



Stubblyftningens initiala effekt på emissioner av växthusgaser från en granmark i Småland



Björn Holmström

Handledare: Monika Strömgren, SLU

Kjell Gustafsson, Södra Skogsenergi AB

Examensarbete vid institutionen för skoglig marklära, SLU

Uppsala, 2008

Nr 19

Stubblyftningens initiala effekt på
emissioner av växthusgaser från en
granmark i Småland

The initial effect of stump harvesting on the
emissions of greenhouse gases from the soil
surface in a Norway spruce forest in Småland

Björn Holmström

FÖRORD

Sedan ett par år tillbaka har flera skogsföretag i liten skala börjat skörda stubbar efter slutavverkning. Det är en följd av bland annat högre energipriser och ett steg för att minska Sveriges oljeberoende. Samtidigt som stubbarna kan bidra till att ersätta fossila bränslen med klimatneutrala biobränslen, saknas kunskap om vad som händer med markemissionerna av växthusgaser vid en så kraftig störning som stubbskörd innebär. I det här examensarbetet studeras hur dessa markemissioner av växthusgaser initialt påverkas av stubbskörd. Arbetet ger även en översikt över vad som styr de naturliga emissionerna av växthusgaser i skogen.

Examensarbetet har utförts under 2008 på institutionen för mark och miljö vid Sveriges lantbruksuniversitet. Arbetet omfattar 30 högskolepoäng på D-nivå i huvudämnet markvetenskap inom agronomprogrammet. Examensarbetet ingår i rapportserien ”Examensarbeten vid institutionen för skoglig marklära” eftersom arbetet påbörjades på institutionen för skoglig marklära. Under arbetets gång har dock institutionen upphört och gått in i den nybildade institutionen för mark och miljö.

SÖDRA har varit värd för examensarbetet och bistått med hjälp att finna lämplig lokal för stubbskörd och hållit kontakter med entreprenörer som utfört stubbskörden.

Uppsala i december 2008

Monika Strömgren
Handledare

Foto: Björn Holmström

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

Inledning	8
Syfte	8
Bakgrund	8
Skogens kolbalans	8
Kol i marken	9
Nedbrytning av organiskt material	9
<i>Växthusgaser från skogsmark</i>	<i>10</i>
<i>Gasutbyte mellan mark och atmosfär</i>	<i>10</i>
Faktorer som påverkar växthusgasemissionerna från marken	11
<i>Marktemperatur</i>	<i>11</i>
<i>Markfuktighet och syretillgång</i>	<i>11</i>
<i>Näringstillgång</i>	<i>11</i>
<i>Surbetsgrad</i>	<i>11</i>
Vad händer vid stubblyftning?	12
<i>Markstörning</i>	<i>12</i>
<i>Uttag av biomassa</i>	<i>12</i>
Material & metoder	12
Lokal	12
Beståndshistorik	12
Försöksdesign	12
<i>Bedömning av markstörning</i>	<i>13</i>
Mätningar i fält	13
<i>Koldioxidemissioner</i>	<i>13</i>
<i>Metan- och lustgasemissioner</i>	<i>13</i>
<i>Marktemperatur och markfuktighet</i>	<i>13</i>
Databehandling	13
Statistisk	14
Resultat	14
Temperatur och fuktighet	14
Koldioxidemissioner	16
Metan- och lustgasemissioner	18
Diskussion	18
Koldioxidemissioner	18
Metan- och lustgasemissioner	19
Marktemperatur och markfuktighet	19
Slutsats	20
Tack	20
Referenser	20

SAMMANFATTNING

För att minska vår klimatpåverkan strävar samhället efter att fossila bränslen ska ersättas med förnyelsebara. Till de förnyelsebara bränslena hör bland annat biobränslen dit stubbar räknas. I dagsläget är stubbar en i princip outnyttjad resurs men innan stubblyftning kan ske i stor skala krävs att miljökonsekvenserna av metoden utreds. I marken finns stora lager kol lagrat och en förändrad markanvändning kan leda till att mark som idag utgör sänkor av kol istället blir källor av kol.

I denna studie studerades de initiala effekterna av stubblyftning på markemissioner av växthusgaserna koldioxid, metan och lustgas. Studien utfördes på bördig granmark i södra Sverige under maj och juni 2008. Emissionerna mättes från 5 st provtytor varav 3 st stubbskördades och 2 st utgjorde referens.

Studien visar att koldioxidemissionerna var 26 % större från stubbskördad mark än från referensytorna under den första månaden efter stubbskörd. Under studien fanns inga emissioner av metan eller lustgas från marken.

Flera faktorer påverkar nedbrytningshastigheten av organiskt material. Perioden då studien utfördes präglades av torka och nedbrytningen har sannolikt begränsats av vattenhalten som var mycket låg. Marktemperaturen och vattenhalten följde samma mönster på både referensytorna och den stubbskördade marken. Den ökade omsättningen av organiskt material på stubbskördad mark beror därför troligtvis på att stubblyftningen resulterat i att syresättningen av marken förbättrats. Tillgången på organiskt material var också en mycket viktig faktor för hur höga koldioxidemissionerna var.

SUMMARY

In order to reduce greenhouse gas emissions from human activities fossil fuels will have to be replaced with renewable energy alternatives, such as bioenergy. Sweden has a great potential to produce bioenergy derived from forest products and there is currently a great interest within Sweden in using stumps for bioenergy production. However, the environmental consequences of the method need to be investigated before stump removal can be performed on a large scale. Swedish forest soils contain large carbon pools and a different land use may change conditions so that soils that presently act as sinks of carbon could potentially turn into sources of carbon release instead.

This study investigates the initial effects of stump harvesting on the emissions of three greenhouse gases, carbon dioxide, methane and nitrous oxide. The emissions were measured from the soil surface in a Norway spruce forest located in the southern part of Sweden. The study was conducted during May and June in 2008. The greenhouse gas emissions were measured from five different parcels, of which 3 were harvested and 2 were controls with no stump harvesting.

During this study the emissions of carbon dioxide were 26 % higher from the harvested parcels than the emissions from the controls. There were no emissions of methane or nitrous oxide from the controls or the harvested parcels.

There are several factors controlling the rate of decomposition of organic matter. The period when the study was performed was very dry and the decomposition process was probably limited by the low levels of soil water content. Changes in soil temperature and soil water content followed the same pattern on both the harvested and the unharvested parcels (the controls) thus indicating that the increased decomposition of organic matter in the harvested parcels probably was due to a superior oxygen supply. The amount of organic matter was also a determining factor behind the levels of carbon dioxide emissions.

INLEDNING

Enligt FN:s klimatpanel IPPC (2007) är det mycket sannolikt att de globala temperaturförhöjningarna som har observerats beror på mänsklig aktivitet och då främst nyttjandet av fossila bränslen. För att minska de skador som en fortsatt förhöjd temperatur kan medföra är intresset av olika förnyelsebara energikällor som kan ersätta fossila energikällor stort. Till de förnyelsebara energikällorna räknas bland annat biobränslen, solenergi, vind-, och vattenkraft (Boyle & Alexander 2008).

Även vid förbränning av biobränslen frigörs koldioxid till atmosfären. Då ny biomassa växer upp binds dock koldioxid in på nytt emedan fossila bränslen tar åtskilliga miljoner år att nybildas (Areskoug 2006). Förädlings- och transportbehov styr hur stor nettotillförseln av koldioxid till atmosfären från biobränslen blir (Holmgren m fl 2007).

Sverige är ett skogrikt land och potentialen för att producera biobränslen som härrör från skogen, så kallade skogsbränslen, är stor. Till skogsbränslen räknas GRENarOchToppar (GROT), stamved, stubbar men också biprodukter från skogsindustrin som sågspån, bark och flis (Loman 2007).

Intresset att nyttja stubbar för bioenergiproduktion har aktualiserats i Sverige som ett led av regeringens målsättning att Sverige ska bli oberoende av olja. Starten av verksamheten med stubbskörd fick sig en extra skjuts av stormen Gudrun som drog fram över södra Sverige i januari 2005 (Viklund 2006). I stormen fälldes närmare 75 miljoner kubikmeter skog över en natt (www.svo.se 2008). Efter uppbearbetningen av den stormfällda skogen fanns enorma mängder rotvältor kvar, ofta med höga stubbar som ett resultat av de försvärande avverkningsförhållanden som rådde. Förutom intresset att ta tillvara på den energipotential som de stora stubbarna utgjorde var även markägarnas intresse att bli av med stubbarna stort då de kraftigt begränsade framkomligheten och därmed möjligheten för en god återföryngring (Viklund 2006).

Stubbved har nyttjats tidigare i svensk historia, både för vedens skull och för framställning av tjära (Jonsson 1985). Senast det ägde rum var i slutet av 70-talet då STORA och Korsnäs-Marma AB bedrev försök att utnyttja stubbved för massaframställning, vid det gemensamt ägda Mackmyra Cellulosafli AB. Stubbvedens egenskaper visade sig vara goda både för förbränning och för massatillverkning men man hade stora problem med oorganiska föroreningar och kostnaden för färdigt flis blev hög och verksamheten lades därför ner.

Idag pågår stubbskörd igen sedan snart tre år tillbaka. Dagens teknik för att skörda stubbar är i stora drag densamma som användes på 70-talet. Viss utveckling har dock skett och för att markera detta kallas metoden numera för stubblyftning mot tidigare

stubbrytning (Karlsson 2007). Stubblyftning utförs i dagsläget med en grävmaskin utrustad med ett stubblyftningsaggregat. Stubben lyfts först upp ur marken och klyvs därefter upp i mindre delar beroende på hur stor den är.

Stubblyftning sker ännu som försöksverksamhet i Sverige, både på stormfällda hyggen i södra Sverige men också på konventionellt avverkade hyggen i hela landet. Intresset för att få skörda stubbar i stor skala är dock stort. Efterfrågan på biobränslen som kan ersätta fossila bränslen ökar kraftigt. Samtidigt som skogsindustrin behöver mer råvara minskar arealen produktiv skogsmark bland annat till följd av ökade avsättningar för naturvård (Egnell m fl 2007). Då stubbarna utgör mer än en femtedel av barrträdens biomassa och är en i dagsläget stort sett outnyttjad resurs utgör de en mycket intressant tillgång (www.ja.se 2008).

Innan stubblyftning kan bli en vedertagen skötselmetod kräver skogsstyrelsen att miljökonsekvenserna av metoden först utreds i en så kallad miljökonsekvensbeskrivning (Viklund 2006). Miljökonsekvensbeskrivningen ska bland annat syfta till att sammanställa miljöeffekterna av stubblyftningen på skogens kolbalans och flödena av växthusgaser (Egnell m fl 2007).

