f_C är kolinnehållet i den biomassa som bryts ned, β kontrollerar ändring i nedbrytarnas tillväxt när kvalitén på biomassan förändras, η_{11} är i vilken takt biomassans kvalitét minskar för varje nedbrytningscykel, u_0 är nedbrytarnas tillväxthastighet, q_0 är förnans initiala kvalitét (som beror på förna sort), e_0 är den mikrobiella effektiviteten och t_{\max} är den tid det tar för mikroorganismerna att invadera biomassan. Olika förnafraktioner har olika kvalitét initialt (Tabell 6). Parametrarna bestämdes efter Ågren och Hyvönen (2003) förutom u_0 som uppskattades baserat på breddgrad.

Genom resultatet från ProdMod beräknades mängderna årligt förnafall genom att använda Marklunds formler (1988) för trädbiomassa ovan jord. Andra formler av Laasasenaho (1975) användes för att beräkna toppbiomassa och Petersson och Ståhl (2006) för biomassa under mark. Förnaproduktion beräknade genom årlig omsättningshastighet och förna produktion ovan och under mark (Tabell 7). Finrotsförna antogs vara 26 % av barrbiomassan (Berggren *m.fl.*, 2004). Årligt förnaproduktion och hyggesrester användes som indata i Q-modellen.

Skogsskötsel så som gallring och tid för slutavverkning var i enlighet med riktlinjer från Skogsstyrelsen (Anon., 1984a, b). Gallringsintensiteten och tidpunkten för gallring och förnygringsavverkning baserades på grundyta och beståndets ålder (Tabell 8). Fem olika skötselstrategier modellerades för vardera södra och norra Sverige (Tabell 9). Skillnaden mellan skötselstrategierna var skördeintensiteten och skördad skogsbränslesortiment (Tabell 10).

Prodmod och Q-modellen har validerats i studier jämförbara med dessa boreala scenarier där ProdMod har använts av Ekö (1985, 1999), Eriksson *m.fl.* (2007) och Weslien *m.fl.* (2009). Q-modellen har använts av Ågren och Bosatta (1998), Ågren och Hyvönen (2003), Ågren *m.fl.* (2007) och Eriksson *m.fl.* (2007).

Tabell 5. Indata vid modellering av skogstillväxt i granbestånd i södra och norra Sverige.

	Ståndorts index (m)	Träd- ålder (år)	Antal stammar (antal ha ⁻¹)	Grundyta (m ² ha ⁻¹)	Skogstyp
Södra Sverige (57°N)	G32	30	2291	28	Ört/gräs
Norra Sverige (64°N)	G20	63	1725	26	Blåbär (<i>Vaccinium myrtillus</i> L.) och lingon (<i>Vaccinium vitis-idaea</i> L.)

Tabell 6. Parametrar vid modellering av markens organiska material i Q .

Parameter	Variabel	Värde
Kolinnehållet i biomassa (kg C kg ts^{-1})	f_c	0,5
Nedbrytarnas tillväxthastighet (år^{-1})	u_1^1	0,190 ¹
	u_2^1	0,119 ¹
Mikrobiell effektivitet	e_0	0,25
Förändring i nedbrytarnas tillväxt med kvalitet på materialet	β	7
Tid för mikroorganismerna att invadera (år)		
Grenar	t_{\max}	13
Stammar	t_{\max}	60
Initial kvalitet på förna		
Barr	q_0	1,089
Finrötter	q_0	1,036
Grövre förna	q_0	0,99
Kvalitets minskning vid nedbrytning	η_{11}	0,36

¹ Södra Sverige, u_1 , och norra Sverige, u_2 .

Tabell 7. Omsättningshastighet på årlig förnafall och förnaproduktion från markvegetation.

Årlig förnafall	Omsättningshastighet (år^{-1})	Kommentar
Grenar	0,0125 ¹	
Barr		
Södra Sverige	0,13 ²	
Norra Sverige	0,09 ²	
Mellanstora rötter (2-5 mm)	0,1 ³	
Finrötter (<2 mm)		1,5 multiplicerat med barrfallförna ³
Markvegetation ⁴		
- ovan mark		
Södra Sverige		0.34 Mg ha ⁻¹ yr ⁻¹
Norra Sverige		0.64 Mg ha ⁻¹ yr ⁻¹
- under markytan		
Södra Sverige		0.34 Mg ha ⁻¹ yr ⁻¹
Norra Sverige		0.82 Mg ha ⁻¹ yr ⁻¹

¹ Muukonen & Lehtonen, 2004

² Baseras på ekvation i Ågren m.fl. (2007) och latitud i södra och norra Sverige 57°N och 64°N respektive.

³ Antagande av Ågren m.fl. (2007).

⁴ Uppskattning av förna produktion över och undre markytan baserad på Berggren Kleja m.fl. (2008) och antagandet att kolinnehållet är 50 %.

Tabell 8. Skötselstrategier i de två bestånden.

	Omloppstid (år)	Simulerings period (år)	Total trädålder vid gallring (år)	Gallringsintensitet Grund-yta	Antal stammar	Slutavverkning, grundyta ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$)
Södra Sverige (57°N)	75	231	35 45 55	29 % 20 % 20 %	46 % 27 % 29 %	~40
Norra Sverige (64°N)	118	240	68	33 %	41 %	~40

Tabell 9. Skötselstrategier modellerade i markmodell.

Namn	Skörd	Skördeintensiteten
1. Referens	Rundved	
2. Södra/norra grot	Rundved och grot	Medel
3. Södra/norra stubbar	Rundved och stubbar	Medel
4. Södra/norra grot och stubbar	Rundved, grot och stubbar	Låg
5. Södra/norra grot och stubbar	Rundved, grot och stubbar	Medel
6. Södra/norra grot och stubbar	Rundved, grot och stubbar	Hög

Tabell 10. Procent av torrmasa och skörd vid olika skördeintensiteter (Låg, medel och hög) vid slutavverkning i södra och norra Sverige

	Proportion av totala (%)					
	Södra Sverige			Norra Sverige		
	Låg	Medel	Hög	Låg	Medel	Hög
Toppen på stammen	50	70	90	50	65	80
Grenar	50	70	90	50	65	80
Barr	34	47 ¹	60	34	44 ¹	54
Stubbar och grova rötter (>5 mm)	20	40	70	20	40	70
Medelgrova rötter (2-5 mm)	0	0	0	0	0	0
Finrötter (<2 mm)	0	0	0	0	0	0
Skörd	ton ha ⁻¹	ton ha ⁻¹	ton ha ⁻¹	ton ha ⁻¹	ton ha ⁻¹	ton ha ⁻¹
Grot	12.1	24.1	42.2	12.6	25.2	44.2
Stubbar	17.7	26.5	35.2	19.1	26.3	33.5

¹ Baserad på att 33% av barren faller av innan uttransport från hygge (Lehtikangas, 1991).

Beräkning av markkol och fördelning av markkol i ett 20 års perspektiv

I resultatdelen finns två olika sätt att beräkna markkol för att visa på betydelsen av beräkningssättet. I bakgrunden är beräkningssätten beskrivna. De två olika beräkningssätten är:

1. Ett medelvärde för kollagerförändringen över en tidsperiod.
2. Lagerförändring mellan två tidpunkter vilket används i EU:s Förnybarhetsdirektiv 2009/28/EG appendix V.C.7 (EU, 2009).

Teoretisk finns det olika sätt att fördela kollagerförändring i marken p.g.a. skörd av skogsbränsle. I det första fallet kan skogsbränslet betraktas som en rest från skogsbruket, alltså ingen miljöpåverkan från skogsbruket allokeras på skogsbränslet förutom utsläpp av växthusgaser från insatsenergi vid skörden och förändrad inlagring av markkol p.g.a. av skörd av skogsbränslen. Det kan därför ses som att skogsbränslet är skördat år noll, och med tidsperspektiv 20 år kan emissionerna fördelas på hela skörden. Det andra fallet, enligt RES-direktivets formel, beräknas de årliga utsläppen från kollagerförändring och utsläppen fördelas alltså endast på den skörd som skulle kunna produceras under 20 år. De olika beräkningssätten ger mycket olika resultat vilka redovisas i resultatavsnitt ”RES direktivets 20-årsperspektiv”.

Klimatnytta vid substitution av fossilenergi

Utsläppsminskning (d.v.s. klimatnyttan) genom användning av skogsbränslen beräknades genom att skogsbränslena antogs användas i kraftvärmeverk. Den elektricitet som genererades antogs substituera elektricitet från kolkondenskraftverk samt naturgaskraftverk (kombikondens) eftersom dessa antas vara svensk marginalet. Genom att använda alternativallokeringsmetoden definierad i miljövarudeklarationsreglerna för elektricitet, ånga, varmt och kallt vatten (Anon., 2007c) allokeras 52 % av växthusgaserna till elektriciteten. Dne resterande miljöpåverkan antas bäras av värmen. Generellt kan sägas att alternativallokeringsmetoden ger en fördel till effektivare användning av bränsle i kraftvärmeverk så att miljöpåverkan fördelas i samma proportion som det bränsle som skulle ha krävts för separat produktion av elektricitet och värme. Kraftvärmeverket för skogsbränsle antogs ha en elverkningsgrad på 29,6 % och en totalverkningsgrad på 110 % (Hansson *m.fl.*, 2007). Verkningsgraderna antogs vara 47 % för kolkraft och 58 % för naturgas (Hansson *m.fl.*, 2007). Indirekta emissioner från utvinning och distribution var 4,3 g CO₂-ekv/MJ bränsle för naturgas och 3,2 g CO₂-ekv/MJ bränsle för kol (Uppenberg *m.fl.*, 2001). Direkta emissioner vid förbränning var 57 g CO₂-ekv/MJ bränsle för naturgas och 99 g CO₂-ekv/MJ bränsle för kol (Anon., 2009a). Växthusgasutsläpp för elektricitet genererad från kol bestämdes till 217 g CO₂-ekv/MJ elektricitet och från naturgas 106 g CO₂-ekv/MJ elektricitet.

Energianvändning i skogsbruksåtgärder och lastbilstransporter

Produktiviteten vid buntning av grot antogs vara 3,6 ton ts/G₁₅² (8.5 m³ fub/E₁₅) (Kärhä & Vartiamäki, 2006) och drivmedelsförbrukningen 13,4 liter/G₁₅ (Kärhä 2008, personligt meddelande). Vid stubblyftning antogs produktiviteten 2,9 ton ts/G₀ och drivmedelsförbrukningen 20,2 liter/E₀ (Karlsson, 2007).

Lastvolymen och produktiviteten vid skotning av lösgrot antogs vara 4,0 ton ts (9,5 m³ fub) och 6,1 ton ts/G₀ (14.5 m³ fub/G₀), motsvarande värde för buntar var 5,3 ton ts (12,5 m³ fub) och 11 ton ts/E₀ (25,9 m³ fub/G₀) (Kärhä & Vartiamäki, 2006). Medelskotningsavståndet var 250 m enligt Kärhä & Vartiamäki (2006). I beräkningarna valdes produktiviteten för skotning av stubbar till 7,4 ton ts/G₀ (18,1 m³ fub/G₀) baserad på medelskotningsavståndet 220 m (Åström 2008, personligt meddelande). Drivmedelsförbrukningen i skotare antogs vara 11 liter/E₀ (390 MJ/G₀) (Brunberg *m.fl.*, 2004).

