



## **Att räkna med markkol i livscykelanalys av nötkött**

Serina Ahlgren  
Danira Behaderovic  
Anna Woodhouse

# Att räkna med markkol i livscykelanalys av nötkött

Serina Ahlgren  
Danira Behaderovic  
Anna Woodhouse

Foto framsida: Serina Ahlgren

RISE Research Institutes of Sweden AB

RISE Rapport 2020:67

ISBN: 978-91-89167-52-0

Uppsala 2020

# Innehåll

|  |           |
|--|-----------|
| <b>Innehåll.....</b>   | <b>1</b>  |
| <b>Förord.....</b>   | <b>2</b>  |
| <b>Sammanfattning .....</b>  | <b>3</b>  |
| <b>1 Inledning .....</b>   | <b>4</b>  |
| 1.1 Olika typer av markanvändning och ändring av markkol .....                     | 4         |
| 1.2 Hur gå tillväga? .....   | 5         |
| 1.3 Rapportens upplägg.....  | 6         |
| <b>2 Att uppskatta ändring i markkol .....</b>                                     | <b>7</b>  |
| 2.1 Mäta ändringar i marken.....   | 7         |
| 2.2 Modeller för att uppskatta ändringar i markkol.....                            | 7         |
| 2.3 Använda nyckeltal.....   | 8         |
| 2.4 Vad referensen? .....  | 9         |
| <b>3 Fördela över tid.....</b>   | <b>10</b> |
| <b>4 Beräkna klimatpåverkan.....</b>   | <b>11</b> |
| 4.1 Koldioxidekvivalenter .....  | 11        |
| 4.2 Fossila och biogena utsläpp .....  | 11        |
| 4.3 Mer kol kan ge mer lustgas .....   | 12        |
| <b>5 Några existerande ramverk.....</b>  | <b>13</b> |
| <b>6 Rekommendationer kring markkolsberäkningar i LCA .....</b>                    | <b>13</b> |
| <b>7 Referenser .....</b>  | <b>16</b> |
| <b>Bilaga 1. Ordlista .....</b>  | <b>18</b> |
| <b>Bilaga 2. Indirekt ändrad markanvändning .....</b>                              | <b>20</b> |
| <b>Bilaga 3. Nyckeltal för markkol .....</b>                                       | <b>22</b> |
| <b>Bilaga 4. Potential för markkol att minska klimatavtrycket av nötkött .....</b> | <b>24</b> |

# Förord

Detta är en rapport som författats inom ett projekt med titel ” Markkol i nötköttssystem – vad vet vi och hur bör vi räkna?” finansierat av Branschutvecklingspengen.

Projektet har pågått under 2019-2020 och består av två delar. I den första delen har vi sammanställt senaste nytt från litteraturen kring inbindning och utsläpp av markkol i bete och foderodling. En del av dessa resultat finns sammanställda i Bilaga 1 av denna rapport. Denna rapport hör dock framförallt till del två av projektet som handlar om att ge råd kring hur man bör räkna med markkol i livscykelanalyser av svenska nötköttssystem.

Vi vill tacka den referensgrupp som varit knuten till projektet: Per Bodin, Jordbruksverket; Erika Brendov, LRF; Kajsa Henryson, SLU; Thomas Kätterer, SLU; Elina Matsdotter, Svenskt Kött; Theres Strand, Svenska Köttföretagen; Pernilla Tidåker, SLU; Viktoria Östlund, LRF.

/Författarna

Uppsala och Göteborg 2020-09-08

# Sammanfattning

Markanvändning och förändringar i markkol kan ha en stor påverkan på klimatpåverkan från livsmedelsproduktion. En vanlig metod för att beräkna klimatpåverkan av livsmedel är livscykelanalys (LCA). Här räknar man ihop alla utsläpp från produktionskedjan till ett tal.

Det finns idag dock ingen konsensus kring hur vi bör räkna med markkol i LCA vilket innebär att många studier helt enkelt inte tar med markkol eller gör väldigt olika val vilket försvårar tolkning av resultaten. Det finns också en begreppsförvirring som gör det svårt att kommunicera kring markkol och dess effekter.

I denna rapport ger vi en bakgrund till problemen, varför det är så svårt att räkna med markkol. Vi gör ett försök att reda ut begreppen, och att ge några råd för hur markkol kan inkluderas i LCA. Rapporten vänder sig till utförare av LCA men även till dig som vill veta mer om markkol i LCA på ett generellt plan och för att kunna tolka resultat.

I rapporten delar vi upp markkolsförändringar som kan ske på fyra principiellt olika nivåer:

1. Ändring mellan olika kategorier av markanvändning, till exempel från skog till jordbruksmark.
2. Odling av en mark som inte är i jämvikt, till exempel att bruka en torvmark eller mark som bytt kategori för länge sen men som fortfarande inte kommit i jämvikt.
3. Ändring i marknyttjande, till exempel byte av gröda från ettåriga till fleråriga grödor.
4. Att ändra eller införa skötselåtgärder, till exempel tillförsel av organiskt material.

För att inkludera markkolsförändringar i LCA, behövs tre steg (1) uppskatta ändringen i markkol (2) fördela påverkan över tid och (3) beräkna klimatpåverkan. I rapporten går vi systematiskt igenom dessa tre steg och pekar ut vilka svårigheter som finns.

Det är svårt att ge specifika råd kring markkol, då alla val är tätt kopplade till syftet med studien som ska utföras. Vi tycker att det viktigaste är, att LCA-utövaren är medveten om de olika alternativen i varje steg och tydligt beskriver och motiverar sina val, så att det för slutanvändaren av resultaten är tydligt vad som ligger grund för resultaten.

# 1 Inledning

Nötkreaturens klimatpåverkan är ett hett ämne, där åsikterna går isär både bland allmänhet och forskare. Debatten är polariserad och det förekommer många missuppfattningar. Ett vanligt förekommande argument är att betande djur bidrar till att kol binds in i marken, vilket kompenserar för övriga utsläpp. Andra påpekar att odling av foder leder till förlust av markkol och även orsakar avskogning i andra delar av världen.

En vanlig metod för att beräkna klimatpåverkan av livsmedel är livscykelanalys (LCA). Här räknar man ihop alla utsläpp från produktionskedjan till ett tal. Det finns idag dock ingen konsensus kring hur vi bör räkna med mark i LCA vilket innebär att många studier helt enkelt inte tar med markkol eller gör väldigt olika val vilket försvårar tolkning av resultaten (Goglio m.fl., 2015).

I denna rapport ger vi en bakgrund till problemen, varför det är så svårt att räkna med markkol. Vi reder ut begreppen och ger övergripande rekommendationer för hur vi tycker markkol bör inkluderas i livscykelanalyser av svenska nötköttssystem. Att utforma detaljerade instruktioner för LCA-beräkningar ryms inte inom detta projekt, men vi ger i alla fall vissa råd kring vilka metoder och modeller som passar vilket syfte.

## 1.1 Olika typer av markanvändning och ändring av markkol

Om vi vill beräkna miljöpåverkan av markanvändning eller analysera framtida markanvändning, så är det praktiskt att dela upp markanvändning i olika typer. Det råder en viss förvirring i terminologin och hur man ska tänka kring markanvändning. Vi gör här ett försöka att reda ut begreppen. En ordlista finns i Bilaga 1.

Till att börja med kan vi dela upp markanvändning i tre olika nivåer: (1) markkategori, (2) marktäckning och (3) skötsel. Denna uppdelning i tre nivåer (Figur 1) har vi konstruerat för denna rapport; det finns säkerligen andra sätt att dela upp markanvändning på.



Figur 1. Ett försök att kategorisera markanvändning i tre nivåer, och där ändringar i markkol kan ske på fyra principiellt olika sätt (se nummer 1-4 i figuren).