Syfte

Syftet med detta examensarbete är att undersöka stubblyftningens initiala effekt på markemissionerna av växthusgaserna koldioxid, metan och lustgas.

BAKGRUND

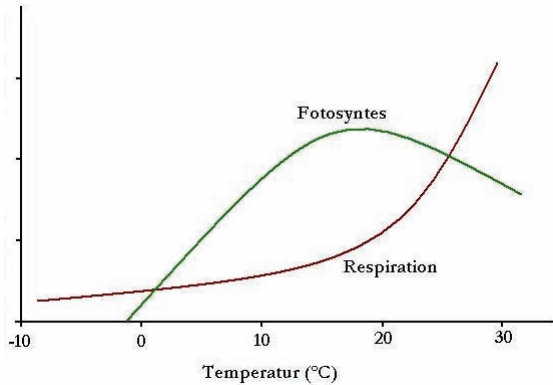
Skogens kolbalans

Kolbalansen i skogen består av skillnaden mellan inbindning av kol via fotosyntesen och frigörelsen av kol via respirationen (Hyvönen-Olson & Grelle 2007). Årligen sker ett utbyte av kol mellan skog och atmosfär som är hela sju gånger större än de antropogena utsläppen av kol (Jandl m fl 2006).

Skogen kan utgöra både en sänka och en källa av kol (Hyvönen-Olson & Grelle 2007). En skog som binder in mer kol via fotosyntesen än vad som frigörs via respirationen utgör en sänka för kol och tvärtom en skog som binder in mindre kol än vad som frigörs utgör en källa av kol. Klimatet har stor betydelse för om skogen kommer att utgöra en sänka eller en källa av kol men även beständsegenskaper och skötselmetoder kan vara avgörande. Markberedning och dränering är exempel på skötselmetoder som kan leda till att skogen blir en källa till kol istället för tvärtom (Brady & Weil 2002) Sett över en hel omloppstid betraktas skog i Sverige generellt sett utgöra en sänka för kol (Hyvönen-Olson & Grelle 2007).

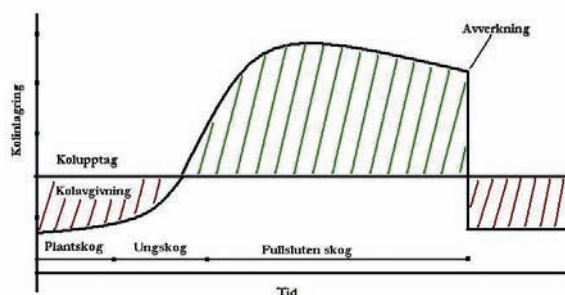
Utbytet av kol mellan skog och atmosfär varierar under året (Bergh m fl 2000). Inbindningen av kol via

fotosyntesen sker nästan uteslutande under årets sex varmaste månader. Respirationen pågår dock året om, om än i mindre omfattning under vinterhalvåret. Även under sommarhalvåret kan respirationen vara större än fotosyntesen, som kan hämmas av låg solinstrålning eller höga temperaturer.



Figur 1. Fotosyntesens och respirationens temperaturberoende. Respirationen ökar exponentiellt med temperaturen medan fotosyntesen hämmas av både höga och låga temperaturer. Efter Bergh m fl 2000.

Utbytet av kol varierar även under skogens omloppstid (Bergh m fl 2000). Under hyggesfasen och fram till att ny skog sluter sig utgör skogen en källa för koldioxid. Fotosyntesen från kvarvarande markvegetation och eventuella plantor är obetydlig i förhållande till markrespirationen som gynnas under hyggesfasen genom ökad solinstrålning och därmed högre marktemperatur. Om markberedning utförs gynnas markrespirationen ytterligare men markberedning leder också samtidigt till att tiden det tar för ny skogen att etablera sig och åter bli en sänka för kol förkortas.



Figur 2. Principskiss över hur kolinlagringen kan se ut under en omloppstid. Från plantskog och fram mot slutet av ungskogsfasen utgör skogen en källa för kol. Därefter fungerar skogen som en sänka för kol fram till avverkning. Efter Bergh m fl 2000.

Med få ingrepp i skogen och genom att förlänga skogens omloppstid kan stora mängder kol lagras in i träd och i marken (Ericsson & Johansson 2005). Ur klimatsynpunkt är det dock en kortsiktig lösning då det inte minskar nyttjandet av fossila bränslen. För att minska vår klimatpåverkan bör skogen istället brukas

aktivt med uttag av biobränslen som kan ersätta fossila bränslen. Träprodukter bör också användas för att ersätta produkter som stål och betong, vilka medför stora koldioxidutsläpp då de tillverkas.

Kol i marken

Det finns ungefär tre gånger så mycket kol lagrat i världens jordar än vad som finns lagrat i all världens stående vegetation (Brady & Weil 2002). Störst kolförråd finns lagrat i boreal skogsmark (IPPC 2000).

I en typisk svensk skogsmark finns ungefär 3 kg kol/m² i humuslagret och 6 kg kol/m² i mineraljorden ned till 1 m djup (Olsson m fl 2004). Kol lagrat i det övre markskiktet är mycket känsligare än kol lagrat i mineraljorden då det till större del utgörs av lättnedbrytbart material och ständigt utsätts för olika störningar.

Kolets kretslopp kan förenklat beskrivas med de fotosyntetiserande växternas upptag av kol från atmosfären som sedan binds in i växterna i form av energirika kolhydrater. Kolhydraterna kan sedan utnyttjas som energi av växten själv varpå koldioxiden frigörs till atmosfären igen eller som byggstenar till nya växtdelar. Med tiden faller gamla växtdelar till marken där nedbrytande organismer bryter ned dem varpå koldioxid frigörs.

En del av det ”döda” organiska materialet som finns i marken är svårnedbrytbart och delvis nedbrutet organiskt material, s.k. Dissolved Organic Carbon (DOC), kan lakas ut ur markens övre skikt och transporteras ned i markprofilen med perkolerande vatten (Olsson m fl 2004). En del DOC följer med markvattnet ut i angränsande sjöar och vattendrag medan en del fastläggs i mineraljorden där det utgör ett mycket stabilt kolförråd.

Då kollagren i marken är mycket stora blir storleken på omsättningen av kol lagrat i marken mycket betydelsefull sett ur ett klimatperspektiv (Brady & Weil 2002). Det organiska kolet lagrat i jorden spelar också en viktig roll för markens fysikaliska, kemiska och biologiska egenskaper. Organiskt material i marken höjer markens förmåga att binda vatten, stabiliserar och bidrar till att ge marken struktur. Det organiska materialet innehåller också många näringsämnen.

Nedbrytning av organiskt material

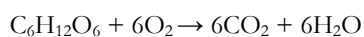
Det organiska materialet i marken omsätts ständigt. Gamla växtdelar i och på marken bryts ned till sina beståndsdelar och nya tillkommer genom förnafall.

För nedbrytningen i marken står framförallt svampar och bakterier även om också markfaunan bidrar (Lou & Zhou 2006). Den i sammanhanget viktigaste skillnaden mellan de nedbrytande mikroorganismerna utgörs av om de är aeroba, beroende av syre, eller anaeroba, beroende av frånvaro syre. Beroende på om nedbrytningen sker under aeroba eller anaeroba förhållanden bildas olika slutprodukter.

Växthusgaser från skogsmark

Vid fullständig nedbrytning av organiskt material frigörs kol i form av växthusgaserna koldioxid eller metan. I skogsmark kan även växthusgasen lustgas bildas. I storleksordning är koldioxid den viktigaste växthusgasen från svenska skogsmarker men de relativt små flödena av metan och lustgas räcker ändå väl för att de ska vara betydelsefulla ur klimatsynpunkt (von Arnold m fl 2004). Det beror på att metan är 23 gånger mer effektiv som växthusgas än vad koldioxid är och att lustgas i sin tur är hela 296 gånger mer effektiv. För enkelhetens skull brukar man därför tala om koldioxidekvivalenter. Metan utgör således 23 koldioxidekvivalenter och lustgas utgör 296 koldioxidekvivalenter.

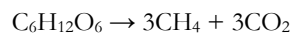
Koldioxiden som frigörs från skogen härstammar framförallt från respirationen hos rötter, mikroorganismer och markfauna (Luo & Zhou 2006). Respirationen i sig består av metaboliska processer där organiska föreningar bryts ned under aeroba förhållanden, varpå energi frigörs. Aerob metabolism är betydligt mer effektiv, det vill säga mer energi frigörs än vid anaerob metabolism (Haug 1993). Aerob metabolism är också den vanligast förekommande formen av metabolism i naturen. Förenklat kan aerob nedbrytning skrivas som:



Metan bildas av metanogena bakterier under anaeroba förhållanden (Haug 1993). Nedbrytningsledet är komplicerat och sker genom samverkan av en rad olika organismer där produkten av den ena organismen används som substrat av nästa. Flera olika mellanprodukter kan bildas längs vägen såsom organiska syror och alkoholer. Vid fullständig anaerob nedbrytning bildas dock alltid metan och koldioxid.

Då metanproduktion endast sker under anaeroba förhållanden gynnas den av en hög grundvattennivå. Även i väl dränerade jordar finns mikroporer med anaeroba förhållanden där metan kan bildas. I de övre aeroba jordlagren finns dock metanotrofa bakterier som oxiderar metan och skogsmark utgör generellt en sänka av metan (Le Mer & Roger 2001).

Anaerob nedbrytning kan förenklat skrivas som:

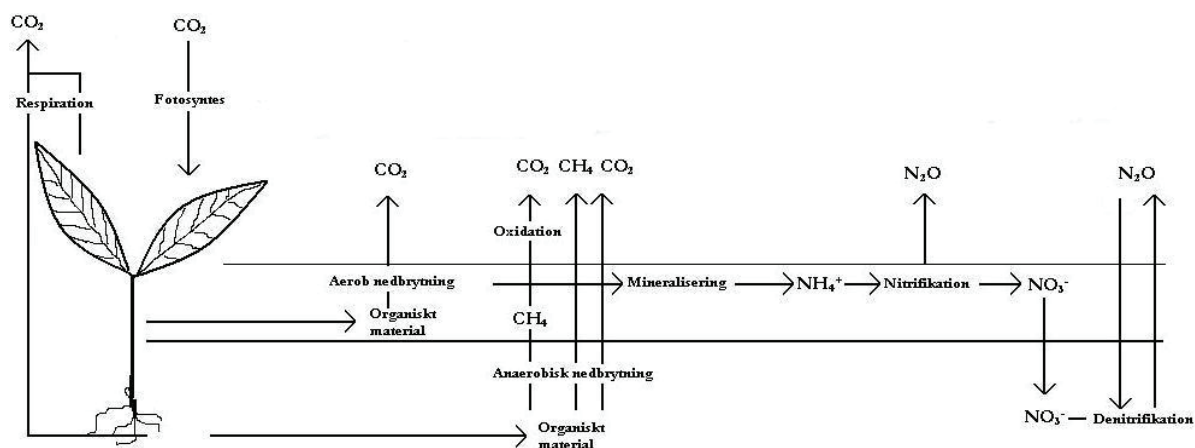


Lustgas kan bildas i marken som mellanprodukt vid både nitrifikation (aeroba förhållanden) och denitrifikation (anaeroba förhållanden) (Wayne 1993). Vid nitrifikation oxideras ammonium till nitrat och vid denitrifikation reduceras nitrat till atmosfäriskt kväve.