Energianvändningen för att transportera skogsmaskiner mellan hyggen beräknades per MJ skördad skogsbränsle baserat på medelavstånd mellan avverkningsobjekt. Medelstorlek på objekt var 2,35 ha i södra Sverige (Östergötlands-, Västergötlands-, Jönköpings- och Kronobergslän) och 5,5 ha i norra Sverige (Norrbottens, Västernorrlands och Västerbottens län) (Anon., 2008a). Medelskörden från hyggena antogs vara 506 GJ/ha. Avståndet mellan hyggena bedömdes vara 50 km i norra Sverige för alla maskiner (Åström, 2008 personligt meddelande). I södra Sverige bedömdes avståndet för skotare, buntare och flismaskin vara 25 km medan avståndet för stubblyftningsmaskin och stubbskotare sattes till 30 km (Johansson, 2008a, personligt meddelande). Det antogs att en lastbil flyttade maskinerna mellan objekten. Drivmedelsförbrukningen i lastbilen antogs vara samma som för transport av skogsbränslet (21 MJ/km) (Forsberg, 2002). Oljor och smörjmedel användningen var 6 % av dieselanvändningen i skogsmaskiner och 0,2 % av dieselanvändningen i lastbilar (Berg & Lindholm, 2005).

Vid upparbetning av skogsbränslet i norra Sverige antogs att en stor kross (CBI) användes vid stationära terminaler. Dieselförbrukningen i en CBI var 120 liter/G₀ (Nordén 2008, personligt

² G₀ är effektiv tid och G₁₅ är effektiv tid inkluderat alla pauser < 15 minuter.

meddelande). Produktiviteten i krossen bedömdes till 54 ton ts/G₀ (126 m³ fub/G₀) för buntar och lösgrot samt 37 ton ts/G₀ (90 m³ fub/G₀) för stubbar (Nordén 2008, personligt meddelande). I södra Sverige upparbetades skogsbränslet antingen vid avlägg i skogen (system 1) i en mobil kross med dieselförbrukning 3,9 liter diesel/ton ts (1,7 liter/m³ fub) (Liss, 2003), eller skedde upparbetningen vid energiverket (system 2a, 3a och 4a). I det senare fallet användes stora eldrivna krossar som krävde 1 kWh/ton material (Dallimore, 2008 personligt meddelande). Vid en fukthalt av 40 % var primärenergianvändningen 7 MJ/ton ts i den elektriska krossen. Vid vägtransport antogs lastning kräva 4,7 liter per last och lossning 1,7 liter per lass (Forsberg, 2002).

Vid vägtransport varierade fukthalter och därmed densiteten på skogsbränslet (Tabell 11). Information för transporter så som fukthalter, transportavstånd och laster kommer från nyckelpersoner vid branschföretag. Data för fukthalter och transportavstånd baseras på perioden november 2007 till mars 2008, förutom buntar i södra Sverige där data kommer från 1999-2000 eftersom buntar inte var aktuellt i området i södra Sverige 2007-2008. Energianvändningen vid vägtransporter beräknades baserat på laststorlek, lastfaktor och transportavstånd (Tabell 12).

Tabell 11. Fukthalt (Fh) och densitet (kg/m³ fub) vid transport av skogsbränsle

Geogra- fiskt område	Grot (löst)		Buntar		Flis (grot)		Flis (stubbar)		Stubbar	
	Fh (%)	kg/m ³ fub	Fh (%)	kg/m ³ fub	Fh (%)	kg/m ³ fub	Fh (%)	kg/m ³ fub	Fh (%)	kg/m ³ Fub
Södra	40	708	43	746	40	708	40	683	40	683
Norra	52	885	55	944	50	850	43	683	43	683

Tabell 12. Laststorlek, fyllnadsgrad, transportavstånd och energianvändning relaterat till vägtransport av skogsbränsle

Enhet		System 1 Södra (flis)	System 2a Södra (buntar)	System 2b Norra (buntar)	System 3a Södra (lösgröt)	System 3b Norra (lösgröt)	System 4a Södra (stubbar)	System 4b Norra (stubbar)
1:a transportsträckan^a								
Laststorlek, maximal	Ton	34	26	27	26	27	26	31
Laststorlek, medel	Ton ts	20	15	11	12	11	14	15
Fyllnadsgrad ^b	%	49	50	46	38	41	46	42
Transportavstånd	km	70	90	61	60	68	60	38
Process energi ^c	MJ/tonkm	1,3	1,6	1,7	2,1	1,9	1,8	1,6
	MJ/tonkm ts	2,1	2,8	3,7	3,5	4,0	2,9	2,8
2:a transportsträckan^a								
Laststorlek, maximal	Ton			34		34		34
Laststorlek, medel	Ton ts			17		17		19
Fyllnadsgrad ^b	%			49		49		49
Transportavstånd	km			68		68		23
Process energi ^c	MJ/tonkm			1,3		1,3		1,3
	MJ/tonkm ts			2,5		2,5		2,2
Total primär-energi-användning^d	kJ/MJ_{bränsle}	10	16	26	14	29	11	10

^a Första transportsträckan startar vid avlägg i skogen och andra transportsträckan startar vid terminal efter upparbetning av skogsbränsle.

^b Fyllnadsgraden motsvarar sträcka med last dividerad med totalt körd sträcka (sträcka med last *(lastvikt/maxlast)/totalsträcka %).

^c Dieselförbrukningen var 21 MJ/km (Forsberg, 2002).

^d Substansförluster och askhalt är inkluderade.

Energianvändning vid tillverkning av maskiner och lastbilar

Material- och energianvändning för tillverkning av skogsmaskiner, lastbilar och krossar beräknades baserat på en metod av Pimentel (1980) som reviderats av Börjesson (1996). Tillverkningen delades upp i materialproduktion och maskintillverkning. Skogsmaskiner antogs bestå till 85 % (massprocent) av metall vilket till största del är stål och 15 % (massprocent) gummi och plast enligt Athanassiadis *m.fl.* (2002). Energianvändningen i

stålproduktion antogs vara 20,6 MJ/kg råstål (Anon., 2008c) och vid brytning av metall 2 MJ/kg (Börjesson, 1996). Gummiproduktion kräver 23,4 MJ/kg (Audsley *m.fl.*, 2003). Tillverkning av traktorer kräver 14,6 MJ/kg och andra lantbruksmaskiner 7,4 MJ/kg (Audsley *m.fl.*, 2003). Det antogs att tillverkning av skogsmaskiner var likvärdig tillverkningen av traktor förutom buntare som antogs var likvärdig andra lantbruksmaskiner. Energianvändning i tillverkningen av maskiner antogs vara svensk elmix. Vid tillverkningen av reservdelar och gummi antogs vara relaterad till oljeanvändning enligt Audsley (2003). Växthusgasutsläpp relaterat till stålproduktionen var 1,7 kg CO₂/kg (World Steel, 2008). Det antogs att växthusgasutsläppen under gummiproduktionen var likvärdig den vid stålproduktion.

Energianvändningen för tillverkning av reservdelar beräknades enligt ekvation 1:

$$EE_p = EE_{am} \times 1/3 M_{TAR} \times 2 \quad (1)$$

Där EE_p är energi i reservdelar (MJ), EE_{am} är energi i monterad maskin (MJ) och M_{TAR} är en faktor för totalt antal reparationer. Faktorn som användes var 0,61 för buntare och 0,89 för alla andra maskiner och lastbilar (Pimentel, 1980).

Energianvändningen för tillverkning av maskiner och lastbilar beräknades per m³ skogsbränsle (Ekvation 2 och 3):

Total energianvändning relaterat till skogsmaskin och lastbil:

$$EE_m = (EE_{raw} + EE_{manu} + EE_p) \times (W/(LT \times P_m)) \quad (2)$$

$$EE_L = (EE_{raw} + EE_{manu} + EE_p) \times (W/(LD \times LV/AD)) \quad (3)$$

Där EE_m och EE_L är totala energianvändningen i maskiner (EE_m) och lastbilar (EE_L), LT är den förväntade livslängden för skogsmaskiner (E₀), P_m är produktiviteten för maskiner (m³ fub/E₀), W är vikten på skogsmaskiner eller lastbil (ton), LD är förväntad körd sträcka med lastbil under dess livslängd (km), AD och LV är medeltransportavstånd och medellast för en lastbil. Tabell 13 visar energianvändningen relaterat till maskin- och lastbilsproduktion.

Tabell 13. Dataunderlag för beräkning av primärenergianvändning vid tillverkning av maskiner och lastbilar

Maskin	Vikt ton	Livslängd E ₀	Produktivitet m ³ fub/ E ₀	Maskin per volym kg maskin/ m ³ fub	Produktion av skogs- bränsle kJ/ MJ flis	Tillverk- ning av skogs- bränsle kJ/ MJ flis	Reserv- delar kJ/ MJ flis	Totalt kJ/ MJ flis
Skotare	20	22 000 ^a	14,5	0,06	0,18	0,20	0,23	0,61
Skogsmaskin	20	22 000 ^b	18,1	0,05	0,14	0,16	0,18	0,49
Stubblyftnings- maskin	23	22 000 ^b	7,0	0,15	0,45	0,50	0,56	1,5
Kross, liten	29	22 000 ^c	23	0,06	0,16	0,18	0,20	0,55
Kross, stor	36	30 000 ^c	90	0,01	0,038	0,04	0,05	0,13
Buntare	25	22 000 ^b	9	0,12	0,35	0,20	0,22	0,76
Lastbil ^d	30			0,0001	0,00032	0,00035	0,00040	0,0011

^a En skotare för lösgrot antas ha livslängden 12 000–15 000 timmar i Sverige (Aneni, 2008, personligt meddelande) och därefter säljs den till annat land där den antas användas ytterligare 10 000 timmar.

^b Skogsmaskiner, buntare och stubblyftningsmaskin antas ha samma livslängd som skotare.

^c Enligt producent/försäljare är livslängden på en liten kross 20 000–25 000 timmar (Galvesjö 2008, personligt meddelande) och för en stor kross 30 000 timmar (Bruks 2008, personligt meddelande).

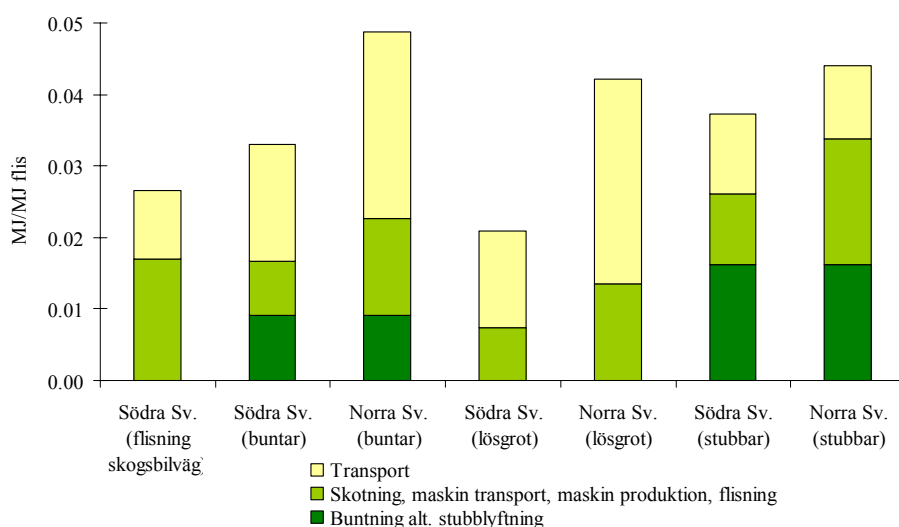
^d En lastbil kör 700 000–800 000 km i Sverige innan den säljs till annat land (Hjälström 2008, personligt meddelande). Det antogs att totalt körda km var 1,05 miljoner km, och att fyllnadsgraden var 0,5, medelvolymen var 33 m³ fub och att medeltransportavståndet var 64 km enkel resa.