Inbindning eller frigörelse av kol från ändrad markanvändning kan alltså ske på fyra principiellt olika sätt inom jordbruket (Figur 1):

1. Ändring mellan olika kategorier av markanvändning, till exempel från skog till åkermark.
2. Odling av en mark som inte är i jämvikt, till exempel att bruka en torvmark eller mark som bytt kategori för länge sen men fortfarande inte kommit i jämvikt.
3. Ändring i marknyttjande, till exempel byte av gröda från ettåriga till fleråriga grödor.
4. Att ändra eller införa skötselåtgärder, till exempel tillförsel av organiskt material.

För att komplicera saken ytterligare, brukar det även talas om indirekt ändrad markanvändning. Indirekt ändrad markanvändning är bara tillämpligt om man vill utreda konsekvenserna av en ökad eller minskad efterfrågan av en produkt. Vi kommer inte skriva mer om detta i rapporten, men förklarar vad konceptet innebär i Bilaga 2.

I denna rapport pratar vi om organiskt bundet kol. Det finns också inorganiskt kol bundet i karbonat från berggrunden – men det behandlas inte här.

## 1.2 Hur gå tillväga?

När vi väl konstaterat att det blir en ändring i markkol, måste vi försöka inkludera detta i LCA-studier och omvandla markkolsförändringen till klimatpåverkan. För att göra det, kan vi följa arbetsordningen i Figur 2. Metodmässigt måste markkolsändringen hanteras i ett tidsperspektiv innan den kan översättas till klimatpåverkan.



Figur 2. Att ändra kategori, nyttjande eller skötsel kan ge upphov till ändring i markkol, som i LCA metodmässigt måste hanteras genom att uppskatta ändringen i markkol, fördela påverkan över tid, och slutligen beräkna klimatpåverkan.

## 1.3 Rapportens upplägg

Rapporten går systematiskt igenom de tre stegen i figur 2 i kapitel 2, 3 och 4. Vi går sedan igenom hur några existerande LCA-ramverk hanterar markkol, och avslutar genom att ge rekommendationer för hur markkol kan hanteras i LCA.

Fokus på denna rapport är alltså inte att gå igenom processerna i marken som styr hur mycket kol som binds in eller frigörs utan fokus är på de metodmässiga utmaningarna som finns för att fånga ändringar i markkol i LCA.

Det florerar ett antal termer kring markanvändning och markkol, och många engelska förkortningar har blivit mer eller mindre standard att använda så som LUC (land use change). Vi har sammanställt en ordlista med olika begrepp i bilaga 1.



## 2 Att uppskatta ändring i markkol

Markens kolförråd varierar över tid och rum; markanvändningen och skötsel påverkar, men även klimatet och markens beskaffenhet påverkar dynamiken. Ändring i markkol kan också ha väldigt olika karaktär, det kan vara en stor ändring under en kort tid till exempel avskogning som sedan följs av en period av mindre markkolsförändring under en längre tid innan en ny jämvikt uppnås. Det kan också vara långsamma förändringar, till exempel kan tillförsel av stallgödsel varje år leda till en ökning av markkol under en längre tid. På något sätt måste vi försöka uppskatta ändringen i markkol för att kunna inkludera den i LCA. Nedan går vi igenom tre olika sätt att kvantifiera ändring i markkol; mätning, modeller, och nyckeltal.

### 2.1 Mäta ändringar i marken

Ett sätt att uppskatta ändringar i markkol för en specifik plats, är att ta jordprover och genom analyser påvisa hur mycket kol det finns i marken före och efter en viss användning/ändring. Erfarenheter från markkartering visar dock att det är mycket viktigt att man mäter på exakt samma ställe, då variationerna inom ett fält kan vara stora. Djupet för provtagningen är också avgörande för resultaten och här innebär den förändring i jordens densitet som ofta sker i samband med ändrad markanvändning en försvårande faktor, marken kan sjunka ihop eller bli mer luftig (Mybeck, 2014). En annan metod för att mäta ändringar i kol är att mäta koldioxidflöden mellan luft och ekosystem, t.ex. med utrustning monterad på master så kallad "eddy flux"-mätning (Paustian m.fl., 2019).

Det kan dock förekomma stora skillnader i markkol mellan olika år och säsonger, vilket innebär att det krävs ganska många mätningar för att kunna bestämma om markkolet följer en uppåtgående eller neråtgående trend. Det blir med andra ord dyrt och svårt att genomföra inom ramen för de flesta LCA-studier som i allmänhet har kortare tidsramar. Däremot finns flera långliggande försök där markkol mätts under många år; sådana studier kan utgöra mycket bra underlag i en LCA.

Det totala innehållet av markkol är också mycket stort i jämförelse med de ändringar vi pratar om för olika odlingsåtgärder, vi tittar alltså egentligen bara på marginella ändringar av den totala poolen, och risken är att mätosäkerheterna är så pass stora att det blir svårt att statistiskt säkerställa marginella ändringar i markkol av olika åtgärder (Paustian m.fl., 2019). Om man ändå väljer att mäta markkolet, så har FAO gett ut riktlinjer för hur mätningarna bör gå till (FAO, 2019).

### 2.2 Modeller för att uppskatta ändringar i markkol

En annan framkomlig väg för att uppskatta ändringen i markkol är att använda modeller, och här finns ganska många att välja bland. Inspirerat av bland annat FAO (2019) har vi delat upp markkolsmodellerna i fyra kategorier i beskrivningen nedan.

**1. Empiriska modeller.** Till denna kategori hör statistiska modeller, som baseras på mätningar. Hit hör till exempel IPCCs modell (IPCC, 2019)<sup>1</sup> som tagits fram för att ge länder riktlinjer för att beräkna nationella växthusgasutsläpp. Utifrån klimat och marktyp kan olika markkolsförändringar tas fram för omvandling mellan till exempel skog och jordbruk men även för odling av jordbruksmark. IPCC används frekvent inom LCA när tillgången på data är dålig, om det inte finns möjligheter att göra egna mätningar i marken, och är den rekommenderade metoden i flertalet LCA-ramverk (Bessou m.fl., 2019). IPCC-modellen är förenklad då den utgår ifrån att markkoll förändras linjärt och når sitt nya jämviktsläge efter 20 år. Det finns flera LCA-anpassade verktyg baserade på IPCCs metod som är smidiga att använda, till exempel ett verktyg framtaget av konsultfirman Blonk<sup>2</sup>.

**2. Massbalansmetoder.** Med antagandet att kvoten mellan kol och kväve är konstant, kan man beräkna hur mycket kol som lagras in, givet att man vet hur mycket kväve som lagras in. Denna metod har bland annat använts för att uppskatta mängden kol i betesmarker (Karlton, 2010).

**3. Markkolsmodeller.** Här inkluderas mer avancerade modeller, som tar hänsyn till marktyp, markanvändning, klimat och olika processer i marken. Ofta delas marken in i olika kolpooler där omsättningen av kol sker i olika hastighet, och flödet mellan dessa pooler modelleras över tid. Mätdata används ofta som kalibrering av modellerna. Till denna kategori hör modeller så som ICBM, Yasso, C-Tool, CANDY, Roth-C, IPCC Steady State. Det är inte ovanligt att dessa modeller används i LCA, särskilt användbara är de i fallstudier för specifika platser. Nackdelen är att de kräver lite mer av användaren, men även här finns användarvänliga verktyg. I till exempel rådgivningsverktyget Odlingsspektiv finns en modul om markkoll som bygger på modellen ICBM.

**4. Markprocessmodeller.** Det här är de mest avancerade modellerna som går steget längre än markkolsmodellerna då de tar hänsyn även till andra markprocesser som indirekt kan påverka markkoll, till exempel tillväxt av biomassa och omsättning av näringsämnen. Till dessa modeller hör till exempel DAYCENT, DNDC och DAISY. Det förekommer även att dessa modeller förekommer i LCA-studier, ofta då i mer djupgående studier till exempel i doktorandprojekt.