Lustgasavgången gynnas av en hög och fluktuerande grundvattennivå och är direkt beroende av C/N-kvoten (Hyvönen m fl 2006). C/N-kvoten beskriver relationen mellan mängden kol och kväve i marken. Studier har visat att lustgasavgång börjar ske vid kvoter lägre än 25 och ökar därefter när kvoten minskar (Ernfors m fl 2006). Skogsmark är normalt kvävefattig och en C/N-kvot uppemot 80 i förnan är inte ovanligt (Lundmark 1986).

Gasutbyte mellan mark och atmosfär

Jordens volym består ungefär till 50 % av porer i olika storlekar (Brady & Weil 2002). Porerna kan vara antingen luft eller vätskefyllda. Sammansättning av luften i marken skiljer sig normalt något från den i atmosfären. Vid markrespiration ökar denna skillnad då syre förbrukas och koldioxid frigörs (Hillel 2004). Koldioxidkoncentrationen kan ofta vara flera hundra gånger större i marken än i atmosfären (Brady & Weil 2002) som år 2005 uppmättes till 379 ppm (IPPC 2007). Det är heller inte ovanligt att syrekoncentrationen i marken är så låg som 5-10 % jämfört med cirka 20 % i atmosfären (Brady & Weil 2002).



Figur 3. Schematiskt diagram över växthusgasernas produktion, konsumtion och flöden i ett landekosystem. Efter von Arnold 2004.

För att inte syrebrist ska uppstå i marken krävs att det sker ett gasutbyte mellan marken och atmosfären. Gasutbytet kan ske antingen via diffusion eller via massflöde (Hillel 2004). Vid diffusion drivs gastransporten av koncentrationsskillnader av enskilda gaser i markluften. Rörelsen sker då från en högre koncentration till en lägre. Detta kan ske både i luftfyllda och vattenfyllda porer men sker oerhört mycket snabbare i luftfyllda porer varför markens vatteninnehåll ofta är avgörande för markens gassammansättning (Brady & Weil 2002). Syre diffunderar till exempel cirka 10 000 gånger snabbare i luft än i vatten. Vid massflöde drivs gastransporten istället av skillnader i det totala gastrycket vilket får hela luftmassan att röra sig från ett högre till ett lägre tryck (Hillel 2004). Massflöde kan till exempel uppstå vid temperatur- och lufttrycksförändringar i atmosfären, när vind blåser över marken eller då regnvatten infiltrerar i marken.

Faktorer som påverkar växthusgasemissionerna från marken

Nedbrytningshastigheten beror på ett flertal faktorer som alla påverkar de nedbrytande organismerna på ett eller annat sätt (Lou & Zhou 2006). Till de viktigaste hör marktemperaturen, markfuktigheten, tillgången på syre, tillgången på näring och surhetsgraden.

Om förutsättningarna är dåliga kan nedbrytningen begränsas kraftigt. Vid till exempel minusgrader dör flertalet nedbrytare. Många svampar och bakterier kan dock bilda hårdiga sporer eller ägg som kan gro igen när mer gynnsamma förhållanden råder (Lundmark 1986).

Marktemperatur

Marktemperaturen är en mycket viktig faktor för nedbrytningen och respirationen brukar beskrivas som en exponentiell funktion av marktemperaturen (Lou & Zhou 2006).

De nedbrytande organismerna kan indelas efter deras temperaturberoende (Lou & Zhou 2006). Kryofila trivs bäst vid temperaturer under 20°C, mesofila i temperaturintervallet 20-40 °C och termofila vid temperaturer över 40°C. Det stora flertalet av nedbrytarna i svensk skogsmark är mesofila (Lundmark 1986).

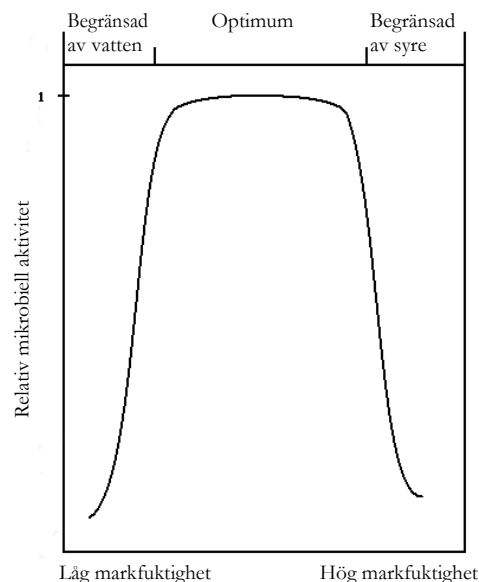
Markfuktighet och syretillgång

Tillgången på vatten är en viktig faktor för den mikrobiella aktiviteten i marken (Fig 4) och vattenbrist kan kraftigt begränsa nedbrytningen (Lou & Zhou 2006). För optimala förhållanden bör vattentillgången vara i närheten av fältkapacitet.

Syretillgången i marken är direkt beroende av andelen makroporer i jorden, mängden markvatten och syreförbrukningen (Brady & Weil 2002). Vid markrespirationen konsumeras syre av de nedbrytande orga-

nismerna. För att inte syrebrist ska uppstå krävs därför att det ständigt sker ett gasutbyte mellan marken och atmosfären (Hillel 2004).

Syrebrist uppstår vanligtast då en stor del av porerna är vattenfyllda vilket lämnar lite rum för markluft samtidigt som gasutbytet sker långsamt (Brady & Weil 2002). Många forskare menar att om mindre än 20 % av porerna är luftfyllda påverkas de nedbrytande organismerna kraftigt negativt.



Figur 4. Relationen mellan markrespirationen och markfuktigheten. Vid låg markfuktighet begränsas markrespirationen av tillgången på vatten och vid hög markfuktighet begränsas markrespirationen av tillgången på syre. Optimum råder då vattentillgången är i närheten av fältkapacitet. Efter Lou & Zhou 2006.

Näringsstillgång

Svensk skogsmark kännetecknas generellt av att kväve är det tillväxsbegränsande näringsämnet. Det är också mycket sällan som andra näringsämnen än kväve begränsar tillväxten för de nedbrytande mikroorganismerna (Haug 1993).

Gödning av skogsmark har dock visat sig hämma nedbrytningen av organiskt material. Förmodligen beror detta på att verkningsgraden på vissa enzymer som används vid nedbrytningen av lignin försämras vid höga kvävehalter samt att kväve också kan bilda svårnedbrytbara komplex med ligninets nedbrytningsprodukter (Olsson 1997). Kvävegödning kan därför leda till minskade koldioxidemissioner från marken.

Surhetsgrad

Majoriteten av de nedbrytande mikroorganismerna trivs bäst kring neutralt pH eller strax däröver och har sitt optimum vid pH 7-8 (Lundmark 1986). Verkningsgraden på de enzymer som används vid ned-

brytningen försämras snabbt vid pH-värden utanför optimum och nedbrytningen hämmas av både för höga och för låga pH-värden. Surhetsgraden är avgörande för artsammansättningen av nedbrytare i marken och generellt ökar andelen svampar om pH minskar.

Svenska skogsmarker är generellt svagt sura. Faktorer som bidrar till detta är både den naturliga försurningen som pågår i växande skog samt nedfall av försurande ämnen via våt- och torrdeposition (Lundmark 1988).

Vad händer vid stubblyftning?

Markstörning

Det finns inga tidigare studier på hur stubblyftning påverkar markemissioner av växthusgaserna koldioxid, metan och lustgas. När stubben lyfts störs marken och jorden rörs om. Markstörningen som sker vid stubblyftning kan vara kraftigare och av större omfattning arealmässigt än vid traditionell markberedning (Hyvönen-Olsson & Grelle 2007). Markrespirationen skulle därför kunna vara större från stubbskördade hyggen än från markberedda hyggen. Utöver den omrörning av marken som sker vid själva stubblyftningen ökar även risken för körskadorna, vilket också kan bidra till ökad markrespiration.

Markstörningen som sker vid traditionell markberedning gynnar nedbrytningen på flera olika sätt. Blottlagd mineraljord lagrar in mer solenergi än vad vegetationsklädd mark gör och solstrålningen når också djupare ned i den störda marken vilket resulterar i att marktemperaturen höjs (Lundmark 1988). I den uppluckrade jorden förbättras även syresättningen och pH höjs när den vanligtvis sura humusen blandas upp med den mindre sura mineraljorden.

Med ökad nedbrytning frigörs mer näringsämnen vilket gynnar planttillväxten (Jandl m fl 2007). Andra för plantetableringen positiva effekter med markberedning är att konkurrensen om livsutrymme med ”oönskad” vegetation minskar, infiltrationen ökar, rotutvecklingen blir bättre och risken för skadeangrepp minskar.

Markberedning av olika slag leder generellt till ett mindre kolförråd i marken (Johnson 1992). Beroende på hur kraftig störningen från markberedningen är blir påverkan på kolförrådet olika stor. Studier på de olika markberedningsmetoderna högläggning, harvning och plöjning visar att samtliga resulterar i ökad omsättning av det organiska materialet i marken jämfört med där ingen markberedning sker, samt att plöjning, den kraftigaste formen av markberedning vilken numera är förbjuden, har störst effekt (Olsson 1997). Effekten av markberedning varierar också mellan olika typer av marker. Störst inverkan på kolförrådet har markberedning på torra och magra marker.

Studier visar också att samtidigt som markberedningen resulterar i mindre kol i marken gynnar det inbindningen av kol i biomassa vilket kan kompensera för förlusterna (Jandl 2007). Valet av markberedningsmetod är mycket viktigt och avgör nettoförändringen i kolförrådet.

Uttag av biomassa

Vid uttag av GROT och stubbar minskar kolförrådet på kort sikt (Hyvönen-Olsson & Grelle 2007). Endast GROT-uttag resulterar i 40 % mindre kolförråd i hyggesresterna medan uttag av GROT och stubbar tillsammans resulterar i 70 % mindre kolförråd i hyggesresterna.