RESULTAT

Energianvändningen

Den insatsenergi i form av primärenergi som behövs för att skörda, transportera och förädla bränslet är 21-49 kJ per MJ, d.v.s. ca 2-5 % av energin i det bränsle som levereras (Figur 2 samt bilaga 1). Minst energi krävde systemen i södra Sverige där grot flisades vid bilväg i skogen (system 1) och där grot hanterades löst (system 3a). Generellt krävde systemen i norra Sverige mer energi än systemen i södra Sverige. Det berodde främst på större energianvändning i transporter men även på att skogsbränslet gick via terminal där sönderdelningen samt hanteringen krävde energi.

I systemen där grot buntades eller hanterades löst (system 2a, 2b, 3a, 3b) dominerande transportprocessen primärenergianvändningen, ca 50-70% användes i transporter. I stubbränslesystemen dominerar energianvändningen av brytningen, 40 %, medan transporter av stubbar står för ca 25-30 % av energianvändningen.



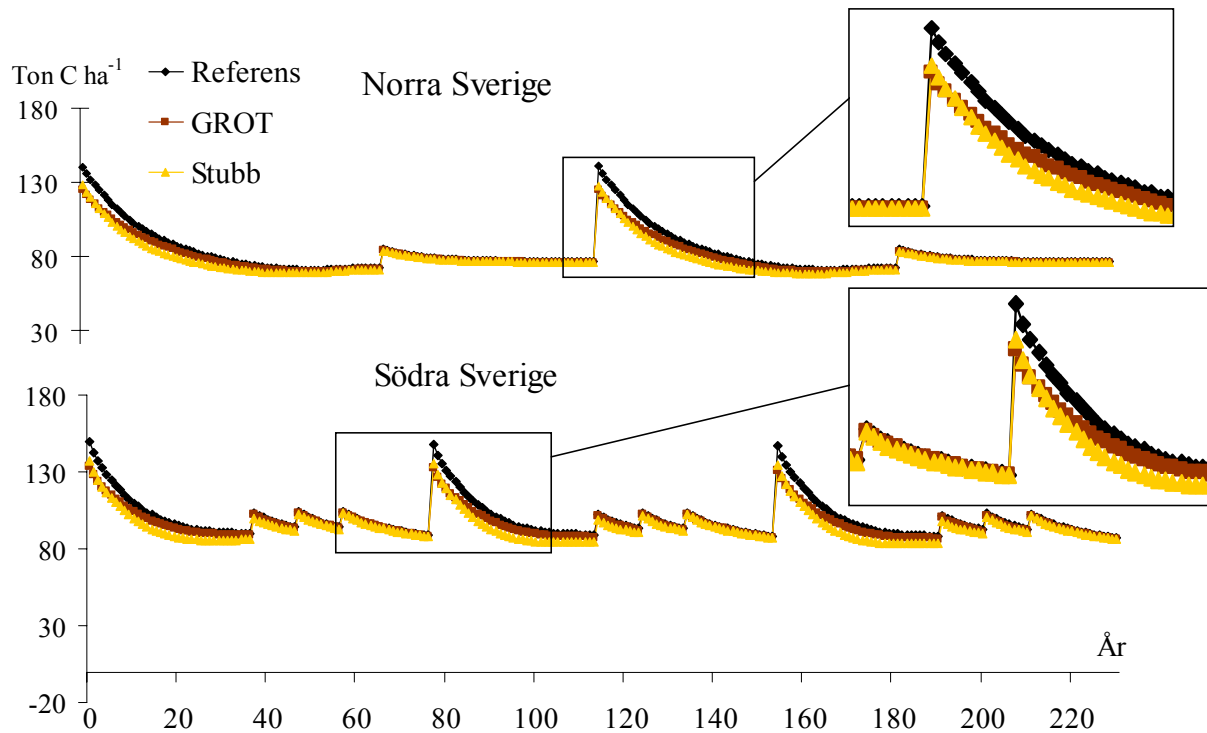
Figur 2. Primärenergianvändningen under skörd till och med transport av skogsbränsle.

Minskad inlagring i markkol som resultat av skogsbränsleskörd

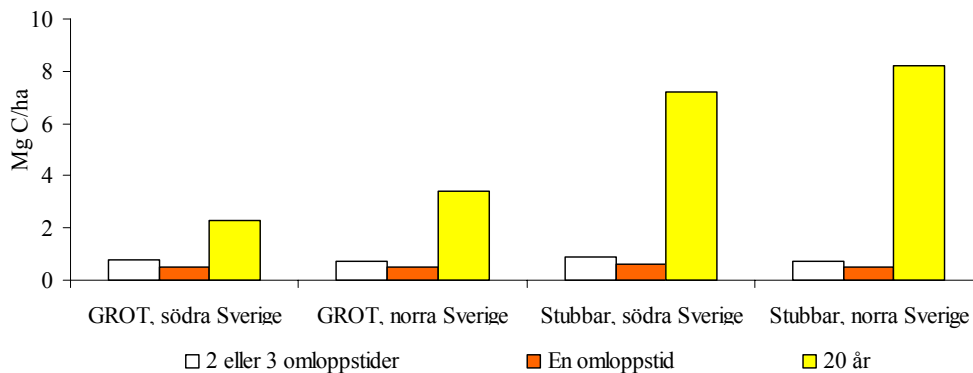
I figur 3 visas dynamiken för förna och markkol under hela tidsperioden, d.v.s. två eller tre omloppstider. I början av varje omloppstid, d.v.s. direkt efter slutavverkning, medför skörd grot och stubbar en större skillnad i markkol än i slutet av omloppstiden jämfört med referensen på grund av den minskade inlagringen av grot och stubbiomassa. I slutet av omloppstiden är skillnaden jämfört med referensen mindre eftersom då har en stor del av groten och stubbarna hunnit brytas ned. I figur 4 redovisas minskning i markkol p.g.a. skörd av skogsbränsle som lagerförändring mellan olika tidsperioder och i figur 5 redovisas minskning i markkol som skillnad i medelkolslager under olika tidsperioder. Skillnaden mellan de båda beräkningssätten är störst för de långa tidsperioderna där beräkningssättet medelkolslagerförändring ger 2,5-7 gånger högre värde.

Storleken på den minskade inlagringen i markkol per hektar beror av beräkningsmetodik, tidsperspektiv, skördeintensitet, geografisk område och skördad resurs, d.v.s. stubbar eller grot. I ett kort 20 års perspektiv blir skillnaden i markkolslager större i norra Sverige än i södra Sverige i jämförelse med referensen eftersom nedbrytningen där är långsammare. Eftersom stubbar bryts ner långsammare ger de större minskning i markkol än grot i ett kort tidsperspektiv men i ett längre tidsperspektiv har nedbrytningen i stubbarna gått lika långt som grot. Förklaring till att en omloppstid ger mindre minskning i markkols än 2-3

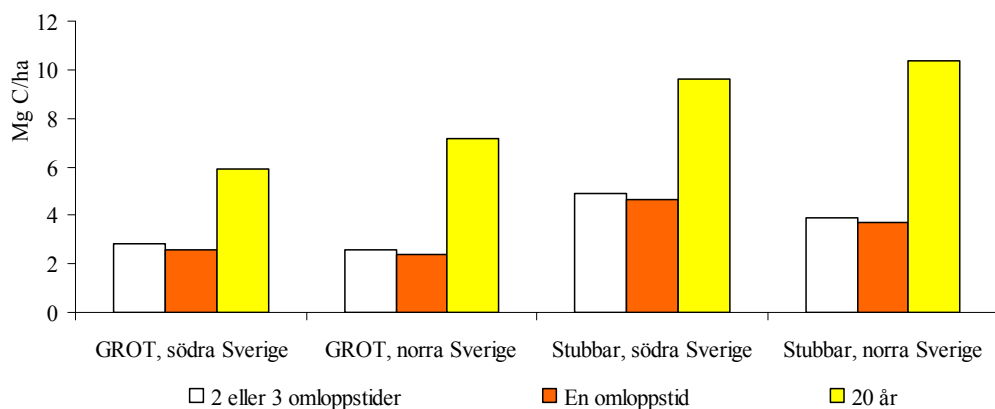
omloppstider i figur 4 och 5 är att skörden jämförs med en referens där en del av materialet blir kvar som en svårnedbrytbar rest. Den kvarvarande mängden av det kol som fanns i materialet från början var i slutet av hela tidsperioden 1 % för grot och 1,5 % för stubbar. Minskningen i kolmängd i figur 4 och 5 kan jämföras med mängden skördad biomassa som motsvarar ca 13,5 ton C per ha för grot och 12,3-13 ton C per ha för stubbar.



Figur 3. Dynamiken för kol i förna och mark under hela tidsperioden.



Figur 4. Minskning i markol som lagerförändring mellan två tidpunkter vid skörd av skogsbränsle.

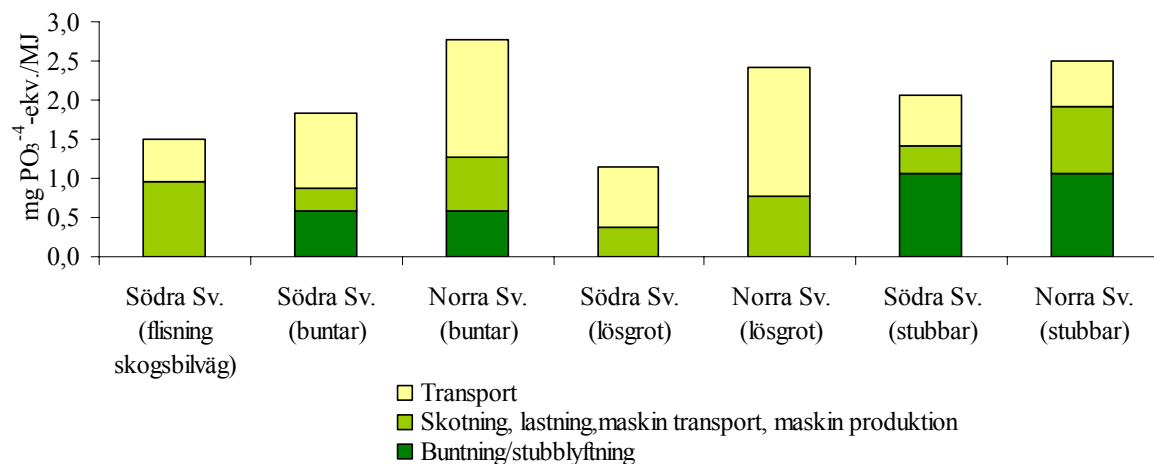


Figur 5. Minskning av markkol som skillnad medelkolförråd mellan två tidpunkter vid skörd av skogsbränsle.

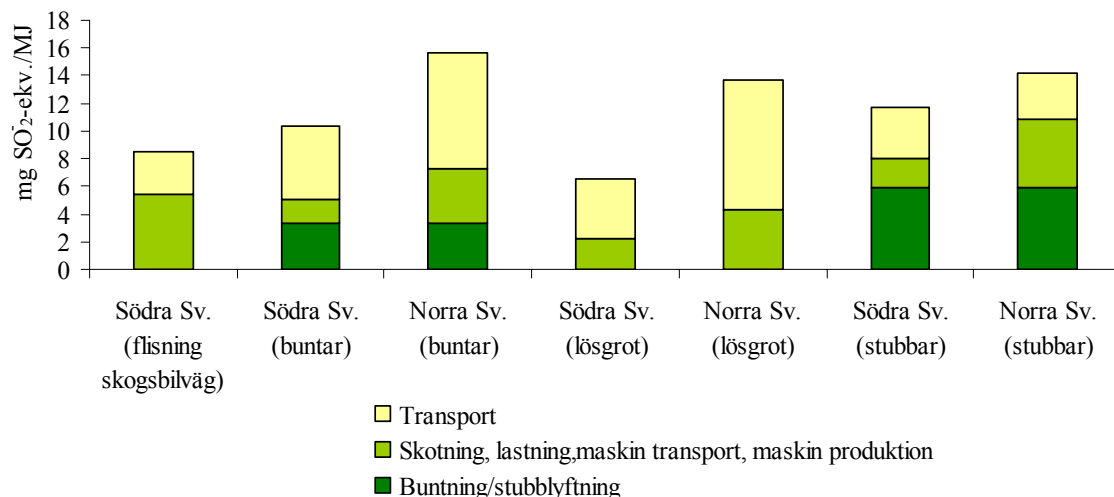
Miljöpåverkansbedömning

Utsläpp av övergödande och försurande emissioner

I graf 6 och 7 visas de olika skogsbränslesystemens potentiella påverkan på övergödning (1,2-2,8 mg PO_3^{-4} /MJ flis) och försurning (6,6-16 mg SO_2^{-} /MJ flis). I systemen ingår inte utlakning av övergödande ämnen. Systemen i norra Sverige medför större påverkan än systemen i södra Sverige. Utsläpp från transporter dominerar i många av systemen men stubbrytning och övriga processer har betydelse i en del system.