Dessutom finns modeller som är ännu bredare där all växtlighet i ett ekosystem simuleras, så kallade dynamiska globala växtmodeller, som exempelvis LPJ-Guess<sup>3</sup>

## 2.3 Använda nyckeltal

Ytterligare en framkomlig väg för att uppskatta ändringen i markkoll är att använda nyckeltal. Baserat på litteratur går det till exempel säga att odling av vall leder till en ökning av markkoll med ett antal kg kol per hektar och år. Inbindningen kan inte pågå i all evighet, men det är ofta svårt att ur litteraturen utläsa hur länge inbindningen

<sup>1</sup> IPCC-metoden är utvecklad för att beräkna nationella växthusgasutsläpp. Metoden är indelad i olika nivåer ("tiers") beroende på tillgången på data. På nivå 1 kan standarddata/defaultvärden användas för beräkning av ändrad markanvändning som tillhandahålls av IPCC. På nivå 2 används samma modell men med land-specifika indatat. Det finns också en så kallad steady state modell för mineraljordar inom nivå 2 samt en modul för biokol. Nivå 3 innebär att landet använder egen dynamisk modell eller detaljerade mätdata.

<sup>2</sup> <https://www.blonkconsultants.nl/portfolio-item/direct-land-use-change-assessment-tool/?lang=en>

<sup>3</sup> <http://web.nateko.lu.se/lpj-guess/>

beräknas kunna fortgå. I till exempel en studie av Bolinder m.fl. (2017) presenteras medelvärden av många olika studier. Medelvärden var uträknade över en 10-25 års period i genomsnitt, men med mycket stor variation mellan studier (däribland fanns också studier för kortare tidsperioder). Det betyder däremot inte nödvändigtvis att kolinlagringen gäller för en sådan tidsram, den kan gälla för kortare eller eventuellt också längre tidsperioder beroende på många faktorer; initial kolhalt i marken, klimat, textur, o.s.v.

Trots dessa svårigheter, har vi i del 1 av detta projekt sammanställt nyckeltal för ett antal olika markanvändningskategorier, nyttjanden och skötselåtgärder. En sammanfattning finns i Bilaga 3.

Om vi använder dessa nyckeltal, kommer vi fram till att markkol kan minska klimatavtrycket för svenskt nötkött med 20% genom att binda in kol in i betesmarker och vid odling av vall. Den totala potentiella inlagringen av kol från nötköttsproduktion motsvarar ungefär 7% av jordbrukssektorns totala utsläpp. Se beräkningar i bilaga 4.

## 2.4 Vad referensen?

I alla metoder för att uppskatta ändring i markkol är det viktigt att ställa frågan: en förändring i jämförelse med vad? Vi börjar med att närma oss frågan på två sätt; på fält- och systemnivå.

**Fältnivån** är i princip ganska enkel att förstå. Under en vald tidshorisont ändrar sig markkolet. Det finns en status före (referenssituationen) och efter en vald tidsperiod, och innehållet av markkol beror på hur marken används och sköts under den perioden. Det svåra i detta fall är att välja tidshorisont, se kapitel 3.

Det går också att tänka på **systemnivå**. Det blir då ändring i markkol i ett system jämfört med ett referenssystem som beräknas. Ett system kan till exempel vara en gård, en region, ett land eller en produkts livscykel. Det går att beräkna markkolsförändringar som före/efter scenarier, men också som skillnad i olika tänka framtida scenarier, där framtidsscenario 1 är referensen (Milå i Canals m.fl. 2007).

Ett annat exempel på skillnad mellan fält/system kan illustreras med stallgödsel. På fältnivå kan spridning av stallgödsel jämföras med en situation utan spridning av stallgödsel, och skillnad i markkol uppskattas. På systemnivå tillför stallgödsel dock inte något nytt kol utan kolet förflyttas bara i landskapet. Det beror på att kol som finns i stallgödsel ursprungligen kommer från foder och halm som skördas från en åker. Om stallgödsel sen sprids på en annan åker så innebär det att kol bara flyttas från en åker till en annan och det blir ingen nettoinlagring av kol (Röös, 2019). Däremot kan olika marker ha olika kolinlagringspotential, till exempel kan odling av flerårig vall och spridning av stallgödsel ge ett rejält tillskott av kol i magrare marker, så det kan finnas en möjlighet att "markkoloptimera" genom vallodling och spridning av stallgödsel. Man bör dock också ha i tanken att en del kol försvinner under lagringen av stallgödsel.

Referenssituationen kan också vara teoretisk, och handla om undvikna utsläpp. Till exempel kan vissa gårdar haft nötkreatur i många år. Innehållet av markkol kan vara mycket högt på grund av vallodling och stallgödelspridning. Marken kan vara i jämvikt och inte ha potential att binda in särskilt mycket mer kol. Betyder det att gården inte bör få räkna på kolinbinding? Jo, i vissa fall kan man tänka att gården får tillgodoräkna sig

bibehållen status, alltså teoretiskt undvikna utsläpp, jämfört t.ex. med att gården skulle vara kreaturslös och odlat ettåriga grödor (Cederberg m.fl., 2012).

Frågan om referenssituation måste med andra ord besvaras utifrån syftet med studien (ISO, 2018). Några ytterligare exempel: Om syftet är att undersöka effekten av åtgärder på en gård, så är markens status på gården innan åtgärder sätts in förmodligen en lämplig referens. Om syftet är att utvärdera expansion av vallodling i en region kan markkols-medelvärde för regionen före expansionen vara en lämplig referens, dock bör hänsyn tas till om expansionen tränger ut eller ersätter annan odling och vad det innebär. Om syftet är att beräkna nationella utsläpp från markanvändning kan Sveriges markkols-status år 1990 vara referensen eftersom det året ofta används som referens i klimatrapporering.

### 3 Fördela över tid

Ändringar i markkol är sällan linjära, utan varierar över tiden. Ändring i markkol kan också ha väldigt olika karaktär. Det kan vara en stor ändring under en kort tid, till exempel avskogning, som sedan följs av en längre period av odling innan en ny jämnvikt uppnås. Det är inte rimligt att den första grödan som odlas efter avskogningen får bära hela bördan, utan ”kolskulden” bör fördelas (allokeras) över de kommande åren. Frågan är då hur många år?

Ett alternativ är att använda en modell som simulerar hur lång tid det tar att uppnå en ny jämnvikt, och sedan fördela den totala ändringen i kol jämnt över denna period. Ett annat alternativ är att följa IPCCs metodik och fördela jämt över 20 år. Många vetenskapliga studier använder 30 år, men motiven till val av tidshorisont är oklara (Ahlgren och Börjesson, 2011).

Certifieringsföretag använder ofta ett omvänt resonemang, till exempel så får soja som är certifierad inte odlas på mark som avskogats de sista 8 åren. Efter dessa 8 års ”karantän” räknas marken som ”LUC-fri” (Winther m.fl., 2020). I Förnybartdirektivet som reglerar klimatpåverkan av biodrivmedel, sägs att ändrad markanvändning inte behöver inkluderas i klimatberäkningarna om ändringen skedde före år 2008 (Europaparlamentet, 2009).

Även inom en växtföljd kommer markkolet att variera. I en växtföljd där vall ingår, bör då övriga grödor få ta del av det extra markkol som vallen bidrar med? Om syftet är att utvärdera en växtföljd med/utan vall, så kan det vara en god strategi att fördela markkolet över varje år, så att varje gröda inklusive spannmålen får samma mängd markkol tillgodo. Dessutom kan vall i växtföljden leda till ökade skördar de år spannmål odlas. En LCA som utvärderar spannmål kan alltså räkna hem nyttan med vall i växtföljden, detta gjordes till exempel i en studie av Tidåker m.fl. (2016).