Hyggesresterna utgör en viktig kolkälla för de nedbrytande organismerna och nedbrytningen är störst de första åren efter avverkning då mycket lättnedbrytbart material finns tillgängligt (Pumpanen m fl 2004). Beroende på träslag och bonitet omsätts även större delen utav de mer svårnedbrytbara fraktionerna inom 20-30 år (Hyvönen-Olsson & Grelle 2007).

Sett till en hel omloppstid utgör hyggesresterna endast en liten del av den totala förnaiproduktionen (Hyvönen-Olsson & Grelle 2007). Förutsatt att uttaget inte resulterar i sämre produktion kommer skillnaden i kolförråd mellan där hyggesresterna tagits ut och där de lämnats kvar därför att på sikt försvinna.

MATERIAL & METODER

Lokal

I den här studien undersöktes effekten av stubblyftning på emissionerna av koldioxid, metan och lustgas från marken.

Försökslokalen är belägen på fastigheten Karlsheda 1:1, Vetlanda kommun. Fastigheten ligger i utkanten av småländska höglandet och omgivningen kännetecknas av kuperad terräng med mycket barrskog.

Beståndshistorik

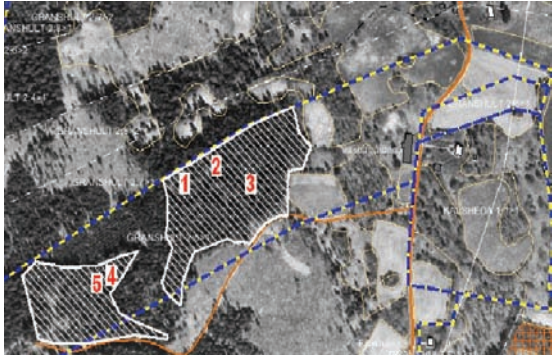
Försökslokalen avverkades hösten 2007 och dåvarande skog var cirka 100 år gammal. Trädslagsindelningen bestod av 90 % gran och 10 % tall. Ståndortsindex var G28. Marken bedöms som frisk till fuktig och jordarten utgörs av sandig moig morän.

Stubbskörd ägde rum 26-30/5 2008.

Försöksdesign

Studien utfördes genom mätningar i fält av koldioxid-, metan- och lustgasemissioner från marken. Mätningarna utfördes under perioden 21/5 - 26/6 2008.

Hygget vid försökslokalen var avlångt och utgjordes av en övre och en nedre del. På den övre delen placerades provyta 1, 2 och 3 ut och på den nedre delen provyta 4 och 5 (Fig 5). Provyta 1 och 4 är referens-



Figur 5. Provytornas placering på försökslokalen. Hygget (vitstreckat) utgörs av en övre och en nedre del. På den övre delen är provytorna 1 (referens), 2 och 3 utplacerade och på den nedre delen är provytorna 4 (referens) och 5 utplacerade.

ytor där ingen stubbskörd sker. Sammanlagt var hygget på cirka 5 ha.

Bedömning av markstörning

Efter stubbskörd bedömdes störningen av marken vid respektive mätpunkt efter eget uppsatta kriterier. Där humuslagret var intakt bedömdes störningen som (1) *intakt mark*, där stubblyftningen resulterat i att humuslagret var avflått och saknades helt bedömdes störningen som (2) *bar mineraljord*, där stubblyftningen rört upp och blandat om mineraljord med humus bedömdes störningen som (3) *mineraljord blandad med humus* och där stubblyftningen resulterat i uppvälta humustiltor ovanpå humus bedömdes störningen som (4) *humus ovanpå humus*.

Mätningar i fält

Utbytet av gaser mellan mark och atmosfär kan mätas på flera olika sätt men av tekniska skäl sker mätningen i regel vid markytan, så även i den här studien.

För studien tillverkades mätningar utav pvc-rör (med en ytterdiameter på 11cm) som sågades i längderna 5, 10 och 15 cm. Mätningarna trycktes ned ett par centimeter i marken så att de stod stadigt och höll tätt mot marken. De olika längderna på mätningarna användes beroende på humuslagrets beskaffenhet, med de längre mätningarna vid tjocka humuslager. Totalt placerades 100 st mätningar ut fördelat på fem provytor. Första mätningen i varje provyta placerades ut slumpmässigt. Inbördes avstånd mellan mätningarna var cirka 3 m. Efter att mätningarna placerats ut mättes medelhöjden så att volymen på mätningen kunde beräknas.

Innan stubbskörd ägde rum utfördes en mätning av koldioxidemissionerna från marken. Därefter plockades mätningarna in från de provytor som skulle stubbskördas. Hörnen på provytorna markerades tydligt och efter stubbskörd placerades mätningarna åter ut på uppskattningsvis motsvarande ställe som innan stubbskörd. På de återutplacerade mätningarna mättes medelhöjden igen.

Koldioxidemissioner

Koldioxidemissionerna mättes med ett bärbart markrespirationssystem som bestod av en gasanalysator (EGM-4, PP-systems, Hitchin, England) och en kyvett (SRC-1, PP-systems, Hitchin, England) enligt Parkinson (1981).

Koldioxid absorberar strålning inom det infraröda spektrat och det är detta faktum som utnyttjas i gasanalysatorn. Efter att kyvetten placerats mot en mätning cirkuleras luften i en loop via analysatorn under en given tid, t_n (i denna studie används $t_n = 80$ sekunder). I analysatorn passerar luften genom en cylinder där fotoner med våglängden $4,26 \mu\text{m}$ sänds ut i ena änden och en sensor i andra änden av cylindern registrerar hur mycket utav strålningen som absorberas. Genom att systemet är slutet ser man hur koldioxidhalten ökar med tiden.

Metan- och lustgasemissioner

Emissionerna av metan och lustgas mättes på liknande vis som i Klemedtsson m fl (1997). Luftprov för analys av metan och lustgas togs från 10 mätningar på stubbskördade ytor och från 10 mätningar på referensytorna 7/6. Efter att mätningarna tillslutits med ett lock togs luftprov 0, 5, 10, 15 och 20 minuter efter att mätningen tillslutits. Luftprovet togs med hjälp av en pump som anslöts till locket och en vial. Under 40 sekunder cirkulerades luften mellan mätningen och vialen. Luftproverna analyserades sedan i en gaskromatograf med avseende på metan och lustgas.

Marktemperatur och markfuktighet

Vid samtliga tillfällen mättes vattenhalten och marktemperatur vid varje mätning. Vattenhalten mättes med en fuktighetssensor (ML2x, Delta-T, Cambridge, England) från 0-5 cm djup och erhöles i volymprocent. Marktemperaturen mättes med en termometer (STP-1, PP-systems, Hitchin, England) som var ansluten till det bärbara markrespirationssystemet från 0-10 cm djup.

Kompletterande klimatdata har erhållits från Asa försökspark, som ligger cirka 20 km fågelvägen från försökslokalen.

Databehandling

Efter fältstudiens avslutande sammanställdes insamlad data i Excel. Emissionerna av koldioxid från varje mätpunkt vid varje provtagningsstillfälle plottades mot tiden och riktningskoefficienten, k (ppm CO_2/s), beräknades. Om kyvetten inte slutit tätt mot mätningen syntes det genom att koncentrationsökningen inte var linjär och felaktiga värden kunde plockas bort. Gasanalysatorn beräknar koldioxidkoncentrationen med hänsyn till rådande atmosfärstryck, temperatur och volymen på mätinstrumentet (kyvett + slangar). Då varje mätning har en viss egen volym

fick koldioxidemissionerna beräknas om med hänsyn till denna.

Koldioxidemissionerna från marken sattes i relation till datum, vattenhalt och marktemperatur utifrån behandling (stubbskörd/ej stubbskörd), provyta och störningstyp. Samband söktes också mellan marktemperatur och vattenhalt.

Insamlad data på metan- och lustgasemissioner från marken behandlades på samma vis som data på koldioxidemissioner från marken. Koncentrationerna av metan och lustgas som erhöles från gaskromatografen plottades mot respektive tidpunkt och därefter kompenenserades för mäträngens volym.

Statistisk

För att statistiskt säkerställa skillnaden mellan olika behandlingar, provytor och störningstyper efter stubbskörd har dubbelsidigt t-test utförts på $\alpha=0,05$ nivå.

RESULTAT

Temperatur och fuktighet

Fältstudien utfördes under maj och juni månad vilka båda var mycket torra. Totalt föll 19,5 mm regn under hela mätperioden (Fig 6).

Vattenhalten (Fig 7) minskade kraftigt från 21/5 till 4/6 på både stubbskördade ytor och referensytor. Vattenhalten var därefter mycket låg under hela studien. Den totala skillnaden i vattenhalt, efter stubb-

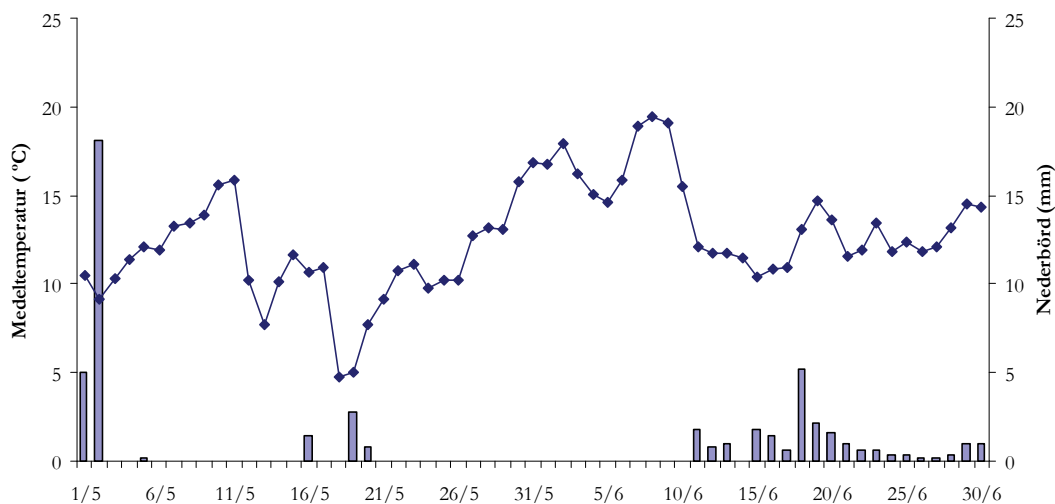
skörd, mellan stubbskördade ytor och referensytor är signifikant.