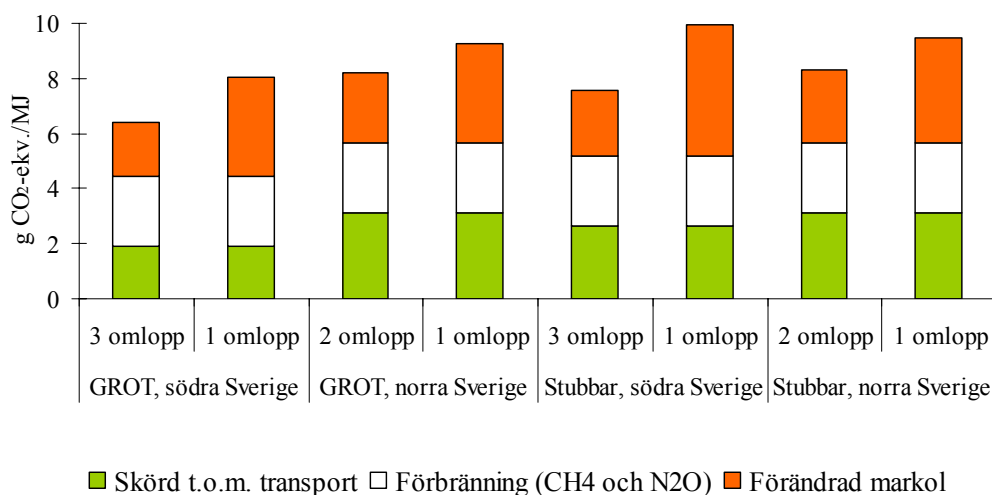
Figur 6. Utsläpp av övergödande emissioner från produktion av skogsbränsle.



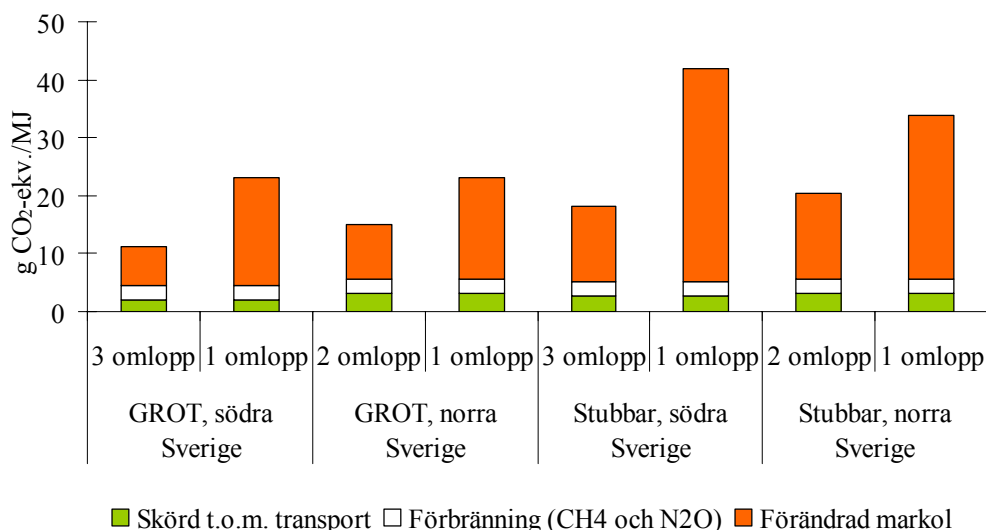
Figur 7. Utsläpp av försurande emissioner från produktion av skogsbränsle.

Växthusgasbalans

I figur 8 och 9 redovisas växthusgasutsläpp från skogsbränslekedjan med de olika sätten att räkna markkol, d.v.s. lagerförändring mellan två tidpunkter (Figur 8), 6-10 g CO₂-ekv/MJ bränsle, samt skillnad i medelkolförråd mellan två tidpunkter (Figur 9), 11-42 g CO₂-ekv/MJ bränsle. Om beräkningssättet medelkolförråd används ger det upp till tre gånger högre växthusgasutsläpp från skogsbränslekedjan jämfört med det andra beräkningssättet, lagerförändring. Växthusgasutsläpp relaterade till energianvändningen var ca 3 g CO₂-ekv/MJ stubbflis och 1,5-3,5 g CO₂-ekv/MJ grotflis.



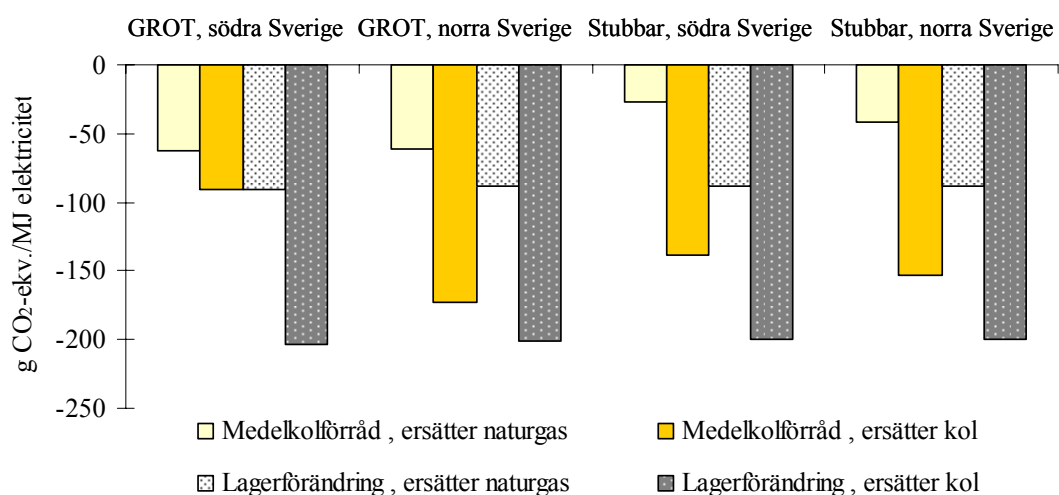
Figur 8. Utsläpp av växthusgaser per MJ bränsle med markkol beräknad som lagerförändring beräknat för olika långa perioder.



Figur 9. Utsläpp av växthusgaser per MJ bränsle med markkol beräknad som skillnad i medelkolförråd beräknat för olika långa perioder.

Skogsbränslens klimatnytta

Om det antas att skogsbränslen används i kraftvärmeverk ger den elektricitet som genereras upphov till växthusgaser som är mellan 20-80 g CO₂-ekv. per MJ elektricitet för beräkningssättet medelkolförråd och för beräkningssättet lagerförändring, 11-18 g CO₂-ekv. per MJ elektricitet. Den elektriciteten som produceras antas ersätta motsvarande elektricitet från kol eller naturgas. Det ger då minskade utsläpp av växthusgaser från elektricitet generering, d.v.s. klimatnytta. I figur 10 visas klimatnyttan från grot och stubbar för de båda beräkningssätten för markkol, skillnad i medelkolförråd samt lagerförändring mellan två tidpunkter, och med tidsperspektiv en omloppstid. Generellt för de båda beräkningssätten är att substitution av kolkraft ger större klimatnytta än substitution av naturgas. Jämförs de båda beräkningssätten ger beräkning baserad på lagerförändring en större klimatnytta än medelkol, ca 90 g CO₂-ekv. per MJ ersatt elektricitet för naturgas och ungefär det dubbla om kol ersätts. Det innebär en minskning av växthusgasutsläpp på ca 85-95%. Om beräkningssättet medelkol används är klimatnyttan mellan 30-60 g CO₂-ekv. per MJ ersatt elektricitet för naturgas och 90-170 g CO₂-ekv. per MJ ersatt elektricitet för kol. Det innebär en minskning av växthusgasutsläpp på ca 25-90%.



Figur 10. Reducerad mängd växthusgaser per MJ elektricitet när skogsbränslen ersätter fossil energi med de båda beräkningssätten av markkol, medelkolförråd och lagerförändring samt tidsperspektiv en omloppstid.

Förnybarhetsdirektivets 20-årsperspektiv

Enligt EU:s Förnybarhetsdirektiv ska kollagerförändring till följd av förändrad markanvändning fördelas på maximalt 20 år genom att ta kollagerförändring mellan två tidpunkter. Det ska emellertid förtydligas att direktivet tolkas som att skogsmark som förnygringsavverkas inklusive grotskörd inte medför ändrad markanvändning. Här visas vilken betydelse tidsperspektiv och fördelningssätt har på skogsbränslen klimatnytta om förändring i markkollager ska ingå i växthusgasbalansen. I praktiken skulle kollagerförändringen kunna fördelas på två sätt i ett 20-årsperspektiv:

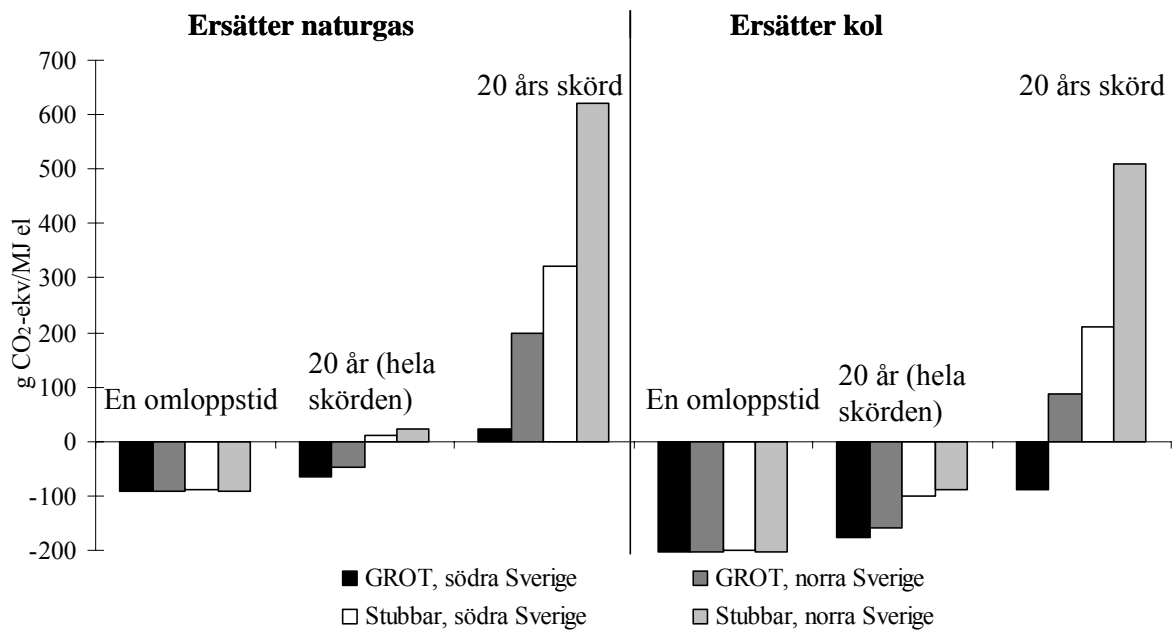
1. på hela skörden under en omloppstid eller
2. på produktiviteten per hektar och år (d.v.s. endast den skörd som skulle kunna produceras under 20 år vilket överrensstämmer med bokstavlig tolkning av Förnybarhetsdirektivet).