Enskilda skötselåtgärder kan även påverka innehållet av markkol, och ofta tar det ett tag innan marken kommer in i en ny jämnvikt. Här gäller det dock att åtgärden fortsätter år efter år, annars kommer marken snart att återgå till samma status som tidigare. Även här gäller det att bestämma över hur många år markkolet ska fördelas. I en studie av Moberg m.fl. (2019) användes ICBM- och IPCC-modellen i en LCA av livsmedelsgrödor,

och markkolet beräknades för en 100 års-period. Det kan tyckas rimligt eftersom även klimatpåverkan ofta beräknas för en 100-årsperiod (så kallat GWP100).

Det går alltså att anta ett tidsperspektiv, och allokera markkolsförändringen jämt över de valda åren; man så att säga räknar ut en markkolsfaktor om  $X$  kg C per hektar och år. Ett annat alternativ är att använda en dynamisk modell, där man följer de varierande markkolsförändringarna över tid, och sedan också beräknar klimatpåverkan över tid (se kap 4.2 samt Nilsson, 2020).

## 4 Beräkna klimatpåverkan

När väl ändringen i markkol bestämts, och en metod för att fördela förändringen över tid, behöver också markkolet räknas om till klimatpåverkan.

### 4.1 Koldioxidekvivalenter

Steg ett för att beräkna klimatpåverkan är att räkna om kol till koldioxid. Ett kilogram C motsvarar 3,67 kg CO<sub>2</sub> (molmassan för C är 12 g/mol och molmassan för CO<sub>2</sub> är 44 g/mol).

Steg två är att räkna om koldioxid till klimatpåverkan. Det är vanligt att man i LCA använder GWP (global warming potential) som ett mått på klimatpåverkan. GWP uttrycks som CO<sub>2</sub>-ekvivalenter där klimatpåverkan av olika växthusgaser viktas mot klimatpåverkan av koldioxid. Koldioxid är alltså referensgasen, och 1 kg CO<sub>2</sub> motsvarar därför 1 kg CO<sub>2</sub>-ekvivalenter.

För att väga olika klimatgaser behövs ett tidsperspektiv, och i LCA är det vanligt att man väljer 100 år, men varför just denna tidshorisont används är inte tydligt. Koldioxid är också en speciell gas, som inte bryts ner, till skillnad från andra växthusgaser. Den försvinner bara från atmosfären via upptag i hav och biomassa. Därför har beräkning av klimatpåverkan som CO<sub>2</sub>-ekvivalenter kritiserats. En bra genomgång av denna problematik finns i Röö's (2019). För markkol är detta viktigt att tänka på om utsläpp/upptag i mark ska sättas i relation till andra utsläpp inom jordbruket till exempel metan och lustgas.

### 4.2 Fossila och biogena utsläpp

Ytterligare en komplicerande faktor är skillnaden mellan fossila och biogena utsläpp. Det är vanligt i LCA att bara räkna med fossila utsläpp av koldioxid, och att de biogena koldioxidutsläppen räknas som noll, som klimatneutrala. Det är till exempel rimligt vid beräkning av koldioxidutsläpp från förbränning av biomassa, där koldioxiden inom en relativt kort period binds in i ny biomassa igen.

När det gäller kolinlagring i mark kan vi ofta räkna med att kolet stannar i marken under en något längre tidsperiod, och därför kan ha en kylande effekt på klimatet. Frågan är dock om inbindning av kol i mark kan beräknas som en minuspost i samma storleksordning som fossila utsläpp? Detta med tanke på de extremt olika

tidsperspektiven, där fossila bränslen släpper ut koldioxid som varit lagrat i miljontals år, medan kol som bind in i mark i värsta fall kan släppas ut redan nästa år.

Ett sätt att hantera detta är att jobba med tidsdynamiska livscykelanalyser, som håller koll på när i tid både fossil och biogena utsläpp sker (se till exempel Nilsson, 2020). Tidsdynamisk LCA passar särskilt bra att kombinera med markkolsmodeller som simulerar markkolsändringar från år till år, till exempel ICBM. Att jobba med tidsdynamisk LCA är dock relativt arbetskrävande och används i nuläget bara i forskningssammanhang.

En mer förenklad metod finns i den europeiska handboken för LCA (ILCD, 2010) som förordar en korrigeringsfaktor för inbindning av biogen koldioxid på  $-0,01$  kg CO<sub>2</sub>-ekv per kg och år. Alltså för att kompensera för biogent kol:  $x$  kg CO<sub>2</sub> inbindning per år \* antal år \*  $(-0,01)$  = summa att subtrahera från klimatpåverkan. Detta innebär att om en mark lagrar 1 kg CO<sub>2</sub> under 80 år kommer det att resultera i  $-0,8$  kg CO<sub>2</sub>-ekvivalenter ( $1 * 80 * -0,01$ ).

## 4.3 Mer kol kan ge mer lustgas

Kol- och kvävecykeln är tätt sammankopplade. För att öka kolhalten krävs generellt även ökad tillförsel av kväve till marksystemet, detta sker dels naturligt då byggstenarna i organiskt material innehåller både kol och kväve, dels genom extra kvävetillförsel från exempelvis gödsel eller kvävefixerande växter. När kolinnehållet i marken ökar, ökar således även kväveförrådet och den mikrobiella aktiviteten. Som en konsekvens ökar även avgången av lustgas från marken. Ökade utsläpp av lustgas kan därför helt eller delvis upphäva klimatvinsten med kolinlagringen (Röös, 2019).

Lugato mfl (2018) visar att ökad kolinlagring, genom introduktion av kvävefixerande fånggrödor, överväger lustgasutsläppen de första 20 åren. Därefter börjar dessa vinster ätas upp av ökande lustgasutsläpp. Detta problem förstärktes enligt artikelförfattarna av det faktum att marken så småningom mättas på kol, medan lustgasutsläppen kan fortsätta ligga på en konstant högre nivå. En liknande studie visade att lustgasutsläpp motverkade uppåt 75-310 % av kolinlagringen som erhöles i samband med införsel av skötselåtgärder så som tillförsel av stallgödsel, minimerad jordbearbetning och kvarlämnande av halm, under en 20 års period (Li m fl., 2005).

Ett tydligt exempel på en åtgärd som höjer markkol men samtidigt ökar utsläpp av lustgas är odling av fånggröda som ger ett tillskott till markkolspoolen men samtidigt kan ge upphov till lustgas när den bryts ner.

Här skulle det behövas en sammanställning av litteraturen och illustrerande fallstudier, vilket tyvärr inte rymdes inom detta projekt.

## 5 Några existerande ramverk

Då markkolets viktiga roll har belysts inom vetenskap och offentlig debatt, har flera internationella initiativ startats för att reda ut hur markkol bäst kan hanteras i forskning, policy, klimatrapporering, certifiering och på företagsnivå. Vi nämner kortfattat några av dessa nedan.

FAO har startat initiativet LEAP (Livestock Environmental Assessment and Performance) och har nyligen givit ut en rapport kring markkol (FAO, 2019).

International Dairy Federation (IDF) har riktlinjer kring hur livscykelanalyser ska utföras och jobbar nu med att utforma riktlinjer specifikt för markkol. Nya riktlinjer och en rapport kring markkol förväntas publiceras under hösten 2020.

Inom EU finns PEF (Product Environmental Footprint) där en nordisk arbetsgrupp jobbar med markkolsfrågan.

Det finns generella LCA-ramverk så som PAS2050 och ILCD, där markkol ingår som en aspekt som måste hanteras i LCA. PAS2050 har till exempel en egen metod för att räkna ut ändrad markanvändning men inte för att räkna ut förändringar i markkol där de använder IPCCs metod och defaultvärden.

Även i ISO-standard 14067:2018 kring beräkning av klimatpåverkan från produkter finns en del riktlinjer kring markanvändning, särskilt en bilaga om referenssituationer är givande (ISO, 2018).