Marktemperaturen (Fig 7) ökade rejält från 21/5 till 4/6 men var därefter ganska konstant. Temperaturökningen var signifikant större på den stubbskördade marken genom hela perioden utom vid sista mättillfället. Den totala temperaturskillnaden, efter stubbskörd, mellan de båda behandlingarna skiljer sig signifikant.

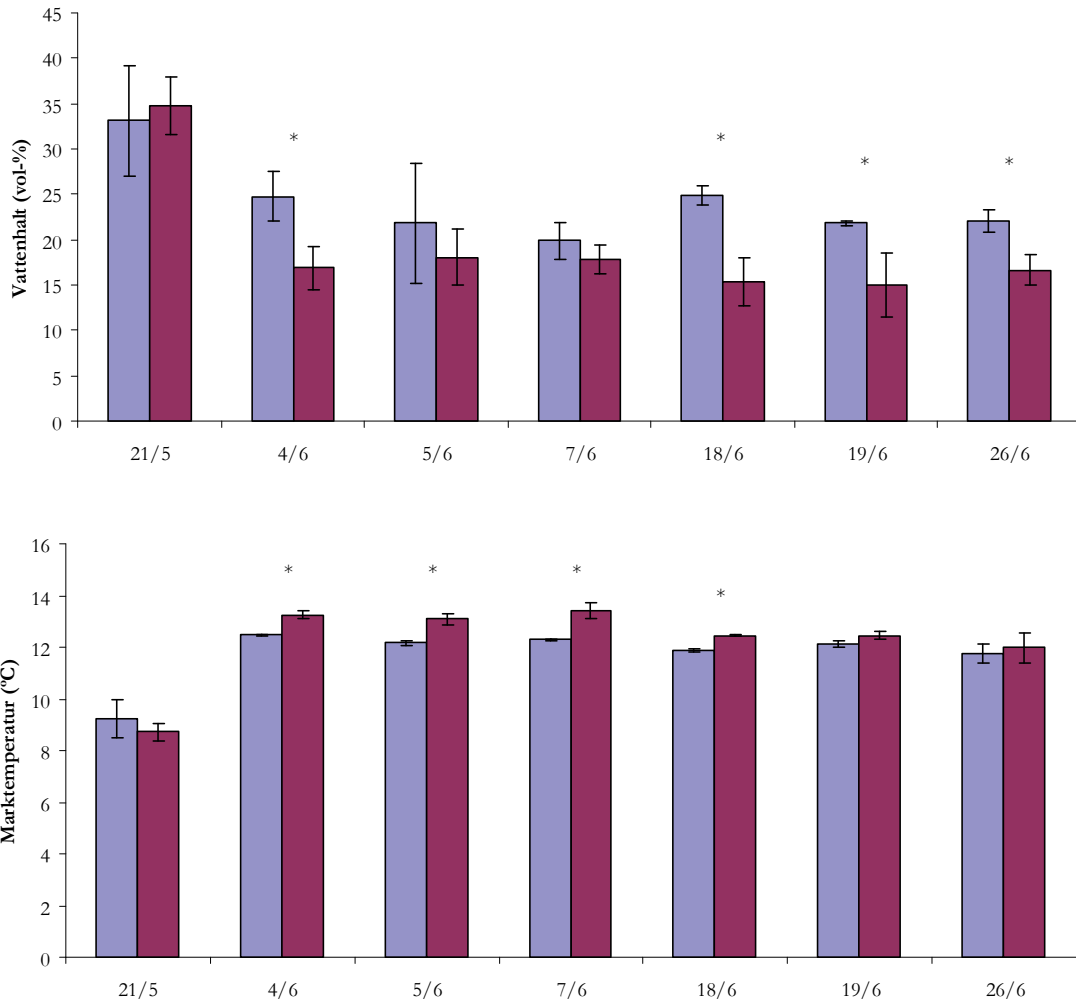
Utav de sextio mätringar i provytorna där stubblyftning ägde rum utgjorde efter stubblyftning 19 st störningstypen *intakt mark*, 17 st *bar mineraljord*, 18 st *mineraljord blandad med humus* och 6 st *humus ovanpå humus* (Fig 8).

Med störningstypen som utgångspunkt ser vi att vattenhalten minskade mest på de platser där stubblyftningen resulterat i *humus ovanpå humus* följt av *mineraljord blandad med humus* (Fig 9). Skillnaden är signifikant mellan referensen och störningstyperna *intakt mark*, *mineraljord blandad med humus* och *humus ovanpå humus*.

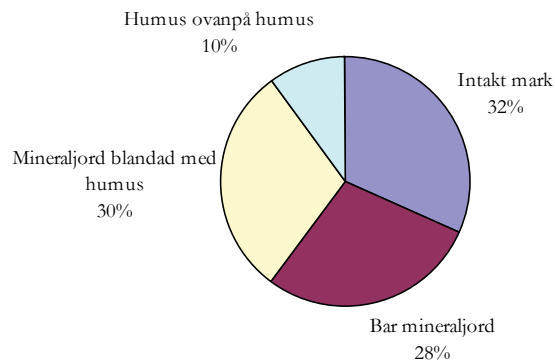
Marktemperaturen följde i stort sett samma utveckling mellan de olika störningstyperna (Fig 9). Skillnaden i temperaturökning var liten mellan de olika störningstyperna men uppvärmningen av den vegetationsklädda marken skedde långsammare än uppvärmningen av den störda marken. Skillnaden är signifikant mellan referensen och samtliga störningstyper.



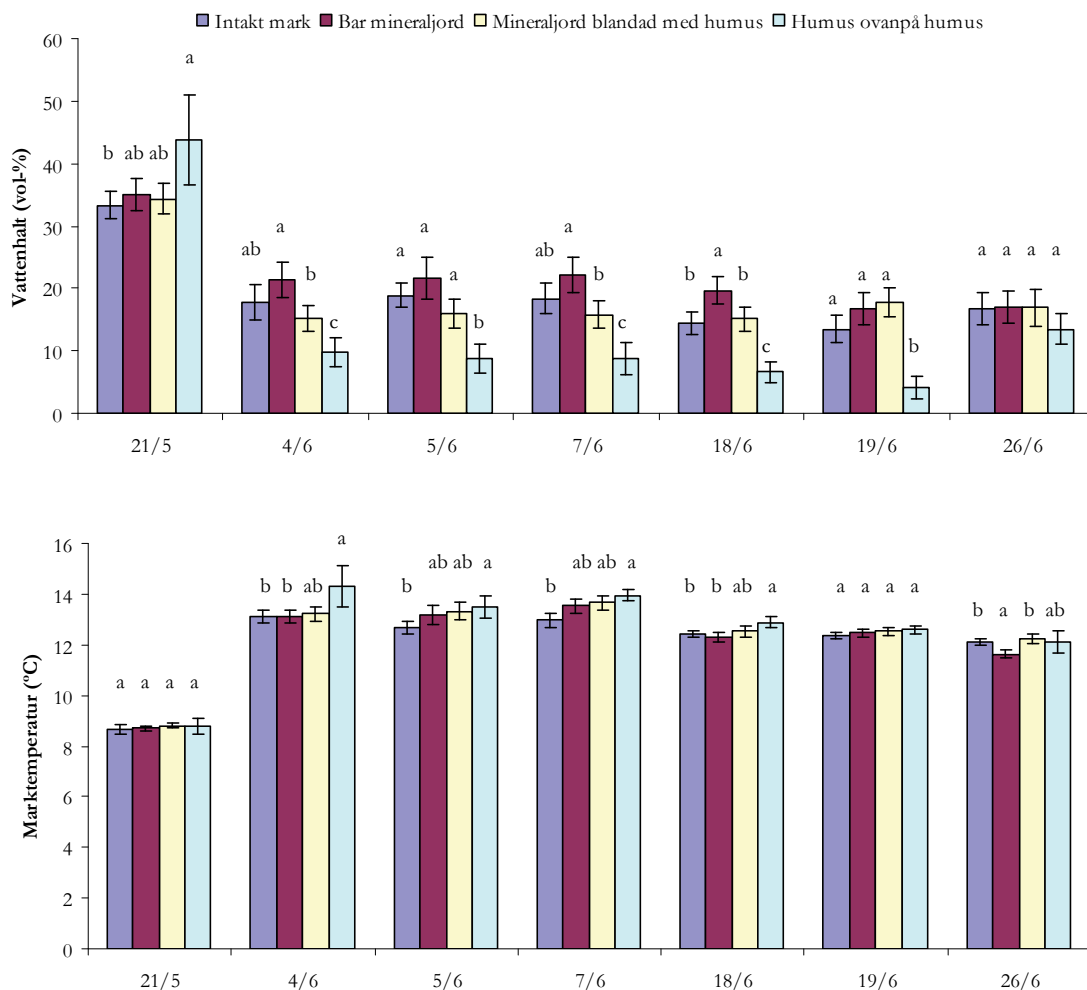
Figur 6. Dygnsmedelvärden över lufttemperaturen (punkter) och nederbörden (staplar) under maj och juni 2008 vid Asa Försökspark, SLU, som ligger ca 20 km från försökslokalen.



Figur 7. Utvecklingen av vattenhalt (övre diagrammet) och marktemperatur (nedre diagrammet) på referensen (blå stapel) och på stubbskördad mark (röd stapel) i medeltal under maj och juni 2008. Vattenhalten mättes från 0-5 cm djup och marktemperaturen från 0-10 cm djup. Första mätningen, 21/5, ägde rum innan stubbskörd och båda staplarna visar således på vattenhalten och marktemperaturen från ej stubbskördad mark vid detta tillfälle. Felstaplarna anger medelfel för referensen (n=2) och för stubbskördad mark (n=3). Den totala skillnaden i vattenhalt och marktemperatur mellan stubblyft yta och ej stubblyft yta är signifikant efter stubbskörd. Signifikant skillnad vid enskilt mättillfälle markeras med *.



Figur 8. Andelen av störningstyperna *intakt mark*, *bar mineraljord*, *mineraljord blandad med humus* och *humus ovanpå humus* på stubbskördade provtytor.



Figur 9. Utvecklingen av vattenhalt (övre diagrammet) och marktemperatur (nedre diagrammet) på störningstyperna i medeltal under maj och juni 2008. Vattenhalten mättes från 0-5 cm djup och marktemperaturen från 0-10 cm djup. Första mätningen, 21/5, ägde rum innan stubbskörd. Vattenhalten och marktemperaturen är således ej påverkad av stubblyftningen vid detta tillfälle. Felstaplarna anger medelfel för *intakt mark* (n=19), *bar mineraljord* (n=17), *mineraljord blandad med humus* (n=18) och *humus ovanpå humus* (n=6). Den totala skillnaden i vattenhalt och marktemperatur mellan stubblyft yta och ej stubblyft yta är signifikant efter stubbskörd. Signifikant skillnad vid respektive mätillfälle markeras med skilda bokstäver.