Om utsläppen fördelas på hela skörden blir resultatet 39-130 g CO₂-ekv/MJ el eller om utsläppen fördelas på produktivitet per hektar och år blir resultatet 130-728 g CO₂-ekv/MJ el, figur 11.

Som tidigare visats kan skogsbränslen ge stor klimatnytta i långa tidsperspektiv. I ett 20-årsperspektiv är klimatnyttan mindre eftersom förnygringsavverkningen medför stora mängder skörderester i form av grot och stubbar som inte helt har hunnit brutits ned efter 20 år. Därför beror klimatnyttan på hur kollagerförändringen fördelas på skörden. Om växthusgaserna fördelas på hela skörden reducerar skogsbränslen växthusgasutsläppen med 40-80%. Detta gäller inte om stubbar ersätter naturgas då ingen reduktion av växthusgaser sker. Om växthusgaserna fördelas på produktivitet per hektar och år är det endast grot från södra Sverige som substituerar kol som leder till minskade växthusgasutsläpp. De övriga sortimenten (grot norra Sverige och stubbar norra och södra Sverige) medför större utsläpp av växthusgaser än el genererad från naturgas och kol.

Vilket sätt som kollagerförändringen fördelas beror på perspektiv, om man anser att upptaget av kol i biomassa skett före eller efter förbränning. Fysiskt sett har upptaget skett när förbränning sker men rent teoretiskt krävs det ett x antal år för skogsbränslet att växa. Det är emellertid viktigt att notera att en viktig skillnad mellan skogsbränslen och fossila bränslen är

att fossila bränslen medför att fossilt kol släpps ut i atmosfären medan skogsbränslen tidigare lägger utsläpp som ändå skulle ske förr eller senare.

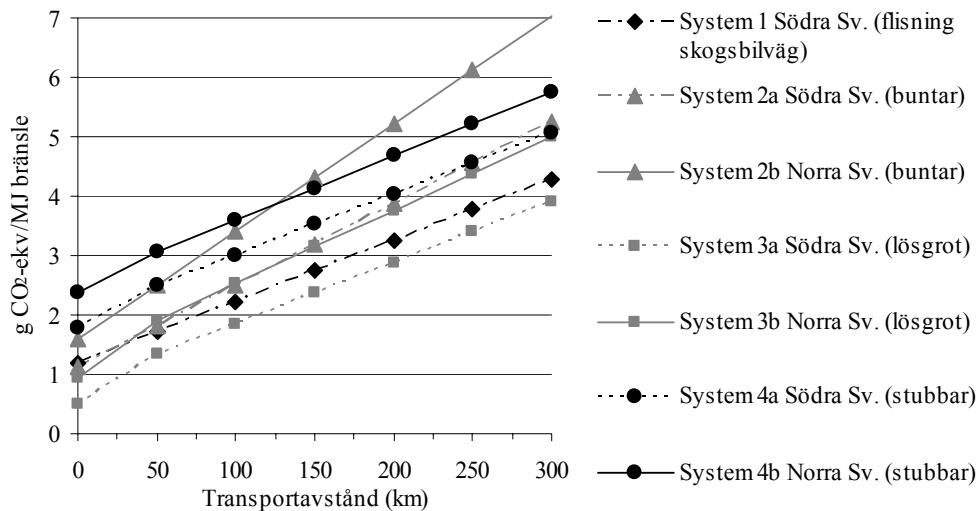


Figur 11. Klimatnytta när skogsbränslen ersätter elektricitet från kol eller naturgas vid olika tidsperspektiv och fördelningsmetoder. Negativa värden betyder minskade utsläpp av växthusgaser och positiva värden ökade utsläpp i jämförelse med fossil energikälla. Markkol är beräknat som lagerförändring mellan två tidpunkter.

Scenarioanalys

Transportsträckans betydelse för resultatet analyserades i en scenarioanalys. Det antogs att transporter av flis och buntar (system 1, 2a och 2b) gick direkt till energiverk. System med lösgrot (system 3a, 3b) och stubbar (system 4a, 4b) antogs gå via en terminal förutom om transportsträckan var 50 km då transporter antogs gå direkt till energiverk. På terminal antogs att materialet sönderdelas. Avståndet från skogen till terminal antogs vara 50 km. Transportparametrar var samma som i tabell 11 och tabell 12. I analysen ingick endast växthusgasutsläpp relaterat till energianvändningen, d.v.s. växthusgaser relaterat till markkol ingår inte i scenarioanalysen.

Utsläppen av växthusgaser ökade mellan 90 % och ca 200 % när transportsträckan varierade mellan 50 km och 300 km, figur 12. Känsligast för längre transportavstånd var buntsystemet i norra Sverige (system 2b), följt av buntsystemet i södra Sverige (system 2a) och lösgrotsystemet i norra Sverige (system 3b).



Figur 12. Scenarioanalys av transportavståndets betydelse för växthusgasutsläppen.

Känslighetsanalys

I en känslighetsanalys undersöktes hur känslig resultaten för växthusgasutsläpp per MJ elektricitet var för förändringar i valda indata med +/-20 %. De indata som undersöktes var verkningsgrad vid generering av elektricitet, allokering mellan värme och elektricitet, skördenivå, fukthalt och förbränningsemissioner. Resultatet från känslighetsanalysen visar att känsligast var resultatet för variation i verkningsgrad (-17 % och +25%) och allokering (+/-20 %). Därefter kom skördenivå och förbränningsemissioner. Minst känsligt var resultatet för förändring i fukthalt (max ändring 5 %).

DISKUSSION

Studien visar att insatsenergin för skörd och transport av skogsbränsle är endast 2-5 % av energin i det bränsle som levereras vilket är lågt i jämförelse med fossila bränslen. Vidare kan konstateras att betydelsefulla faktorer för skogsbränslets klimatprestanda är hur skörd av skogsbränslen påverkar markens kollager samt vilket tidsperspektiv (kort- eller långsiktigt) och slutanvändningsalternativ som antas (dess verkningsgrad och tillämpad fördelningsmetod av miljöbelastning).

Skogsbränslets växthusgasbalans och klimatnytta

En ökad skörd från skogen leder sannolikt till en minskad inlagring av kol i marken. Det ska emellertid understrykas att förbehållet ett uthålligt skogsbruk, kommer klimatnyttan då skogsbränslen ersätter fossilenergi i de flesta fall överträffa denna minskning i kollager. Våra resultat visar att beräkningssätt, områdets produktivitet, skördeintensitet, tidsperspektiv och typ av skogsbränsle spelar roll när påverkan på markens kollager ska uppskattas. När klimatnyttan från användningen av skogsbränslen ska beräknas påverkar även effektiviteten i användningen (verkningsgrad), allokeringssätt mellan värme och elektricitet och vilken energisort som ersätts. Vid all jämförelse av skogsbränslen med fossila bränslen ska det noteras att medan fossila bränslen medför att fossilt kol släpps ut i atmosfären innebär skogsbränslen en tidigareläggning av utsläpp som ändå skulle ske förr eller senare.

I studien valdes en alternativ allokeringssätt för att fördela miljöbelastning mellan el och värme eftersom den förordas inom miljövarudeklarationer för elektricitet och värme. Det är möjligt att fördela miljöbelastningen mellan el och värme genom andra allokeringssätt t.ex. baserat på ekonomisk värde, energi eller exergiinnehåll alternativt systemutvidgning. Systemutvidgning skulle innebära att ett alternativt system för värmeproduktion antas. Detta alternativa system för värmeproduktion skulle sedan subtraheras från biobränslesystemet och det resulterande systemet skulle motsvara biobränsleens växthusgasutsläpp. Vi valde att inte göra systemutvidgning eftersom det medför ett antal osäkerheter bl.a. vad gäller bränsle, storlek på anläggning och växthusgasutsläpp. En sådan utvidgning av arbetet skulle dock vara fullt rimlig.

Klimatnyttan från skogsbränslen varierar med tiden eftersom mängden markkol i ett bestånd varierar under omloppstiden p.g.a. den initialt stora mängden av skörderester efter gallring och föryngringsavverkning. En stor del av skörderesterna bryts snabbt ned. Genom skörd av skogsbränslen minskar således inlagringen av kol i skogsmarken. I ett kort tidsperspektiv är denna minskning i markkol betydande medan den i ett långt tidsperspektiv är liten i förhållande till mängden skördad biomassa. Skogsbränslen i form av grot leder i längre tidsperspektiv till betydligt reducerade utsläpp av växthusgaser (klimatnytta) när de ersätter fossil energi. För stubbar är den inledande nedbrytningen långsammare än grot vilket gör att den minskade inlagringen i markkol får större betydelse i det korta tidsperspektivet för stubbar än för grot.

Enligt våra resultat beror även klimatnyttan av beräkningssätt samt på vilken skörd växthusgasutsläppen fördelas. Enligt våra beräkningar blir klimatnyttan relativt stor i ett 20 års perspektiv om växthusgasutsläppen får fördelas på hela skörden under en omloppstid av skogsbränslen men leder till negativ klimatnytta om utsläppen av växthusgaser fördelas på det som producerats under 20 år (d.v.s. på produktion per hektar och år). Att skogsbränslets klimatnytta i korta tidsperspektiv kan vara begränsad har konstaterats tidigare av bland annat Schlamadinger & Marland (1996).

Det är troligt att kontinuerligt skogsbruk inte kommer att räknas som ändrad markanvändning enligt EU:s Förnybarhetsdirektivet. Det betyder att kollagerförändringar i mark inte behöver

inkluderas i växthusgasberäkningar för skogsbränslen enligt EU:s direktiv. Ur ett vetenskapligt och samhällligt intresse är det emellertid intressant att kunna jämföra olika energislags klimatprestanda för att kunna prioritera mellan olika bränslen utifrån ett naturvetenskapligt perspektiv.

Förklaringen till den större skillnaden i markkol jämfört med referensscenariot i norra Sverige än i södra Sverige i ett 20 års perspektiv är att nedbrytningen sker långsammare i norra Sverige. Minskningen av markkol var större för stubbar än grot i ett 20 års perspektiv och förklaringen är att nedbrytningen initialt är långsammare för stubbar än för grot. I de längre tidsperspektiven har nedbrytningen av stubbmaterialet kommit ungefär lika långt som groten. Grotsystem i södra Sverige medför lägre utsläpp av växthusgaser per MJ bränsle än system i norra Sverige i de längre tidsperspektiven. Det förklaras av både mindre minskning i markkol per MJ bränsle p.g.a. att minskningen fördelas på högre skörd (under totala tidsperioden) samt lägre utsläpp från fossil energi under skörd och transport av skogsbränsle. I tidsperspektivet en omloppstid är minskningen i markkol per MJ bränsle för stubbar högre i södra Sverige än i norra vilket förklaras av kortare tid för nedbrytning i södra Sverige. Den större skillnaden i markkolminskning mellan totala tidsperioden (två eller tre omloppstider) och en omloppstid förklaras av större skörd i södra Sverige (tre skördar).

Våra resultat överrensstämmer väl med andra studier när markkol beräknats som medellagerförändring över en tidsperiod, t.ex. Kujanpää *m.fl.* (2010) och Wihersaari (2005). Eriksson *m.fl.* (2007) beräknade förändringen av medelkol under tidsperioden 279 år vid skörd av skogsbränslen till 0,05 ton C/ha och år (d.v.s. 14 ton/ha) vilket är högre än i våra resultat men troligtvis inkluderas skörd av både stubbar och grot i den siffran.