I flera länder har införts system för att få jordbrukare att öka mängden kol i jordbruksmark, i till exempel Frankrike (Label Bas Carbon) och Canada (Alberta-Based Greenhouse Gas Reduction Program and Offset Credit System). I Australien finns sedan några år tillbaka så kallade Emission Reduction Fund, där jordbrukare kan få betalt för olika åtgärder (inte bränna halm, ökad intensitet, omläggning till betesmark) och utifrån vilket område i landet man befinner sig i, och vissa åtgärder ska verifieras med jordprover<sup>4</sup>. I Sverige håller initiativet [kolinlagring.se](http://www.environment.gov.au/climate-change/government/emissions-reduction-fund) på att etablera sig. Fler ramverk finns beskrivna i European Commission (2020).

## 6 Rekommendationer kring markkolsberäkningar i LCA

Det finns inte ett rätt sätt att räkna på markkol, vad som är passande beror helt på syftet. I en studie av Goglio m.fl. (2015) pekas den geografiska omfattningen ut som avgörande för val av beräkning för markkol. För en liten skala (platspecifika studier) rekommenderas markkol beräknas i följande ordning: mätningar > markprocessmodeller > markkolsmodeller > IPCC. För studier med större geografiskt omfång rekommenderas markprocessmodeller > markkolsmodeller > IPCC.

<sup>4</sup> <http://www.environment.gov.au/climate-change/government/emissions-reduction-fund>

För nötköttssystem kan man på liknande sätt tänka att det finns olika skalor som kan vara vägledande för vilken metod som passar bäst för beräkning av markkol.

- *På gårdsnivå* används idag markkolsmodellen ICBM som del av rådgivningsverktyget Odlingsperspektiv. Det passar bra då den typ av modell kan beräkna ändring i markkol av olika grödor och olika skötselåtgärder. Betesmark finns inte som en egen markanvändningskategori i Odlingsperspektiv, men kan i vissa fall likställas med slåttervall. Magra betesmarker som till exempel naturbetesmarker kräver dock manuell hantering, till exempel kan nyckeltal användas (se bilaga 3).
- Markkolsmodeller som ICBM kan även användas för att räkna *på produktnivå*, till exempel genom att modellera markanvändningen för ett nötköttssystem och fördela över antalet kilo producerat kött varje år. Samma beräkningssätt kan användas fast med nyckeltal för olika markkolsförändringar (se bilaga 3). Om importerat foder ska inkluderas i beräkningarna kan en empirisk och globalt täckande modell användas, till exempel IPCC (2019).
- Om syftet är att beräkna markkolsändringar för *det svenska jordbruket* kan IPCC (2019) nivå 1 eller 2 vara lämplig för att beräkna klimatpåverkan av ändrad markanvändning och även IPCCs modell för jordbruksmark i användning i nivå 2 (IPCC, 2019). Även markkolsmodeller som ICBM kan vara lämpliga, ICBM är också den metoden som används för rapportering av de svenska klimatgasutsläppen under Kyotoprotokollet.
- Om syftet är att räkna på en *storskalig omläggning av jordbruket*, där produktionen av jordbruksprodukter blir kraftigt påverkad så kan det vara relevant att även inkludera indirekt ändrad markanvändning (se bilaga 2). Detta är framförallt tillämpligt i större policystudier eller i forskningssyften, till exempel om man vill utreda de globala effekterna av införandet av EU-policy kring biodrivmedel eller ekologisk odling. Indirekt ändrad markanvändning bör dock inte inkluderas på produktnivå.

Som tidigare nämnts, beror val av metod också på studiens omfattning. Att mäta markkol på enskilda fält är sällan en framkomlig väg i LCA-studier. Att använda markkolsmodeller kräver en viss vana och tidsåtgång. För mindre orienterande studier kan det därför ibland vara rimligt att använda nyckeltal eller IPCC även på gårds-/produktnivå. Att använda IPCC (2019) rekommenderas ofta som minimumkrav i jordbruksrelaterade LCA-studier (se t.ex. Bessou m.fl. 2019 och Goglio m.fl., 2015).

Det kan också vara rimligt att välja metod utifrån vilken typ av markkolsförändring som studeras. Vid en ändring mellan olika kategorier av mark, till exempel från skog till jordbruksmark, används ofta IPCC (2019a) eller någon annan empirisk modell i LCA-studier. Det fungerar bra för att räkna på avskogning för bete eller foderproduktion, där man vet i vilket land avskogningen sker, men inte så mycket mer. Vid byte av gröda till exempel från ettåriga till fleråriga grödor, skötselåtgärder eller odling av mulljordar, kan massbalansmetoder, markkolsmodeller, markprocessmodeller eller nyckeltal användas, utifrån studiens syfte och tids-/budgetram.

Det finns ett par studier som har undersökt hur stor skillnad i resultat det blir av de olika metoderna. En studie av Goglio m.fl. (2018) testade IPCC och flera olika markkolsmodeller och kom fram till att skillnaderna inte var så stora i en LCA av odlingsystem. En studie av Bessou m.fl. (2019) av olika grödor och köttproduktion kom dock fram till att olika metoder gav stort utslag på slutresultatet. Fler studier som jämför olika metoder skulle behövs liksom fler svenska fallstudier där markkol inkluderas.



Att hitta en optimal metod är svårt, eftersom studier har så olika syften, men det skulle behöva mer forskning kring metodernas olika grundförutsättningar och antaganden och hur dessa kan påverka resultaten i en LCA-studie, så att det blir lätt att välja rätt metod.

**Vi tycker att det är viktigt att LCA-utövaren är medveten om de olika alternativen och tydligt beskriver och motiverar val av metod så att de som ska tolka och använda resultaten förstår de underliggande antagandena och dess påverkan på resultaten. Även val av referenssituation behöver tydligt beskrivas!**

**Om möjligt är det även önskvärt att prova olika metoder, eller att göra känslighetsanalyser med rimliga osäkerhetsintervall.**

## 7 Referenser

- Ahlgren, S., Börjesson, P., 2011. Indirekt förändrad markanvändning och biodrivmedel - en kunskapsöversikt, Rapport 73. Juni 2011. Avd för miljö-och energisystem, Lunds Tekniska Högskola, Lunds universitet.
- Andrén, O., T. Kätterer, T. Karlsson and J. Eriksson (2008). "Soil C balances in Swedish agricultural soils 1990–2004, with preliminary projections." *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 81(2): 129-144.
- Bessou, C., Tailleur, A., Godard, C., Gac, A., de la Cour, J.L., Boissy, J., Mischler, P., Caldeira-Pires, A., Benoist, A., 2019. Accounting for soil organic carbon role in land use contribution to climate change in agricultural LCA: which methods? Which impacts? *Int J Life Cycle Assess.*
- Cederberg, C., Landquist, B., Berglund, M. 2012. Potentialer för jordbruket som kolsänka. SIK-Rapport Nr 850 2012. SIK – Institutet för Livsmedel och Bioteknik.
- Europaparlamentet, 2009. EUROPAPARLAMENTETS OCH RÅDETS DIREKTIV 2009/28/EG av den 23 april 2009 om främjande av användningen av energi från förnybara energikällor och om ändring och ett senare upphävande av direktiven 2001/77/EG och 2003/30/EG.
- European Commission, 2019. Carbon Farming Schemes in Europe – Roundtable. Background document. [https://ec.europa.eu/info/sites/info/files/food-farming-fisheries/events/documents/carbon-farming-schemes-roundtable-background\\_en.pdf](https://ec.europa.eu/info/sites/info/files/food-farming-fisheries/events/documents/carbon-farming-schemes-roundtable-background_en.pdf)
- FAO, 2019. Measuring and modelling soil carbon stocks and stock changes in livestock production systems: Guidelines for assessment (Version 1). *Livestock Environmental Assessment and Performance (LEAP) Partnership*. Rome, FAO. 170 pp.
- Goglio, P., Smith, W.N., Grant, B.B., Desjardins, R.L., McConkey, B.G., Campbell, C.A., Nemecek, T., 2015. Accounting for soil carbon changes in agricultural life cycle assessment (LCA): a review. *Journal of Cleaner Production* 104, 23-39.
- Goglio, P., Smith, W.N., Grant, B.B., Desjardins, R.L., Gao, X., Hanis, K., Tenuta, M., Campbell, C.A., McConkey, B.G., Nemecek, T., Burgess, P.J., Williams, A.G., 2018. A comparison of methods to quantify greenhouse gas emissions of cropping systems in LCA. *Journal of Cleaner Production* 172, 4010-4017.
- ILCD, 2010. International Reference Life Cycle Data System Handbook. General Guide for Life Cycle Assessment - Detailed Guidance. JRC. First Edition. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- ISO, 2018. Växthusgaser – Klimatpåverkan från produkter – Krav och vägledning för beräkning. ISO-standard 14067:2018. Svensk standard.
- IPCC, 2019. 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4. Agriculture, Forestry and other Land use. <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/vol4.html>