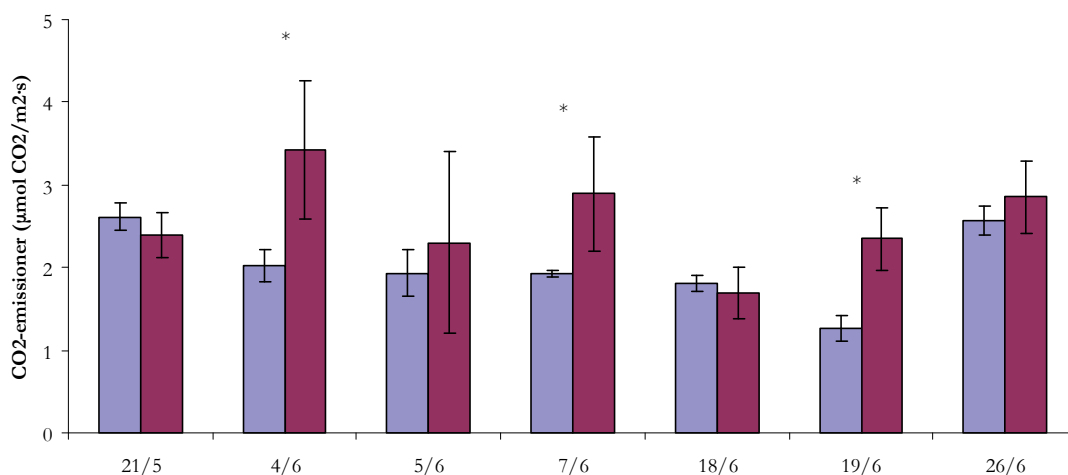
Koldioxidemissioner

Efter stubbskörd ses en direkt effekt av omrörningen av marken. Emissionerna av koldioxid från den stubbskördade marken ökade från 2,4 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{-s}$ till 3,4 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{-s}$ mellan 21/5 och 4/6 (Fig 10). Därefter minskade emissionerna av koldioxid från stubbskördad mark och var som lägst 1,7 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{-s}$ 18/6. Koldioxidemissionerna från referensen minskade från första provtagningstillfället och var som lägst 1,3 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{-s}$ 19/6. Till sista provtagningstillfället ökade koldioxidemissionerna från både stubbskördad och ej stubbskördad mark. Emissionerna av koldioxid från stubbskördad mark var signifikant större än emissionerna från referensen under studien. Störst koldioxidemissioner uppmättes från störningstypen *humus ovanpå humus* som när de var som högst (7/6) var mer än två gånger så stora som emissionerna från störningstypen *intakt mark* (Fig 11). Lägst

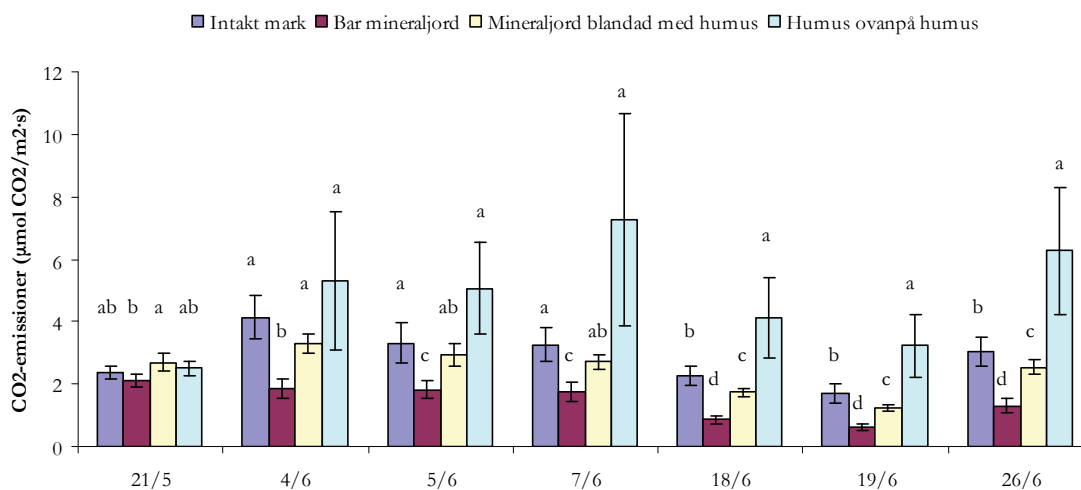
koldioxidemissioner uppmättes från störningstypen *bar mineraljord*.

Genom att sätta koldioxidemissionerna från de olika störningstyperna relativt emissionerna från referensen åskådliggörs hur de påverkats av stubblyftningen (Fig 12). De totala emissionerna är signifikant lägre från *bar mineraljord* och signifikant högre från den till synes *intakta marken* samt från *humus ovanpå humus* jämfört med de totala emissionerna från referensen. Skillnaden mellan *bar mineraljord* och *intakt mark* avtar mot slutet av perioden.

Medelvärde på koldioxidemissionerna efter stubblyftning är 2,6 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{-s}$ från stubbskördad mark och 2,0 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{-s}$ från referensen. Emissionerna från stubbskördad mark var således i genomsnitt 26 % större än emissionerna från referensytorna under studien.



Figur 10. Emissioner av koldioxid från referens (blå stapel) och från stubbskördad mark (röd stapel) i medeltal under maj och juni 2008. Första mätningen, 21/5, ägde rum innan stubbskörd och båda staplarna visar således på emissionerna från ej stubbskördad mark vid detta tillfälle. Felstaplarna anger medelfel för referensen (n=2) och för stubbskördad mark (n=3). De totala emissionerna efter stubbskörd är signifikant större på stubbskördad mark. Signifikant skillnad vid enskilt mättillfälle markeras med *.



Figur 11. Emissioner av koldioxid från störningstyperna *intakt mark*, *bar mineraljord*, *mineraljord blandad med humus* och *humus ovanpå humus*, i medeltal under maj och juni 2008. Första mätningen, 21/5, ägde rum innan stubbskörd och koldioxidemissionerna från de olika störningstyperna är vid detta tillfälle ej påverkad av stubblyftningen. Skillnaden som finns redan vid första provtagningen visar således på den naturliga variationen inom hygget. Felstaplarna anger medelfel för *intakt mark* (n=19), *bar mineraljord* (n=17), *mineraljord blandad med humus* (n=18) och *humus ovanpå humus* (n=6). Signifikant skillnad vid respektive mättillfälle markeras med skilda bokstäver.

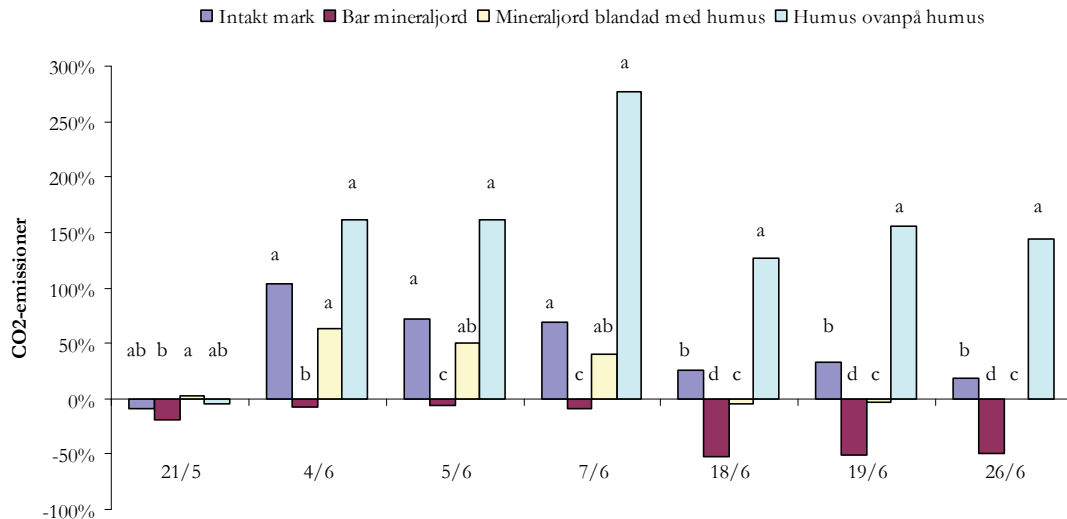


Fig 12. Koldioxidemissioner från störningstyperna *intakt mark*, *bar mineraljord*, *mineraljord blandad med humus* och *humus ovanpå humus* relativt koldioxidemissioner från referensytorna. Första mätningen, 21/5, ägde rum innan stubbskörd och koldioxidemissionerna från de olika störningstyperna, relativt emissionerna från ej stubbskördad mark, är vid detta tillfälle ej påverkade av stubblyftningen. Signifikant skillnad vid respektive mätillfälle markeras med skilda bokstäver.

Metan- och lustgasemissioner

Det förekom inte metan eller lustgas i gasemissionerna från marken (Tab 1).

Tabell 1. Emissioner av växthusgaser från marken, 7/6 2008, på referensytor och stubbskördad mark, i medeltal

Växthusgas	Referens	Stubbskördad mark
Koldioxid	1,9 $\mu\text{mol CO}_2/\text{m}^2\cdot\text{s}$	2,9 $\mu\text{mol CO}_2/\text{m}^2\cdot\text{s}$
Metan	0	0
Lustgas	0	0

DISKUSSION

Koldioxidemissioner

Studien visar att stubblyftningen omedelbart påverkade omsättningen av organiskt material i marken med ökade koldioxidemissioner som följd. Koldioxidemissionerna från stubbskördade ytor var i genomsnitt 26 % större än emissionerna från referensytorna. Skillnaden i koldioxidemissioner mellan referensytorna och stubbskördad mark är signifikant ($p \leq 0,05$). Referensytorna i den här studien utgjordes av avverkad mark utan ytterligare påverkan. I dagens skogsbruk är markberedning i princip standard och om stubbskördad mark istället jämförts med markberedd mark hade skillnaden varit mindre.

Marktemperaturen och markfuktigheten följde samma mönster på både stubbskördad och ej stubbskördad mark under studien och den omedelbara effekten vi ser på stubbskördad mark beror troligtvis därför mest på att syresättningen av marken förbättrades av stubblyftningen. Om man tittar på skillnaderna inom den stubbskördade marken så har till-

gången på lättnedbrytbart organiskt material varit avgörande för storleken på koldioxidemissionerna. Högst emissioner uppmättes från störningstypen *humus ovanpå humus* (5,2 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\cdot\text{s}$, medelvärde efter stubbskörd) där stubblyftningen resulterat i små ”kullar” med gott om organiskt material och lägst emissioner uppmättes från störningstypen *bar mineraljord* (1,4 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\cdot\text{s}$, medelvärde efter stubbskörd), där stubblyftningen resulterat i att humuslagret och det lättnedbrytbara organiska materialet var borta.