Förändring i markkol är en långsam process som är svår att mäta (Conen *m.fl.*, 2004; Wihersaari, 2005; Schils *m.fl.*, 2008). Markkol måste ändå ingå i växthusgasbalanser för skogsbränslen eftersom det har visats att det är en av de mest betydelsefulla processerna. Som våra resultat visar är valet av tidsperiod en av de mest betydelsefulla faktorerna i vid beräkning av växthusgasbalans på skogsbränslen. Livscykelanalysmetoden är en statisk metod och resultatet från en LCA är aggregerade utsläpp av växthusgaser från olika processer som är utspridda i både tid och rum. Den metod som används för att karaktärisera växthusgaser, Global warming potentials (GWP), ger alla emissioner samma värde oberoende när i tiden de sker. En mer dynamisk analys vore bättre där både vilket mål som ska uppnås, kortsiktig eller långsiktig samt tidpunkten för utsläppen vägs in. Alternativ till GWP är t.ex. en dynamisk analys av koncentrationen av växthusgaser i atmosfären eller radioactive forcing. Andra möjligheter är att använda en metod längre ner i orsak-effekt kedjan (cause-effect chain) som t.ex. total temperaturhöjning. För att öka möjligheten till att jämföra olika studier på biobränslen krävs transparens vid val av tidsperspektiv och i det långa loppet krävs ett standardiserat sätt att behandla tid i växthusgasbalanser av biobränslen.

Minskningen i markkol p.g.a. skörd av stubbar är sannolikt större än i våra resultat eftersom vi inte har inkluderat nedbrytningen av markkol som kan orsakas av omrörningen vid stubblyftning. Det utreds för närvarande i SLU:s TEMA-forskningsprogram ”Stubbskörd och miljöeffekter”. Omrörningen vid stubblyftning skulle kunna ge liknande effekt som markberedning. Markberedning blottar mineraljorden genom omblandning med skogsmarksförnan (Jandl *m.fl.*, 2007). Denna omblandning leder till förändrat mikroklimat och ökad frigörning av kol och andra näringsämnen (Johansson, 1994; Schmidt *m.fl.*, 1996, Mallik & Hu, 1997). Det kan stimulera ökad nedbrytning vilket kan påverka växtnärbalansen och den långsiktiga produktionsförmågan. Det är även möjligt att tillväxten kan gynnas i det nya beståndet och resultera i att inlagringen av kol kan balansera den frigjorda kolmängden vid stubblyftning (Freeman *m.fl.*, 2005, Jandl *m.fl.*, 2007).

Tillväxten kan gynnas av den ökade frigörningen av växtnäringsämnen i samband med markberedning eller stubblyftning (Jandl m.fl., 2007) samt minskad konkurrens från annan växtlighet (Nilsson & Örlander 1999; Mattsson & Bergsten 2003). Det finns emellertid en risk för markkompaktering vid stubbskörd vilket kan påverka rottillväxten negativt och därmed skogstillväxten (Page-Dumroese mfl. 1997). Det är således viktigt att klargöra den effekt stubbskörd kan ha på växtnäringsämnen och på organiskt material i marken. En möjlighet kan vara att använda en mer skonsam skördeteknik.

Skogstillväxten kan påverkas av skogsbränsleskörd p.g.a. ökad export av näringsämnen från skogen vilket kan påverka den långsiktiga produktionsförmågan (Jacobson *m.fl.*, 2000). Näringsämnesförlusten kan motverkas genom gödsling eller askåterföring. Den senare har visats sig inte påverka skogsbränslets växthusgasbalans, medan användningen av mineralgödselkväve har visats vara en betydelsefull process i växthusgasbalansen för skogsbränslet (Börjesson, 2000; Wihersaari, 2005). Det är lustgas som uppstår under produktion av mineralgödselkväve och i fält som är av betydelse. LCA-analyser som inkluderar lustgas använder oftast IPCC:s emissionsfaktorer (IPCC, 2006). I den här studien inkluderades inte lustgas av två orsaker, skogsgödsling ingick inte i studien och att det är väldigt stora osäkerhetsintervall i lustgasavgång från mark. En kortare hyggesvila kan kompensera för en minskad skogstillväxt (Egnell *m.fl.*, 1998) vilket antogs i den här studien.

Energianvändning

Resultaten visar att variationen i energianvändning mellan systemen beror av det aktuella systemets utformning, geografiskt läge samt vilken skogsresurs som används (stubbar respektive grot). Grotbränslesystem i norra Sverige krävde mer extern energi jämfört med system i södra Sverige. Det berodde främst på längre transportavstånd, färskare material (dvs. högre fukthalt), lägre fyllnadsgrad³ i transport samt på en högre energianvändning i dieseldriven kross vid sönderdelning av skogsbränslet. Systemen med stubbar och buntad grot i både norra och södra Sverige samt lösgrot i norra Sverige krävde mer energi i jämförelse med grotsystemen i södra Sverige där grotten antingen transporterades löst eller flisades vid skogsbilväg. En anledning kan vara att både för buntad grot och stubbar baseras resultaten på data från system som är under utveckling. Systemen för skörd och transport av grot som flisas vid skogsbilväg och lösgrot i södra Sverige är mer mogna och därmed mer optimerade. I norra Sverige är även erfarenheten av grotskörd mindre än i södra Sverige.

Eftersom efterfrågan på energimarknaden varierar under året är flexibilitet viktigt när det gäller skogsbränslesystem. Det dominerande skogsbränslesystemet i södra Sverige, flisning vid skogsbilväg, är ett system där varje maskin i transportkedjan är beroende av nästa, vilket gör systemet sårbart. Andra tekniska lösningar kan behövas för att få systemet flexibelt och mindre sårbart. Terminaler ökar flexibiliteten eftersom skogsbränslet kan lagras där och på så sätt garanteras leveranser när efterfrågan är hög och/eller trafikproblem uppstår t.ex. vid tjällossning (Johansson *m.fl.*, 2006). Terminaler skulle även kunna öka kvaliteten på skogsbränslet eftersom det finns större möjligheter att kontrollera lagringen än vid lagring i skogen (Johansson *m.fl.*, 2006). En nackdel är att terminaler kan öka transportavstånden och energianvändningen i hanteringen (Johansson *m.fl.*, 2006). Det kan vara en förklaring till att skogsbränslesystemen i norra Sverige krävde mer extern energi än i södra Sverige (Lindholm m.fl., 2010).

Både Hakkila (2004) och Johansson m.fl. (2006) hävdar att transportavstånden mellan skogen och terminal bör var så korta som möjligt för att öka lönsamheten. Om terminaler läggs i anslutning till järnvägsterminaler är det emellertid möjligt med längre transportavstånd med

³ Fyllnadsgrad är det genomsnittliga lastutnyttjandet under transport tur och retur.

liten energiinsats och liten miljöpåverkan (Lindholm & Berg, 2005). Dessutom visar scenarioanalysen att vägtransportavstånd har stor inverkan på de fossilbaserade växthusgasutsläppen.

Buntning av grot utvecklades på 1980-talet och rönste nytt intresse på 1990-talet. Syftet var att använda vanliga timmerbilar för att transportera grotbuntar (Glöde, 2000). Systemet har inte fått någon bred tillämpning i praktiken i Sverige eftersom systemet har haft flaskhalsar som gjort att det inte har fungerat i alla delar och därför inte blivit lönsamt. Det saknades bland annat krossar stora nog för att klara av att sönderdela buntarna. Sådana anläggningar för sönderdelning kräver stora kvantiteter för att vara lönsamma. En anledning till den något högre insatsenergin i buntsystemen som vår studie visar är att systemets fördelar inte utnyttjas fullt ut. Det var särskilt tydligt i norra Sverige där effektiviteten i vägtransporterna var dålig eftersom fyllnadsgraden var låg och buntarna transporterades en kort sträcka till terminal för att sönderdelas. Eftersom transport av skogsbränsle dominerar energianvändningen i många system kommer bra kontroll över transportlogistik bli allt mer betydelsefull i framtiden. Fördelen med buntsystem är att lagring och torkning kan ske på olika platser vilket gör buntsystem flexibla och mindre sårbara. Det har även kommit förslag på att integrera grot- och gagnvirke-systemen i skörd, skotning och transport (Glöde, 2000). Resultat från en finsk studie ger stöd för att produktiviteten vid buntning i skogen skulle kunna höjas genom bättre insamling av grot (grottdensitet och upplägg av högar), ökad produktivitet i buntningsmaskinen, större buntar och mer erfarna maskinförare (Kärhä & Variamäki, 2006).

Tekniken som används i stubblyftning är från 1970-talet då mekaniseringen av skogsbruket var i ett tidigt skede och någon avgörande utveckling har inte skett sedan dess. Det kan vara en förklaring till att stubblyftningen är den process som dominerar energianvändningen i stubbränslesystemet. Generellt kan alltså konstateras att det finns förbättringspotential i både stubbränsle systemen och i systemen med buntning av grot.

Andra värden

Skörd av skogsbränsle kan påverka andra faktorer än de behandlade i denna rapport, exempelvis på biologisk mångfald eller skogens upplevelsevärde. Stubbskörd medför bl.a. att mer grov död ved förs ut från skogen vilket kan ha negativ effekt på den biologiska mångfalden i skogen (Anon., 2006; Egnell m.fl., 2008). Denna studie behandlar inte sådana effekter och innan en storskalig skörd av stubbar sker måste en helhetsbedömning ske där samtliga effekter inkluderas.

Systemgränsen i föreliggande studie utesluter skogsbruksåtgärder före skörd av grot och stubbar då dessa ses som en restprodukt från skogsbruket. Det sker emellertid en strukturell förändring inom skogssektorn där produktionen av skogsenergi får en allt större betydelse (UNECE/FAO, 2009). Det skulle betyda att även skogsbruket inkluderas i systemgränsen och resultatet från energianvändningen och miljöpåverkan får allokeras mellan de olika produkterna från skogen. Allokeringen kan ske efter produkternas relation vad avser ekonomiskt värde, fysik mängd etc.

SLUTSATSER OCH REKOMMENDATIONER

Arbetet visar att effekterna av grot- och stubbskörd är fördelaktiga jämfört med fossilbaserade alternativ när det gäller insatsenergi och utsläpp av klimatgaser på lång sikt. Insatsenergi är mycket liten och säkerställd medan de långsiktiga climateffekterna är något osäkra som ett resultat av brist på kunskap när det gäller bland annat effekter av omrörning i skogsmarken vid stubblyftning.

Studien indikerar alltså att skörd av grot i studerade systemtyper bör tillämpas om hänsyn tas till enbart insatsenergi och växthusgaseffekter. För att kunna värdera resultatet efter skörd av stubbar krävs mer kunskap om vilken betydelse omrörning av marken vid skörden har för stubbars växthusgasprestanda. Studien behandlar inte andra effekter, exempelvis på biologisk mångfald eller skogens upplevelsevärde. Vid en samlad bedömning av om/var/hur grot- och stubbskörd bör tillämpas måste en helhetsbedömning ske där samtliga effekter inkluderas.

Vår studie visar att betydelsefulla faktorer för skogsbränslens växthusgasbalans är hur skörd av skogsbränsle påverkar markens organiska material och vilket tidsperspektiv (kort- eller långsiktigt) som utvärderas. Utöver det är skogsbränslens klimatnytta beroende av effektiviteten i slutanvändningen, fördelning av miljöbelastning när flera produkter genereras och vilket energislag som skogsbränslen antas ersätta. Andra faktorer som tidigare studier visat vara av vikt för biobränslens växthusgasbalans är kvävegödsling, mängden fossil energi som krävs under produktion, transport och förädling samt skördeintensitet per hektar.