Li, C., Frohling S., Butterbach-Bahl, K., 2005. Carbon sequestration in arable soils is likely to increase nitrous oxide emissions, offsetting reductions in climate radiative forcing. *Climate Change* 72, 321-338.

Lugato, E., Leip, A., Jones, A., 2018. Mitigation potential of soil carbon management overestimated by neglecting N<sub>2</sub>O emissions. *Nature Climate Change* 8, 219-223.

Moberg, E., Walker Andersson, M., Säll, S., Hansson, P.-A., Rööf, E., 2019. Determining the climate impact of food for use in a climate tax—design of a consistent and transparent model. *Int J Life Cycle Assess* 24, 1715-1728.

Mogensen, L., Kristensen, T., Nguyen, T.L.T., Knudsen, M.T., Hermansen, J.E., 2014. Method for calculating carbon footprint of cattle feeds—including contribution from soil carbon changes and use of cattle manure. *Journal of cleaner production* 73, 40-51.

Myrbeck, Åsa. Soil tillage influences on soil mineral nitrogen and nitrate leaching in Swedish arable soils. Vol. 2014. No. 71. 2014.

Nilsson, J., 2020. Time and spatial dependent climate impact of grass cultivation and grass-based biogas system., Licentiate thesis/Report 110. Sveriges lantbruksuniversitet.

Paustian, K., Collier, S., Baldock, J., Burgess, R., Creque, J., DeLonge, M., Dungait, J., Ellert, B., Frank, S., Goddard, T., 2019. Quantifying carbon for agricultural soil management: from the current status toward a global soil information system. *Carbon Management*, 1-21.

Rööf, E., 2019. Kor och klimat. SLU, EPOK – Centrum för ekologisk produktion och konsumtion.

[https://www.slu.se/globalassets/ew/org/centrb/epok/dokument/koroklimat\\_web.pdf](https://www.slu.se/globalassets/ew/org/centrb/epok/dokument/koroklimat_web.pdf).

Wirsenius, S., Searchinger, T., Zions, J., Peng, L., Beringer, T., Dumas, P. 2020. Comparing the life cycle greenhouse gas emissions of dairy and pork systems across countries using land-use carbon opportunity costs. Working Paper. World Resource Institute.

# Bilaga 1. Ordlista

**Biogent kol.** Enligt ISO-standard 14067:2018, kol med ursprung från biomassa, dock ej fossilt kol eller olja, naturgas och torv.

**Direkt ändrad markanvändning.** Underkategori av ändrad markanvändning som ibland används för att differentiera från indirekt ändrad markanvändning. Direkt ändrad markanvändning sker vid ändring mellan olika markkategorier. På engelska används uttrycket dLUC ("direct land use change").

**Indirekt ändrad markanvändning.** Underkategori av ändrad markanvändning som ibland används för att differentiera från direkt ändrad markanvändning. Indirekt ändrad markanvändning är markanvändning uppstår om odling trängs ut till andra platser, se Bilaga 2. På engelska används uttrycket iLUC ("indirect land use change").

**Kolfastläggning.** I den svenska litteraturen kan man även hitta begreppet kolfastläggning, om än i liten omfattning. Det kan tolkas som om det är en kolinlagring som innebär att marken blir en kolsänka, d v s att kolet verkligen lagras in i marken från atmosfären för en lång tidsperiod. Cederberg m.fl. (2012)

**Kolförråd.** Den kvantitet kol som finns i mark eller vegetation vid ett givet tillfälle som är inbyggt i det organiska materialet i marken, mullen. Ungefär 58 procent av mullen (räknad som torrsubstans) består av kol. Innehållet av mull och kol varierar stort mellan olika typer av jordar och olika delar av landet, men matjorden i svensk åkermark (mineraljordar) uppskattas i genomsnitt innehålla 2,4 procent kol (ca 4 procent mullhalt), vilket motsvarar runt 75 ton kol per hektar om man räknar med att matjordskiktet är 25 cm och bulkdensiteten är 1,25 ton/m<sup>3</sup> (Cederberg m.fl., 2012). Enligt en annan källa (Andrén m.fl., 2008) baserad på mark- och grödoinventeringen innehåller svenska mineraljordar i genomsnitt 82 ton C/ha.

**Kolinlagring.** Odlingsåtgärder kan leda till att kol byggs in i humusföreningar och därmed ökar mullhalten och markens kolförråd. Mängden inlagrat kol är skillnaden i kolförrådet mellan två tidpunkter. Den mäts per ytenhet över en tidsperiod, t ex ton kol per hektar och år. Cederberg m.fl. (2012).

**Kolkälla.** När marken odlas kan detta leda till att mullhalten, och därmed kolhalten i jorden minskar. Kolet avgår från åkermarken nästan uteslutande i form av koldioxid, men ibland även som metan. Då blir marken en utsläppskälla eller en kolkälla och dess kolförråd minskar. Cederberg m.fl. (2012)

**Kolsänka.** Marken blir en kolsänka när det sker en kolinlagring, d v s när kolförrådet ökar, förutsatt att detta kol binds in för en lång tid. Kolinlagring i växande biomassa på åkermark är endast en tillfällig bindning av koldioxid eftersom det mesta av kolet återgår till atmosfären när biomassan bryts ned. Cederberg m.fl. (2012)

**Markanvändning.** Används inom LCA för att beskriva hur många hektar som används för en viss produkt. På engelska används uttrycket "land use (LU)" eller "land occupation". Vissa LCA:er utgår från att all markanvändning ökar trycket på den globala markanvändningen, och lägger därför till en allmän LU-faktor på all markanvändning, i Mogensen m.fl. (2014) används faktorn 143 g CO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>. Benämns även som "carbon opportunity cost" i Wirsenius m.fl. (2020). Vi tycker inte att man ska

räkna med denna allmänna faktor, om det inte finns någon särskild uttalad anledning, se motivering i Bilaga 2.

**Markanvändningskategori.** Enligt ISO-standard för hållbarhetskriterier för biodrivmedel (16214-1:2012+A1:2019) finns det sex olika markanvändningskategorier: skogsmark, gräsmark, åkermark, våtmark, bebyggelse och övrig mark. I den europeiska versionen finns även en sjunde kategori, fleråriga grödor inkl "tree crops" vilket skulle kunna tolkas som fruktodling men även energiskog.