Tillgången på organiskt material visade sig också vara av stor betydelse för markemissionerna av koldioxid i en finsk studie av Pumpanen m fl (2004). I studien mättes koldioxidemissionerna vid olika markstörningar efter markberedning. De fann att högst koldioxidemissioner kom från högläggingspunkter med rikligt med organiskt material (6,7 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\cdot\text{s}$, medelvärde för juni 1998) och lägst emissioner från exponerad mineraljord (1,2 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\cdot\text{s}$, medelvärde för juni 1998). Värdena för dessa störningar är jämförbara med emissionerna från störningstypen *humus ovanpå humus* och störningstypen *bar mineraljord*.

Medelfelet för störningstypen *humus ovanpå humus* är stort i jämförelse med övriga störningstyper. Detta beror förmodligen främst på att det är få mätpunkter som representerar störningstypen, men också på att mätpunkterna är heterogena vad gäller kvantiteten på lättnedbrytbart organiskt material.

Koldioxidemissionerna från störningstypen *intakt mark* är större än emissionerna från referensen vilket tydliggörs i figur 12. Stubblyftningen har således även påverkat den till synes opåverkade marken. När stubben lyfts ur marken följer de större rötterna med och en viss omrörning kan därför ha skett även där markytan fortfarande är intakt efter stubblyftning. De finare rötterna går av när stubben lyfts ur marken och den ökade tillgången på dött lättnedbrytbart organiskt material, i form av finrötter, kan vara en bidragande orsak till att koldioxidemissioner är högre från stubbskördad mark än från referensen.

Det går inte särskilja om markemissionerna av koldioxid på stubbskördad mark härstammar från den lättnedbrytbara fraktionen av organiskt kol, som på sikt ändå kommer att frigöras, eller från det mer stabila kolet lagrat i marken. Det är dock tydligt att tillgången på färskt organiskt material har varit avgörande för storleken på koldioxidemissionerna från stubbskördad mark.

En mycket liten del av koldioxidemissionerna som uppmätts från provytorna som utgjorde referens och från mätringarna vid störningstypen *intakt mark* kan härstamma från markvegetationen. Markvegetation var dock mycket begränsad vid försökslokalen, vilket är normalt för bördiga sydsvenska granmarker under det första året efter slutavverkning.

Utifrån de data som samlats in under studien går det inte dra några slutsatser om hur stubblyftning påverkar nettoflödet av växthusgaser på lång sikt. Litteratursammanställningar av studier där olika markberedningsmetoders effekt på kollagren i marken undersökts visar att markberedning av olika slag leder till minskade kolförråd i marken och att kolförlusterna blir större desto kraftigare markberedningsmetod som används (Johnson 1992; Freeman m fl 2005; Jandl m fl 2007). Litteratursammanställningarna pekar samtidigt på att markberedning leder till snabare etablering av ny skog och ökad biomassaproduktion. På lång sikt kan detta väga upp kolförlusterna från marken och beroende på omfattningen av störningen kan det till och med leda till ökad kollager i marken. Detta resonemang bör också gälla markstörningen som uppstår vid stubblyftning.

Fontaine m fl (2007) visar i en studie att tillgången på färskt organiskt material är en mycket viktig energikälla för de nedbrytande mikroorganismerna. I studien predikteras nedbrytningen av organiskt kol lagrat djupt ned i marken minska om tillgången på färskt organiskt material minskar. Om stubblyftning bidrar till att lättnedbrytbart organiskt material omdistribueras kan det leda till att omsättningen av stabilt

kol lagrat i marken ökar. För att minska risken för att stora mängder lättnedbrytbart kol ska lagras om till djupare marknivåer bör kanske därför GROT-uttag ske i samband med stubblyftning.

Metan- och lustgasemissioner

Lustgas kan bildas i både aeroba och anaeroba miljöer och gynnas av en hög och fluktuerande grundvattennivå samt av en hög tillgång på kväve (Hyvönen m fl 2006). Efter avverkning och stubbskörd förväntades emissioner av lustgas från marken kunna finnas. Enligt Klemedtsson m fl (1997) är lustgasemissionerna generellt låga från väl dränerad skogsmark, men högre från fuktigare marker. När skog avverkas upphör transpirationen och grundvattennivån stiger på sikt. När skogen avverkats minskar också konkurrensen om kvävet samtidigt som mineraliseringen i marken ökar. Dessa är alltså faktorer som skulle kunna gynna bildningen av lustgas. Stubblyftningens markberedande effekt bidrar dessutom ytterligare till att mer näring frigörs och tillgången på kväve ökar.

I den här studien kunde inte några emissioner av lustgas från vare sig stubbskördad mark eller referensytorna påvisas. Detta skulle dels kunna bero på att perioden då studien genomfördes präglades av torka och att marken inte var tillräckligt fuktig. Det kan även förklaras av att nitrifikationen först kommer igång ett år efter slutavverkning även om mineraliseringen av kväve ökar direkt efter både invers markberedning och högläggning (Smolander & Heiskanen 2007). Med hänsyn till detta kan sannolikheten för att lustgas ska bildas vara större året efter att stubblyftning ägt rum. För varje år som går etableras dock ny växtlighet mer och mer och konkurrensen om kvävet ökar. Om stubblyftning resulterar i ökad lustgasavgång borde det i så fall ske de allra närmsta åren efter stubbskörd.

I studien undersöktes även om det förekom metanemissioner från marken. Skogsmark utgör generellt en sänka för metan genom att metanotrofa bakterier i markytan bryter ned både metan som bildas i marken men också metan som diffunderar från atmosfären ned i marken (Le Mer m fl 2001). När grundvattennivån på sikt höjs efter avverkning ökar sannolikheten för anaeroba miljöer att uppstå där metan kan bildas. Under den här studien rådde torka och även om grundvattennivån var högre på grund av minskad transpiration var den inte tillräckligt hög för att markemissioner av metan skulle kunna påvisas från vare sig stubbskördad mark eller referensytor.

Marktemperatur och markfuktighet

Marktemperaturen anses av många vara den begränsande faktorn för markrespirationen under större delen av året och förhållandet mellan markrespirationen och marktemperaturen brukar beskrivas med en

exponentiell ekvation (Lou & Zhou 2006). Skillnaden i marktemperatur var mycket liten mellan provytorna med stubbskörd och referensytorna. Marktemperaturen varierade ej heller över tiden varför sambandet mellan markrespirationen och marktemperaturen ej undersökts närmare i den här studien.

Även markfuktigheten är en mycket viktig faktor för nedbrytningen. Rey m fl (2002) visar i en studie att markrespirationen kraftigt begränsas när markfuktigheten understiger 20 volymprocent. Li m fl (2008) uttrycker sig istället att markrespirationen kraftigt begränsas när markfuktigheten understiger 1/3 av fältkapaciteten. Perioden då studien utfördes präglades av torka. Under hela maj och juni tillsammans registrerades totalt endast 50 mm nederbörd. Normal nederbörd (baserad på långtidsmedel 1988-2005) för maj och juni tillsammans är 133 mm. På den stubbskördade marken var markfuktigheten strax under 20 volymprocent under hela studien och har med stor sannolikhet begränsat bildningen av koldioxid, metan och lustgas.

Slutsats

Koldioxidemissionerna var totalt sett 26 % större från stubblyfta ytor än från referensytor och den totala skillnaden efter stubbskörd är signifikant. Det går inte skilja på ursprunget till koldioxidemissionerna i studien, som kan härstamma från både lättnedbrytbart organiskt material, såsom finrötter som på sikt ändå skulle ha brutits ned, eller från mer stabilt kol lagrat i marken. Det är dock tydligt att tillgången på organiskt material i form av humus och förna var av stor betydelse för storleken på koldioxidemissionerna. Stubblyftningens långsiktiga effekt på kolförrådet i marken är osäker och mer forskning behövs på området.

I denna studie uppmättes inga markemissioner av metan eller lustgas. Med hänsyn till studier på hur markberedning påverkar mineraliseringen av kväve kan sannolikheten för att lustgas ska bildas vara större året efter stubblyftning.

Perioden då studien genomfördes präglades av torka vilket förmodligen begränsade nedbrytningen.

TACK

Jag vill börja med att tacka personalen vid ”gamla” Institutionen för skoglig marklära (nuvarande Institutionen för mark och miljö) och då främst min handledare Monika Strömgren som varit till mycket stor hjälp under arbetets gång samt Gunnar Wiklander som hjälpte mig att komma i kontakt med Monika och som kommit med många goda råd. Jag vill tacka Södra Skogsenergi AB och min handledare där, Kjell Gustafsson, för vårt samarbete. Tack Ola Langvall vid enheten för skoglig fältforskning, Asa försökspark och fältforskningsstation, för klimatdata. Jag vill

också passa på att tacka min familj och min bror Erik som varit till stor hjälp.