Våra resultat visar på att skörde- och transportsystemen för skogsbränsle i södra Sverige är effektivare än i norra Sverige, där det finns en förbättringspotential i ett bättre utnyttjande av transportlogistik. Betydelsefullt för skogsbränslekedjor är flexibilitet eftersom efterfrågan på energimarknaden varierar under året. Bruket av terminaler ger ökad flexibilitet, vilket även buntning av grot kan göra.

REFERENSER

- Anon. (1984a). Gallringsmallar, södra Sverige. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Anon. (1984b). Gallringsmallar, norra Sverige. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Anon. (1998). Energifakta. Information från Svensk energiförsörjning, Stockholm.
- Anon. (2006). Miljöeffekter av skogsbränsleuttag och askåterföring i Sverige - En syntes av Energimyndighetens forskningsprogram 1997 till 2004. ER2006:44. Energimyndigheten.
- Anon. (2007a). Well-to-Wheels analysis of future automotive fuels and powertrains in the European context: Well-to-Tank Report, Version 2c, March 2007. Concawe, Eucar & European Commission Directorate-General Joint Research Centre.
- Anon. (2007b). Energy performance contracting: en modell för minskad energianvändning och miljöpåverkan Sverige. ER 2007:35. Eskilstuna, Sweden: Energimyndigheten & Naturvårdsverket.
- Anon. (2007c). Product category rules (PCR) - For preparing an Environmental Product Declaration (EPD) for Electricity, Steam, and Hot and Cold Water Generation and Distribution. PCR CPC 17 Version 1.1 (2007-10-31): The International EPD Consortium. [online]. Webblänk: <http://www.environdec.com/pcr/pcr0708e.pdf> [Hämtad 11 Nov 2009].
- Anon. (2008a). Skogsstatistisk årsbok 2008. Skogsstyrelsen, Jönköping
- Anon. (2008b). Ett energieffektivare Sverige, bilaga 4. SOU 2008:25. Sveriges regering.
- Anon. (2008c). 2008 Sustainability Report of the World Steel Industry. Worldsteel Association [online]. Webblänk: http://www.worldsteel.org/pictures/publicationfiles/200820Sustainability20Report_spr_eads.pdf. [Hämtad 11 Dec 2008].
- Anon. (2009a). Greenhouse gas inventories (UN)_delivery 2009, Appendix 19 Thermal values and Emission factors [online]. Webblänk: http://cdr.eionet.europa.eu/se/un/colqlvbpw/envsdnleq/Appendix_19_Thermal_values_and_Emission_factors_energy_UNFCCC.xls [Hämtad 19 Oktober 2009].
- Anon. (2009b). Stubbskörd - kunskapssammanställning och Skogsstyrelsens rekommendationer. Meddelande 2009:4. Skogsstyrelsen. Jönköping.
- Athanassiadis, D., Lidestav, G. & Nordfjell, T. (2002). Energy use and emissions due to the manufacture of a forwarder. Resources, Conservation and Recycling 34(3), 149-160.
- Audsley (Editor). (2003). Harmonisation of environmental life cycle assessment for agriculture. Final Report Concerted Action AIR3-CT94-2028, Community Research and Technological Development Programme in the field of "Agriculture and Agro-Industry, including Fisheries" AIR 3. European commission DG VI Agriculture.
- Baumann, H. & Tillman, A.-M. (2004). The Hitch Hiker's Guide to LCA. An Orientation in Life Cycle Assessment Methodology and Application. Studentlitteratur, Lund.
- Berg, S. & Lindholm, E.L. (2005). Energy use and environmental impacts of forest operations in Sweden. Journal of Cleaner Production 13(1), 33-42.
- Berggren, D., Bergkvist, B., Johansson, M.-B., Langvall, O., Majdi, H., Melkerud, P.-A., Nilsson, Å., Weslien, P. & Olsson, M. (2004). A description of LUSTRA's common

- field sites. Rapport 87. Rapporter i skogsekologi och skoglig marklära. Institutionen för skoglig marklära, SLU, Uppsala.
- Berggren Kleja, D., Svensson, M., Majdi, H., Jansson, P.-E., Langvall, O., Bergkvist, B., Johansson, M.-B., Weslien, Truus, L., A, L. & G, Å. (2008). Pools and fluxes of carbon in three Norway spruce ecosystems along a climatic gradient in Sweden *Biogeochemistry* 89(1), 7-25.
- Bergsma, G., Vroonhof, J. & Dornburg, V. (2006). The greenhouse gas calculation methodology for biomass-based electricity, heat and fuels - The view of the Cramer Commission. Project Group "Sustainable Production of Biomass". Report from Working Group CO2 Methodology. Creative Energy, CE Delft.
- Borjesson, P. (1996). Energy analysis of biomass production and transportation. *Biomass and Bioenergy* 11(4), 305-318.
- Borjesson, P. (2000). Economic valuation of the environmental impact of logging residue recovery and nutrient compensation. *Biomass and Bioenergy* 19(3), 137-152.
- Brunberg, T., Granlund, P. & Nordén, B. (2004). Bränslemätningar på skotare och skördare Arbetsrapport nr 583. Skogforsk. Uppsala, Sverige.
- Cherubini, F., Bird, N.D., Cowie, A., Jungmeier, G., Schlamadinger, B. & Woess-Gallasch, S. (2009). Energy- and greenhouse gas-based LCA of biofuel and bioenergy systems: Key issues, ranges and recommendations. *Resources, Conservation and Recycling* 53(8), 434-447.
- Conen, F., Zerva, A., Arrouays, D., Jolivet, C., Jarvis, P.G., J, G. & Mencuccini, M. (2004). The carbon balance of forest soils: detectability of changes in soil carbon stocks in temperate and Boreal forests In: Griffiths, H., et al. (Eds.) *The Carbon Balance of Forest Biomes*. Southampton, UK: Garland Science/BIOS Scientific Publisher.9.
- Cowie, A. (2010). Is bioenergy carbon neutral? An overview of the work of IEA Bioenergy Task 38 on GHG balances of biomass and bioenergy systems. [online]. (IEA Bioenergy Task 38 Management). Webblänk: http://ieabioenergy-task38.org/workshops/brussels2010/Cowie_T38_Brussels.pdf [Hämtad 20 Maj 2010].
- Egnell, G., Dahlberg, A. & Nordfjell, T. (2008). Miljöanalys – stubbskörd 2008-10-19 [online]. Webblänk:: http://www.skogsvardsstyrelsen.se/episerver4/dokument/sks/projekt/stubbskord/MA-huvuddokument-Miljöanalys_stubbskörd.pdf [Hämtad 1 November 2008].
- Egnell, G., Nohrstedt, H.-Ö., Weslien, J., Westling, O. & Örlander, G. (1998). Miljökonsekvensbeskrivning (MKB) av skogsbränsleuttag, asktillförsel och övrig näringskompensation. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Ekö, P.M. (1985). A growth simulator for Swedish forests, based on data from the national forest survey. Uppsala: Department of Silviculture, Rep. No. 16 (dissertation), Swedish University of Agricultural Sciences.
- Ekö, P.M. (1999). Prodmod2. Institutionen för sydsvensk skogsvetenskap, Alnarp, SLU & Skogforsk.
- Eriksson, E., Gillespie A, Gustavsson L, Langvall O, Olsson M, Sathre R & Stendahl J (2007). Integrated carbon analysis of forest management practices and wood substitution. *Canadian Journal of Forest Research* 37(3), 671-681.

- EU (1997). Directive 97/68/EC of the European Parliament and of the Council of 16 December 1997 on the approximation of the laws of the Member States relating to measures against the emission of gaseous and particulate pollutants from internal combustion engines to be installed in non-road mobile machinery. Official journal of the European Union(L 059), 1-86.
- EU (2009). Directive 2009/28/EC of the European Parliament and of the Council of 23 April 2009 on the promotion of the use of energy from renewable sources and amending and subsequently repealing Directives 2001/77/EC and 2003/30/EC. Official journal of the European Union, L 140, 16-62.
- Finnveden, G., Hauschild, M.Z., Ekvall, T., Guinée, J., Heijungs, R., Hellweg, S., Koehler, A., Pennington, D. & Suh, S. (2009). Recent developments in Life Cycle Assessment. *Journal of Environmental Management* 91(1), 1-21.
- Forsberg, M. (2002). Transmit – Driftstatistik och vägstandardens påverkan på bränsleförbrukningen. Arbetsrapport Nr 515. Skogforsk.
- Forster, P., Ramaswamy, V., Artaxo, P., Berntsen, T., Betts, R., Fahey, D.W., Haywood, J., Lean, J., Lowe, D.C., Myhre, G., Nganga, J., Prinn, R., Raga, G., Schulz, M. & Van Dorland, R. (2007). Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing, Chapter 2. In: *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M.Tignor and H.L. Miller (eds.)]. Page 212. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Freeman, M., Morén, A.S., Strömgren, M. & Linder, S. (2005). Climate change impacts on forests in Europe: biological impact mechanisms. In: Kellomäki, S., *et al.* (Eds.) *Management of European forests under changing climatic conditions. Research Notes 163*. Forest Faculty, University of Joensuu, Finland. Sid. 46-115.
- Glöde, D. (2000). Grot- och gagnvirkesskördaren – morgondagens skogsbränslesystem? Resultat nr 9, 2000. Skogforsk.
- Gnansounou, E., Dauriat, A., Villegas, J. & Panichelli, L. (2009). Life cycle assessment of biofuels: Energy and greenhouse gas balances. *Bioresource Technology* 100(21), 4919-4930.
- Hakkila, P. (1989). Utilization of residual forest biomass. Springer-Verlag. Springer Series in Wood Science.
- Hansson, H., Larsson S-E, Nyström O, Olsson F & Ridell B (2007). El från nya anläggningar - 2007. Jämförelse mellan olika tekniker för elgenerering med avseende på kostnader och utvecklingstendenser. Elforsk rapport nr 07:50.
- IPCC (2006). IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Volume 4 Agriculture, Forestry and Other Land Use, Chapter 4 Forest Land. IPCC 2006. Published: IGES, Japan.
- ISO (2006a). ISO 14 040 International Standard. In: *Environmental management - Life Cycle Assessment - Principles and framework (EN ISO 14040:2006)*.: International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland.
- ISO (2006b). ISO 14 044 International Standard, In: *Environmental management - Life Cycle Assessment - Requirements and guidelines*. International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland.