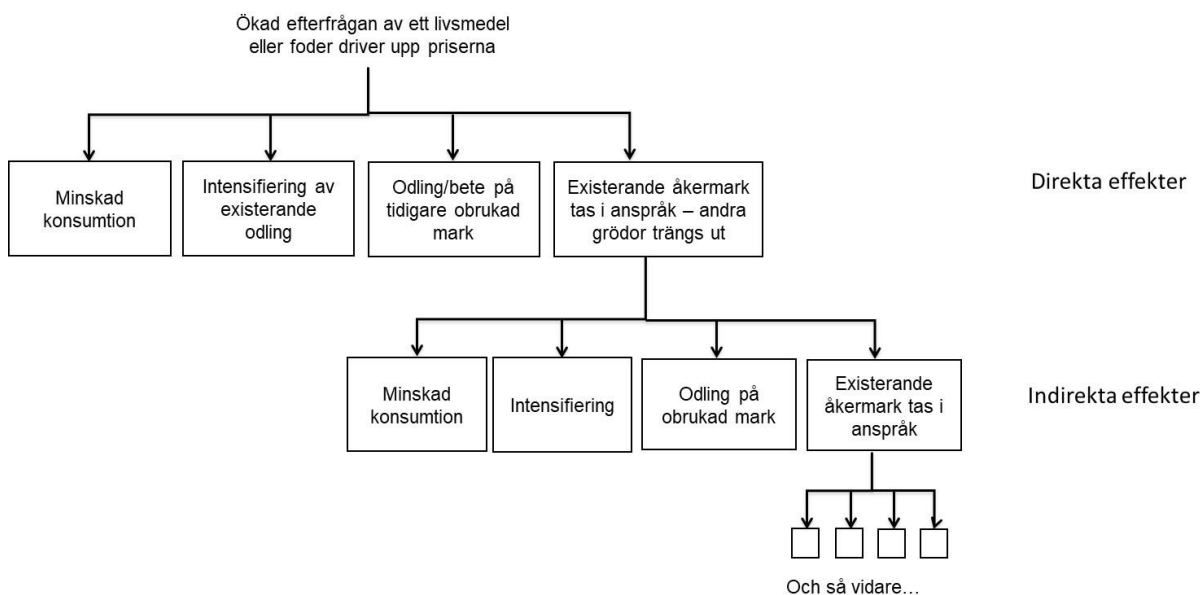
**Marknyttjande.** Detta är en term som vi valt att använda för att beskriva hur marken nyttjas och vad som växer på den, till exempel ettåriga grödor, fleråriga grödor eller träda (se fig 1). På engelska brukar man säga "land cover" men det finns ingen direkt översättning.

**Ändrad markanvändning.** På engelska "land use change" (LUC). SS-ISO 13065:2015: change in the use or management of land by humans, which can lead to a change in land cover. A rotation period (3.43) in a management cycle does not constitute land use change.

## Bilaga 2. Indirekt ändrad markanvändning

Indirekt ändrad markanvändning brukar populärt kallas för iLUC efter engelskans indirect land use change. ILUC skiljer sig från direkt ändrad markanvändning (dLUC – direct land use change) som har en direkt koppling till ett produktionssystem. ILUC är ett mer komplicerat begrepp, grundat i ekonomiska resonemang (Ahlgren och Börjesson, 2011).

Vi tar ett exempel, kopplat till figur B1. Anta att vi har en ökad efterfrågan av ett livsmedel eller foder. En ökad efterfrågan leder enligt ekonomiska teorier till högre pris. Vissa konsumenter kan då sluta köpa produkten, och marknaden (och därmed markanvändningen) kommer i balans. Högre livsmedelspriser kan även innebära att bönderna ser möjlighet till investeringar i jordbruket och kan intensifiera sin odling, vilket innebär en ändrad skötsel. Eller så kan ny mark tas i anspråk, vilket även det kan ge ändrat markkol. Det kan också bli så att existerande åkermark tas i anspråk, vilket innebär att det som tidigare odlades där trängs ut, och det är nu som iLUC-effekten dyker upp. För den utträngda produktionen har fortfarande en marknad, och en brist på den varan leder till ett högre pris. Så då blir det samma resonemang en gång till, för den utträngda varan och en gång till för den utträngda varan i nästa led, och så vidare.



Figur B1. Teorin bakom iLUC och skillnaden mellan direkta och indirekta effekter.

ILUC-teorin uttrycks alltså i flera steg och är svår att härleda då det även finns många andra faktorer som påverkar bönders och konsumenters val. ILUC brukar därför uppskattas med hjälp av ekonomiska jämviktsmodeller.

Det är också viktigt att påpeka att ILUC behöver inte vara negativt, om mager mark som ändå inte har någon användning kommer i bruk, kan vi producera mat och samtidigt binda in mer kol i marken.

Vissa studier utgår från att all markanvändning ökar trycket på den globala markanvändningen, och lägger därför till en allmän markanvändnings-faktor på all

användning av mark. I Mogensen m.fl. (2014) används till exempel faktorn 143 g CO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>. Wirsenius m.fl. (2020) har en liknande approach som dom kallar "carbon opportunity cost" som utgår från att jordbruksmark ofta innehåller mindre kol än markens naturliga ursprungsvegetation. Skillnaden mellan dessa tillstånd utgör då en kolskuld som varje kilo gröda/kött ska belastas med. Vi tycker det finns flera svårigheter med detta resonemang. Konceptet innebär att system som använder relativt mycket areal får en högre kolskuld, oavsett markens status. Mark som för närvarande binder in mycket kol får ändå per default en kolskuld. Man kan ju också tänka att högproduktiv jordbruksmark ofta redan används optimalt med tanke på att vi har många munnar att mätta på jorden, och att överge den så att den återgår till sitt "naturliga" tillstånd inte är särskilt lämpligt. Man undrar också vad en ursprungsvegetation egentligen är, och hur mycket kol innehöll den? Att anta ursprungsvegetation som referens är inte särskilt konstruktivt, det innebär att allt vi människor gör är värdelöst; en ganska dyster syn. Man kan också fundera över hur länge vi människor ska dras med denna skuld. Sist men inte minst, vill vi påpeka att detta inte är ett verkligt utsläpp, det är högst teoretiskt, till skillnad från verkliga utsläpp så som från förbränning av fossila bränslen eller från lagring av stallgödsel. Vi tycker därför inte att man ska använda en allmän kolskulds-faktor på markanvändning.

## Bilaga 3. Nyckeltal för markkol

Tabell B1. Nyckeltal för markkol. Grå rutor = Rekommenderade värden

| Typ   | Källa                     | Markkols-<br>förändring<br>kg C/ha/år | Referens-<br>situation                    | Kommentar  |
|---|---------------------------|---------------------------------------|---|--|
| <b>Åkermark (spannmålsdominerad växtföljd)</b>  |                           |                                       |   |  |
|   | Börjesson mfl 2018        | -190                                  | Varierad växtföljd m djurhållning         | Innan 1980 hade marken en mer varierad växtföljd där djurhållning ingick, förmodligen inte nått ny steady state.   |
|   | Bolinder et al 2010       | -240                                  | Valldominerad växtföljd                   | Norrland   |
|   | Rothamsted Research, 2018 | 0                                     | Åkermark sedan 1800 tal                   | Stor del av åkermarken i Sverige har varit åkermark länge  |
| <b>Slätter- och betesvall (vall minst 3 år)</b> |                           |                                       |   |  |
|   | Bolinder et al 2017       | 645                                   | Växtföljd utan vall                       | Metaanalys + komplement svenska långliggande försök  |
|   | Börjesson et al 2018      | 475                                   | Växtföljd utan vall                       | Långliggande svenska försök  |
|   | Bolinder et al 2010       | 118                                   | Växtföljd utan vall                       | Norrland med hög C halt initialt   |
|   | Soussana et al 2007       | 1040                                  | Betesmark - ändring skötsel               | Spannet 120-1240 kg C per ha för "semi-natural grasslands"   |
|   | Kätterer et al 2008       | 400                                   | Vid omställning från åker- till betesmark | Långliggande försök Uppsala av mark i omställning, visar att marken fortsätter binda in kol under längre tid.  |
|   | Kätterer et al 2013       | 500                                   | Växtföljd utan vall                       | Finns ett stort spann, beroende bland annat på markens initiala kolinnehåll och markstruktur. Siffran 500 kg C/ha och år bygger på nordiska långliggande försök. |
| <b>Naturbetesmark</b>                           |                           |                                       |   |  |
|   | Riksskogstaxeringen       | 60                                    | Naturbetesmark                            | citerat i Karlton mfl 2010   |
|   | Karlton et al 2010        | 30                                    | Naturbetesmark                            | Naturbetesmark har varit naturbete länge, finns ingen alternativ markanvändning som kan användas som referens. Markkol bestämt med massbalansmetod.              |
| <b>Svarträda</b>                                |                           |                                       |   |  |
|   | Bolinder et al 2017       | -100                                  | Ettåriga grödor                           | Detta är ett medelvärde från en litteratursammanställning. 100 kg per 4-årig växtföljd, dvs. 400 kg per trädesår.  |
| <b>Grönträda (besådd)</b>                       |                           |                                       |   |  |
|   | Bolinder et al 2017       | 300                                   | Ettåriga grödor                           | Detta är ett medelvärde från en litteratursammanställning.   |