REFERENSER

- Areskoug, M. (2006). *Miljöfysik. Energi för hållbar utveckling*. 2. uppl., s 92, 213. Lund : Studentlitteratur. ISBN 91-44-03587-x.
- Berg, J., Linder, S., Morén, A-S., Grelle, A., Lindroth, A., Roberntz, P. (2000). Skogens kolbalans - många faktorer inverkar. I Oscarsson, H. (red.) *Fakta skog nr 15 2000*. Uppsala : TK-tryck. ISSN 1400-7789
- Boyle, G., Alexander, G. (2008) Introducing renewable energy. I Boyle, G (red.) *Renewable energy. Power for a sustainable future*. 2. uppl., s 2-15. Oxford : Oxford University Press. ISBN 0-19-926178-4
- Brady, N.C. & Weil, R.R. (2002). *The nature and properties of soils*. 13. uppl. s 498-542. New Jersey : von Hoffman Press. ISBN 0-13-01673-0
- Ericsson, E. & Johansson M-B. (2005). Skogen - nyckelroll i klimatarbetet. I Morén, A-S. (red.) *LUSTRA Årsrapport 2004*, s 12. SLU/Repro.
- Egnell, G., Hyvönen R., Högbom L., Johansson T., Lundmark T., Olsson B., Ring E., von Sydow F. (2007). *Miljökonsekvenser av stubbskörd – en sammanställning av kunskap och kunskapsbehov*, s 5. Eskilstuna : Statens Energimyndighet. Rapport ER 2007:40. ISSN 1403-1892.
- Ernfors M., Klemedtsson L., von Arnold K., Stendahl, J. (2006). Skog på torvmark källa för lustgas. I Morén, A-S. (red.) *LUSTRA Årsrapport 2005*, s15-17. SLU/Repro.
- Fontaine, S., Barot, S., Barré, P., Bdioui, N., Mary, B., Rumpel, C. (2007). Stability of organic carbon in deep soil layers controlled by fresh carbon supply. *Nature* 450, s 277-280. ISSN: 0028-0836
- Freeman, M., Morén, A-S., Strömgren, M., Linder, S. (2005). Climate change impacts on forests in Europe: Biological impact mechanisms. I Kellomäki, S., Leinonen, S (red.) *Management of European forests under changing climatic conditions*, s 90-103.
- Haug, R.T. (1993). *The practical handbook of compost engineering*, s 124, 134, 253, 257, 258. N.W. Boca Raton : CRC Press. ISBN 0-87371-373-7
- Hillel, D. (2004). *Introduction to Environmental Soil Physics*, s 187-201. San Diego : Academic press. ISBN 0-12-348655-6
- Holmgren, K., Eriksson, E., Olsson, O., Olsson, M., Hillring, B., Parikka, M. (2007). *Biobränslen och klimatneutralitet - Systemanalys av produktion och användning*. Elforsk. Rapport 07:35.
- Hyvönen-Olsson, R & Grelle, A. (2007). Effekter på skogens kolbalans. I *Miljökonsekvenser av stubbskörd - en sammanställning av kunskap och kunskapsbehov*. Eskilstuna : Statens Energimyndighet. Rapport ER 2007:40. ISSN 1403-1892.

- Hyvönen, R., Gärdenäs, A. & Klemedtsson, L. (2006) Mera kväve till skogen ökar riskerna för miljön. I Morén, A-S. (red.) *LUSTRA Årsrapport 2005*, s13. SLU/Repro.
- IPPC. (2000). *Land use, land-use change, and forestry*, s 31. Cambridge : IPCC. ISBN 0-521-80083-8
- IPPC. (2007). *FN:s klimatpanel 2007: Syntesrapport*, s14. Stockholm: Naturvårdsverket. Rapport 5763. ISBN 978-91-620-5763-3/ISSN 0282-7298.
- Jandl, R., Lindner, M., Vesterdal, L., Bauwens, B., Baritz, R., Hagedorn, F., Johnson, D.W., Minkinen, K., Byrne, K.A. (2007). Review. How strongly can forest management influence soil carbon sequestration?. *Geoderma* 137, s 253-268. ISSN: 0016-7061
- Johnson, D.W. (1992). Effects of forest management on soil carbon storage. *Water, Air, and Soil Pollution* 64, s 83-120. ISSN: 0049-6979
- Jonsson, Y. (1985). *Teknik för tillvaratagande av stubbved*. Forskningsstiftelsen Skogsarbeten. Redogörelse nr 3
- Karlsson J. (2007). *Produktivitet vid stubblyftning*. Examensarbete. Umeå: Sveriges lantbruksuniversitet
- Klemedtsson, L., Kasimir Klemedtsson, Å., Moldan, F., Weslien, P. (1997). Nitrous oxide from Swedish forest soils in relation to liming and simulated increased N-deposition. *Biology and Fertility of Soils* 25, s 290-295. ISSN: 0178-2762
- Loman, J-O. (2007). *Skogstatistisk årsbok 2007*, s 196. Jönköping : Skogsstyrelsen. ISBN 91-88462-74-9/ISSN 0491-7847
- Le Mer, J., Roger, P. (2001). Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: A review. *European Journal of Soil Biology* 37, s25-50. ISSN: 1164-5563
- Li, H-J., Yan, J-X., Yue, X-F., Wang, M-B. (2008). Significance of soil temperature and moisture for soil respiration in a Chinese mountain area. *Agricultural and Forest Meteorology* 148, s 490-503. ISSN: 0168-1923
- Lundmark, J-E. (1986). *Skogsmarkens ekologi – Ståndortanpassat skogsbruk del 1 – Grunder*, s 69-70. Jönköping : Skogsstyrelsen. ISBN 91-85748-50-1
- Lundmark, J-E. (1988). *Skogsmarkens ekologi – Ståndortanpassat skogsbruk del 2 – Tillämpning*, s 103, 106, 231, 236. Jönköping : Skogsstyrelsen. ISBN 91-85748-69-2
- Luo, Y. & Zhou, X. (2006). *Soil respiration and the environment*, s 36-55, 79-104. Burlington : Academic Press. ISBN 13: 978-0-12-088782-8/ISBN 10: 0-12-088782-7.
- Olsson M., Berggren, D., Hooshang, M., Ågren, G. (2004). Rötter och DOC ger kolförråd i mark. I Morén, A-S. (red.) *LUSTRA Årsrapport 2003*, s8-9. SLU/Repro.
- Olsson, M. (1997). Skogsbruket och kolbalansen. I Lillieskiöld M. (red.) och Nilsson J. (red.) *Kol i marken. Konsekvenser av markanvändning i skogs- och jordbruket*. Stockholm : Naturvårdsverket. Rapport 4782. ISBN 91-620-4782-5/ISSN 0282-7298
- Parkinson, K.J. (1981). An improved Method for Measuring Soil Respiration in the Field. *The Journal of Applied Ecology* 18, s 221-228. ISSN: 0021-8901
- Pumpanen, J., Westman, C.J., Ilvesniemi, H. (2004). Soil CO₂ efflux from a podzolic forest soil before and after clear-cutting and site preparation. *Boreal Environment Research* 9, s 199-212. ISSN: 1239-6095
- Rey, A., Pegoraro, E., Tedeschi, V., Parri, I.D., Jarvis, P.G., Valentini, R. (2002). Annual variation in soil respiration and its components in a coppice oak forest in Central Italy. *Global Change Biology* 8, s 851-866. ISSN: 1354-1013
- Smolander, A., Heiskanen, J. (2007). Soil N and C transformations in two forest clear-cuts during three years after mounding and inverting. *Canadian Journal of Soil Science* 87:3, s 251-258. ISSN: 0008-4271
- Viklund, E. (2006). Stubbrytning funkar - Men var finns köparna? Och hur går det med miljön? *Skogen nr 5*, s37-38
- von Arnold, K. (2004). Forests and greenhouse gases. Fluxes of CO₂, CH₄ and N₂O from drained forests on organic soils. *Linköping Studies in Arts and Science No 302*. ISBN 91-85295-71-X
- von Arnold, K., Weslien, P., Klemedtsson, L. (2004). Växthusgaser och dikad skogsmark. I Morén, A-S. (red.) *LUSTRA Årsrapport 2003*, s 12. SLU/Repro.
- Wayne, R.P. (1993). Nitrogen and nitrogen compounds in the atmosphere. I Burt T., Heathwaite A., Trudgill S. (red.) *Nitrate - Processes, Patterns and Management*, s 23-28. Chippenham: J. Wiley Publishers. ISBN 0-471-93476-3
- Skogsstyrelsen. Hemsida. [online] (2008-09-02) Tillgänglig: <http://www.svo.se> [2008-11-13]
- Jordbruksaktuellt. Hemsida. [online] (2008-09-17) Tillgänglig <http://www.ja.se> [2008-11-13]

**EXAMENSARBETEN UTFÖRDA OCH PUBLICERADE VID TIDIGARE
INSTITUTIONEN FÖR SKOGLIG MARKLÄRA (NUVARANDE
INSTITUTIONEN FÖR MARK OCH MILJÖ), SLU FR O M ÅR 2001**

1. Gustafsson, Maria. 2001, Carbon loss after forest drainage of three peatlands in southern Sweden.
2. Isberg, Susanna. 2002. Elementkoncentrationer i gran utmed en markfuktighetsgradient.
3. Munter, Fredrik. 2002. Kloridhalter i gran utmed en depositionsgradient för havssalter.
4. Poggio, Laura. 2002. Epiphytic algae on Norway spruce needles in Sweden – geographical distribution, time-trends and influence of site factors.
5. Zander, Niclas. 2002. Beskogad åkermark – Förändringar av mark-pH efter plantering.
6. Bergkvist, Åsa. 2002. Små skogliga vattendrag i Värmland – Generell beskrivning, förekomst av traktorspår samt spårens inverkan på bottenfauna.
7. Gille, Emma. 2002. Den bäcknära zonen vid små skogliga vattendrag i Värmland – Generell beskrivning, förekomst av traktorspår samt kvicksilverhalter i körpåverkat ytvatten.
8. Herbertsson, Sofia. 2003. Sjunkande pH i Västerbottens humuslager – en kvantitativ analys.
9. Hedstrand, Ylva. 2003. Effects of Ammonium Oxalate Treatment on Interlayer Materials in 2:1 Layer Silicates From a Podzol.
10. Hansson, Karna. 2004. Bok- och grankonkurrens i Sydsverige – markegenskaper och naturlig föryngring.
11. Granlöf, Jonatan. 2005. Stormfällning och dess riskfaktorer i skyddszoner längs skogliga vattendrag i Västra Götaland.
12. Chaminade, Guillermo. 2005. Topography, soil carbon-nitrogen ratio and vegetation in boreal coniferous forests at the landscape level.
13. Torgnyson, Beatrice. 2005. Student attitudes toward incentives to reduce automobile use
14. Berg, Kristin. 2006. Naturlig föryngring på torra sandmarker. Ståndortsegenskaper och jordartskarta som beslutsunderlag för undvikande av schablonmässig markberedning.
15. Hultnäs, Mikael. 2006. Skogsskötselåtgärder vid nyetablering av skyddszoner vid bäckar i södra Värmland.
16. Strähle, Erik. 2006. Sumpskogens motståndskraft vid stormen Gudrun år 2005.
17. Lucci, Gina. 2007. Element balances and retention for wetlands in the forest environment - case study Bohyttan fen.
18. Backlund, Ingegerd. 2007. Askåterföring i Jämtland - biobränslets och askans innehåll av tungmetaller relaterat till markernas geokemi.
19. Holmström, Björn. 2008. Stubblyftningens initiala effekt på emissioner av växthusgaser från en granmark i Småland.

I denna serie publiceras examensarbeten utförda vid institutionen för skoglig marklära, SLU. Tidigare nummer i serien kan i mån av tillgång beställas från institutionen på telefon 018-672212. De kan också laddas ner från institutionens hemsida: www.mark.slu.se

ISSN 1650-7223
ISBN 978-91-85911-85-1

Institutionen för mark och miljö
SLU
Box 7001
750 07 Uppsala