- Jacobson, S., Kukkola, M., Mälkönen, E. & Tveite, B. (2000). Impact of whole-tree harvesting and compensatory fertilization on growth of coniferous thinning stands. *Forest Ecology and Management* 129(1-3), 41-51.
- Jandl, R., Lindner, M., Vesterdal, L., Bauwens, B., Baritz, R., Hagedorn, F., Johnson, D.W., Minkkinen, K. & Byrne, K.A. (2007). How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? *Geoderma* 137(3-4), 253-268.
- Jirjis, R. & Lehtikangas, P. (1993). Bränslekvalitet och substansförluster vid vältlagring av hyggesrester. Rapport 236. Institutionen för virkeslära. SLU, Uppsala.
- Jirjis, R. & Nordén, B. (2005). Bränslekvalitet och arbetsmiljö vid lagring och hantering av grostockar. Rapport 7. Institutionen för bioenergi. SLU, Uppsala.
- Johansson, J., Liss, J.-E., Gullberg, T. & Björheden, R. (2006). Transport and handling of forest energy bundles--advantages and problems. *Biomass and Bioenergy* 30(4), 334-341.
- Johansson, M.-B. (1994). The influence of soil scarification on the turn-over rate of slash needles and nutrient release. *Scandinavian Journal of Forest Research* 9(1), 170 - 179.
- Karha, K. & Vartiama, T. (2006). Productivity and costs of slash bundling in Nordic conditions. *Biomass and Bioenergy* 30(12), 1043-1052.
- Karlsson, J. (2007). Produktivitet vid stubblyftning. Arbetsrapport 168. Institutionen för skoglig resurshushållning, SLU, Umeå.
- Kujanpää, M., Eggers J, Verkerk H, Helin T, Lindner M & H., W. (2010). Carbon balance of forest residue collection and combustion in Southern-Finland. . In: *Proceedings of Proceedings of the 18th European Biomass Conference, Lyon, France. 3.-7.5.2010.* [in press].
- Laasasenaho, J. (1975). Dependence of the amount of harvestable timber upon the stump height and the top-logging diameter. *Folia For.*, 233:1-20.
- Lehtikangas (1991). Avverkningsrester i hyggeshögar - avbarrning och bränslekvalitet. Rapport 223. Institutionen för Virkeslära, SLU, Uppsala.
- Lindgren, M. (2007). A methodology for estimating annual fuel consumption and emissions from non-road mobile machinery - Annual emissions from non-road mobile machinery. Rapport - miljö, teknik och lantbruk 2007:01, Inst för biometri och teknik, SLU, Uppsala.
- Lindholm, E.-L., Berg, S. & Hansson, P.-A. 2010. Energy efficiency and the environmental impact of harvesting stumps and logging residues. *European Journal of Forestry*. DOI: 10.1007/s10342-010-0412-1.
- Lindholm, E.-L., Stendahl, J., Berg, S. & Hansson, P.-A. b. Greenhouse gas balance of harvesting stumps and logging residues in Sweden. Manuskript.
- Liski, J., Pussinen, A., Pingoud, K., Mäkipää, R.a. & Karjalainen, T. (2001). Which rotation length is favourable to carbon sequestration? *Canadian Journal of Forest Research* 31, 2004-2013.
- Liss, J.-E. (2003). Kostnadsjämförelse mellan buntsystem och traditionella flissystem vid uttag av skogsbränsle. Arbetsdokument Systemutveckling/Arbetsvetenskap, Inst. för Matematik, naturvetenskap och teknik, Högskolan Dalarna.

- Mallik, A.U. & Hu, D. (1997). Soil respiration following site preparation treatments in boreal mixedwood forest. *Forest Ecology and Management* 97(3), 265-275.
- Marklund, L.G. (1988). Biomassfunktioner för tall, gran och björk i Sverige. Rapporter Skog 45. Institutionen för skogstaxering, SLU, Umeå, Sverige.
- Mattsson, S. & Bergsten, U. (2003). Pinus contorta growth in northern Sweden as affected by soil scarification. *New Forests* 26, 217-231.
- Muukkonen, P. & Lehtonen, A. (2004). Needle and branch biomass turnover rates of Norway spruce (*Picea abies*). *Canadian Journal of Forest Research* 34, 2517-2527.
- Nilsson, U. & Örländer, G. (1999). Vegetation management on grass dominated clearcuts in southern Sweden. *Canadian Journal of Forest Research* 29, 1015-1026.
- NTM (2009). Nätverket för Transporter och Miljön. [online] Webblänk: <http://www.ntm.a.se/index.asp> [Hämtad Sep 2009].
- Nylinder, M. (1979). Relationstal Trädbränslen – Olja. Rapport 110. Institutionen för virkeslära, SLU, Uppsala.
- Näslund-Eriksson, L. & Gustavsson, L. (2008). Biofuels from stumps and small roundwood-- Costs and CO2 benefits. *Biomass and Bioenergy* 32(10), 897-902.
- Page-Dumreose, D., Harvey, A.E., Jurgensen, M.F. & Amaranthus, M.P. (1998). Impacts of soil compaction and tree stump removal on soil properties and outplanted seedlings in northern Idaho, USA. *Canadian Journal of Forest Research* 78, 29-34.
- Palosuo, T., Wihersaari, M. & Liski, J. (2001). Net Greenhouse Gas Emissions Due to Energy Use of Forest Residues - Impact of Soil Carbon Balance. Woody Biomass an an Energy Source - Challenge for Europe. EFI Proceedings 39. European Forest Institute, Joensuu, Finland.
- Petersson, H. & Ståhl, G. (2006). Functions for below-ground biomass of *Pinus sylvestris*, *Picea abies*, *Betula pendula* and *Betula pubescens* in Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research* 21(1 supp 7), 84 - 93.
- Pimentel, D.E. (1980). *Handbook of Energy Utilization in Agriculture*. Boca Raton, Florida, USA: CRC Press, Inc.
- Schils, R., Kuikman, P., Liski, J., van Oijen, M., Smith, P., Webb, J., Alm, J., Somogyi, Z., van den Akker, J., Billett, M., Emmett, B., Evans, C., Lindner, M., Palosuo, T., Bellamy, P., Alm, J., Jandl, R. & Hiederer, R. (2008). Review of existing information on the interrelations between soil and climate change (CLIMSOIL) FINAL REPORT [16 December 2008] [online]. Webblänk: http://ec.europa.eu/environment/soil/pdf/climsoil_report_dec_2008.pdf [Hämtad 1:a August 2009].
- Schlamadinger, B., Apps, M., Bohlin, F., Gustavsson, L., Jungmeier, G., Marland, G., Pingoud, K. & Savolainen, I. (1997). Towards a standard methodology for greenhouse gas balances of bioenergy systems in comparison with fossil energy systems. *Biomass and Bioenergy* 13(6), 359-375.
- Schlamadinger, B. & Marland, G. (1996). The role of forest and bioenergy strategies in the global carbon cycle. *Biomass and Bioenergy* 10(5-6), 275-300.
- Schlamadinger, B. & Marland, G. (2001). The Role of Bioenergy and Related Land Use in Global Net CO2 Emissions. Woody Biomass an Energy Source - Challenge for Europe. EFI Proceedings No. 39. European Forest Institute, Joensuu, Finland.

- Schmidt, M.G., Macdonald, S.E. Rothwell, R.L. (1996). Impacts of harvesting and mechanical site preparation on soil chemical properties of mixed-wood boreal forest sites in Alberta. *Canadian Journal of Forest Research* 26, 531-540.
- SPI (2008). The Swedish Petroleum Institute [online]. Webblänk: <http://www.spi.se/> [Hämtad 4 Mars 2008].
- Statoil (2008). [online]. Webblänk: <http://www.statoil.se/FrontServlet> [Hämtad 13 Aug 2008].
- Svensson, S.A. (2008). Rundvirkes- och skogsbränslebalanser för år 2007 – SKA-VB 08. Meddelande 4:2008, Skogsstyrelsen.
- Törnqvist, T. & Jirjis, R. (1990). Bränsleflisens förändring över tiden - vid lagring i stora stackar. Rapport 219. Institutionen för Virkeslära, SLU, Uppsala.
- UNECE/FAO (2009). Forest Products Annual Market Review 2008-2009. Geneva Timber and Forest Study Paper 24, ECE/TIM/SP/24. United Nations Economic Commission for Europe/Food and Agriculture Organization of the United Nations, Timber Section, Geneva, Switzerland.
- Uppenberg, S., Brandel M, Lindfors L-G, Marcus H-O, Wachtmeister A & L, Z. (2001). Miljöfaktabok för bränslen. Del 2. Bakgrundsinformation och Teknisk bilaga. Andra version maj 2001. IVL, Stockholm.
- Weslien, J., Finér, L., Jónsson, J.Á., Koivusalo, H., Laurén, A., Ranius, T. & Sigurdsson, B.D. (2009). Effects of increased forest productivity and warmer climates on carbon sequestration, runoff water quality and accumulation of dead wood in a boreal landscape: A modelling study. *Scandinavian Journal of Forest Research* 24(4), 333 - 347.
- Wihersaari, M. (2005). Greenhouse gas emissions from final harvest fuel chip production in Finland. *Biomass and Bioenergy* 28(5), 435-443.
- von Hofsten, H. & Nordén, B. (2007). Stubbfräsen: en ny och annorlunda teknik för att ta tillvara stubba. Resultat Nr 18. Skogforsk, Uppsala, Sweden.
- Ågren, G. & Bosatta, E. (1998). *Theoretical Ecosystem Ecology -Understanding Element Cycles* 2nd edition. Cambridge University Press.
- Ågren, G. & Hyvonen, R. (2003). Changes in carbon stores in Swedish forest soils due to increased biomass harvest and increased temperatures analysed with a semi-empirical model. *Forest Ecology and Management* 174(1-3), 25-37.
- Ågren, G., Hyvönen R. & Nilsson, T. (2007). Are Swedish forest soils sinks or sources for CO₂—model analyses based on forest inventory data. *Biogeochemistry* 82(3), 217-227.

Personliga meddelanden

- Aneni, Erik. (2008). Valmet Komatsu, Sverige.
- Bruks, Allan. (2008). Allan Bruks AB, Sverige.
- Dallimore, Rowan. (2008). Sandvik.
- Galvesjö, Ola. (2008). Bruks AB, Sverige. .
- Hjälström, Lennart. (2008). Scania Sverige AB
- Johansson, Stefan. (2008a). Linköpingsskogstjänst.
- Kärha, Kalle. (2008). Metsateho, Finland.

Nordén, Bernt. (2008). Skogforsk, Sverige.

Åström, Marcus. (2008). SCA, Sverige.

Bilaga 1. Primärenergianvändningen under skörd till och med transport av skogsbränsle.

System	Primärenergi (kJ/MJ bränsle)						
	System 1 Södra Sverige (flisning skogsbilväg)	System 2a Södra Sverige (buntar)	System 2b Norra Sverige (buntar)	System 3a Södra Sverige (lösgröt)	System 3b Norra Sverige (lösgröt)	System 4a Södra Sverige (stubbar)	System 4b Norra Sverige (stubbar)
Buntning/stubblyftning		9,1	9,1			16	16
Skotning	4,1	2,5	2,5	4,1	4,1	3,4	3,4
Maskin produktion	1,3	1,7	1,7	0,80	0,80	2,4	2,4
Smörj och hydragolja	0,85	0,82	1,2	0,37	0,8	1,3	1,7
Maskintransport	1,1	1,2	1,0	0,56	0,48	1,3	0,94
Lastning/lossning	0,7	1,0	2,1	1,2	2,2	1,0	1,6
Sönderdelning	8,9	0,39	5,1	0,39	5,1	0,39	7,4
Transport	10	16	26	14	29	11	10
Total	27	33	49	21	42	37	44
Energibalans	38	30	21	48	24	27	23

Bilaga 2. Emissioner (mg/MJ bränsle) från det tekniska systemet d.v.s. emissioner relaterade till energianvändningen.

	NO_x	SO_x	CO₂	N₂O	CH₄
System 1 Södra Sverige (flisning skogsbilväg)	12	0,42	1900	0,064	0,14
System 2a Södra Sverige (buntar)	14	0,52	2350	0,079	0,19
System 2b Norra Sverige (buntar)	21	0,79	3500	0,12	0,31
System 3a Södra Sverige (lösgröt)	8,9	0,34	1500	0,051	0,15
System 3b Norra Sverige (lösgröt)	19	0,69	3100	0,11	0,24
System 4a Södra Sverige (stubbar)	16	0,60	2600	0,088	0,29
System 4b Norra Sverige (stubbar)	19	0,71	3100	0,11	0,31

SLU
Institutionen för energi och teknik
Box 7032
750 07 UPPSALA
Tel. 018-67 10 00
pdf.fil: www.et.slu.se

SLU
Department of Energy and Technology
Box 7032
S-750 07 UPPSALA
SWEDEN
Phone +46 18 671000