Tabell B1 forts. Grå rutor = Rekommenderade värden

| Typ                | Källa                       | Markkols-<br>förändring<br>kg C/ha/år | Referens-<br>situation | Kommentar   |
|--------------------|-----------------------------|---------------------------------------|------------------------|---|
| <b>Fånggröda</b>   |                             |                                       |                        |   |
|                    | Bolinder et al 2017         | 330                                   | Ingen fånggröda        | Detta är ett medelvärde från en litteratursammanställning.                            |
|                    | Poeplau et al 2015          | 320                                   | Ingen fånggröda        | Bygger på svenska försök. Medelvärdet i studien är 320 kg C per ha och år +/- 280 kg. |
| <b>Lämna halm</b>  |                             |                                       |                        |   |
|                    | Taghizadeh-Toosi et al 2014 | 400                                   | Halmbortförsel         | Modellering, endast halm från höstsäd och höstoljeväxter gav upphov till kolinlagring |
|                    | Bolinder et al 2017         | 50                                    | Halmbortförsel         | Detta är ett medelvärde från en litteratursammanställning.                            |
| <b>Stallgödsel</b> |                             |                                       |                        |   |
|                    | Bolinder et al 2017         | 540                                   | Ej stallgödsel         | Fastgödsel  |
|                    | Taghizadeh-Toosi et al 2014 | 210                                   | Ej stallgödsel         | Framförallt nötflytgödsel   |
|                    | Egen beräkning              | 352                                   | Ej stallgödsel         | 15 ton fastgödsel per ha och år (håller P-gränsen om max 22 kg P per ha och år).      |

### Referenser i tabellen:

Bolinder et al 2010. Long-term soil organic carbon and nitrogen dynamics in forage-based crop rotations in Northern Sweden (63–64°N). *Agriculture, Ecosystems and Environment* 138 (2010) 335–342.

Bolinder, M.A., Freeman, M., Kätterer, T., 2017. Sammanställning av underlag för skattning av effekter på kolinlagring genom insatser i Landsbygdsprogrammet. På uppdrag av Jordbruksverket.

Börjesson, G., Bolinder, M.A., Kirchmann, H., Kätterer, T., 2018. Organic carbon stocks in topsoil and subsoil in long-term ley and cereal monoculture rotations. *Biology and Fertility of Soils* 54, 549–558.

Karlton, E., Jacobson, A., Lennartsson, T., 2010. Inlagring av kol i betesmark. Rapport 2010:25. Jordbruksverket, Jönköping.

Kätterer, T., Andersson, L., Andrén, O., Persson, J., 2008. Long-term impact of chronosequential land use change on soil carbon stocks on a Swedish farm. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 81, 145.

Kätterer, T., Bolinder, M., Thorvaldsson, G., Kirchmann, H., 2013. Influence of ley-arable systems on soil carbon stocks in Northern Europe and Eastern Canada. *Proceedings of the 17th Symposium of the European Grassland Federation, Akureyri, Iceland, 23-26 June 2013*. Agricultural University of Iceland, pp. 47-56.

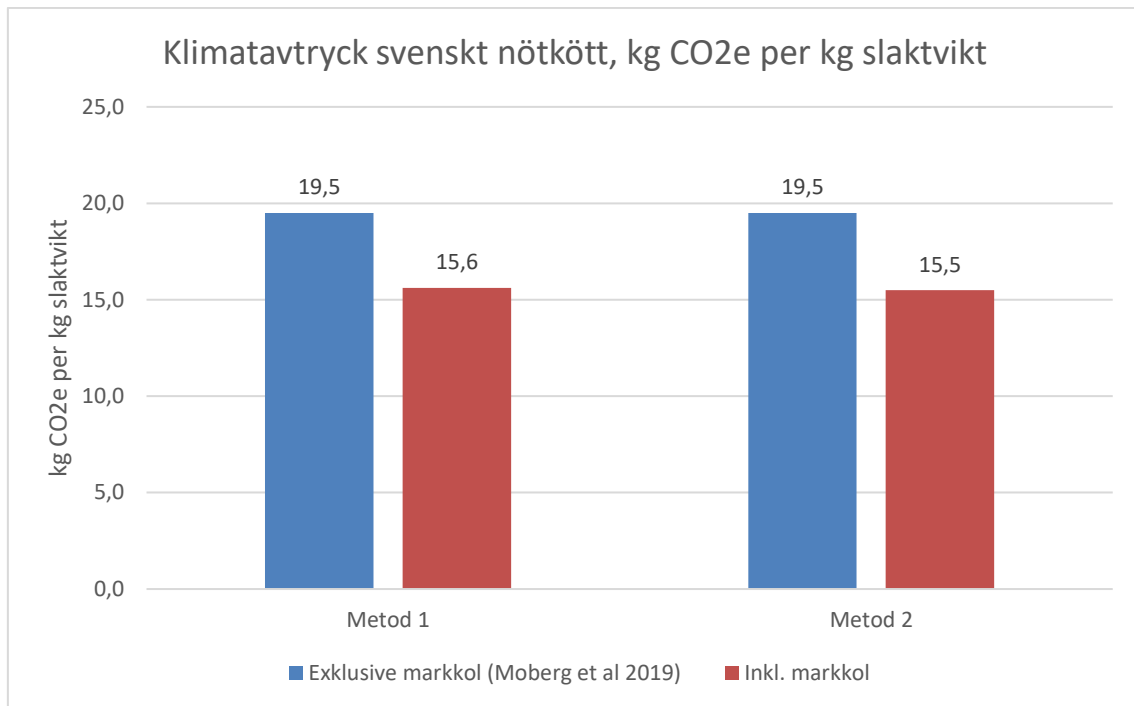
Poeplau, C., et al. 2015 Effect of perennial ryegrass cover crop on soil organic carbon stocks in southern Sweden. *Geoderma Regional* 4, 126–133

Rothamsted Research, 2018. [http://www.era.rothamsted.ac.uk/RRN/rothla\\_open\\_access\\_soc](http://www.era.rothamsted.ac.uk/RRN/rothla_open_access_soc)

Soussana, J.-F., Allard, V., Pilegaard, K., Ambus, P., Amman, C., Campbell, C., Ceschia, E., Clifton-Brown, J., Czóbel, S., Domingues, R., 2007. Full accounting of the greenhouse gas (CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub>) budget of nine European grassland sites. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 121, 121-134.

Taghizadeh-Toosi, A., Olesen J.E., Kristensen, K., Elsgaard, L., Ostergaard, H, S., Laegdsmand, M., Greve, M.H., & Christensen, B.T., 2014. Changes in carbon stocks of Danish agricultural mineral soils between 1986 and 2009. *European Journal of Soil Science*, 65: 730-740

## Bilaga 4. Potential för markkol att minska klimatavtrycket av nötkött

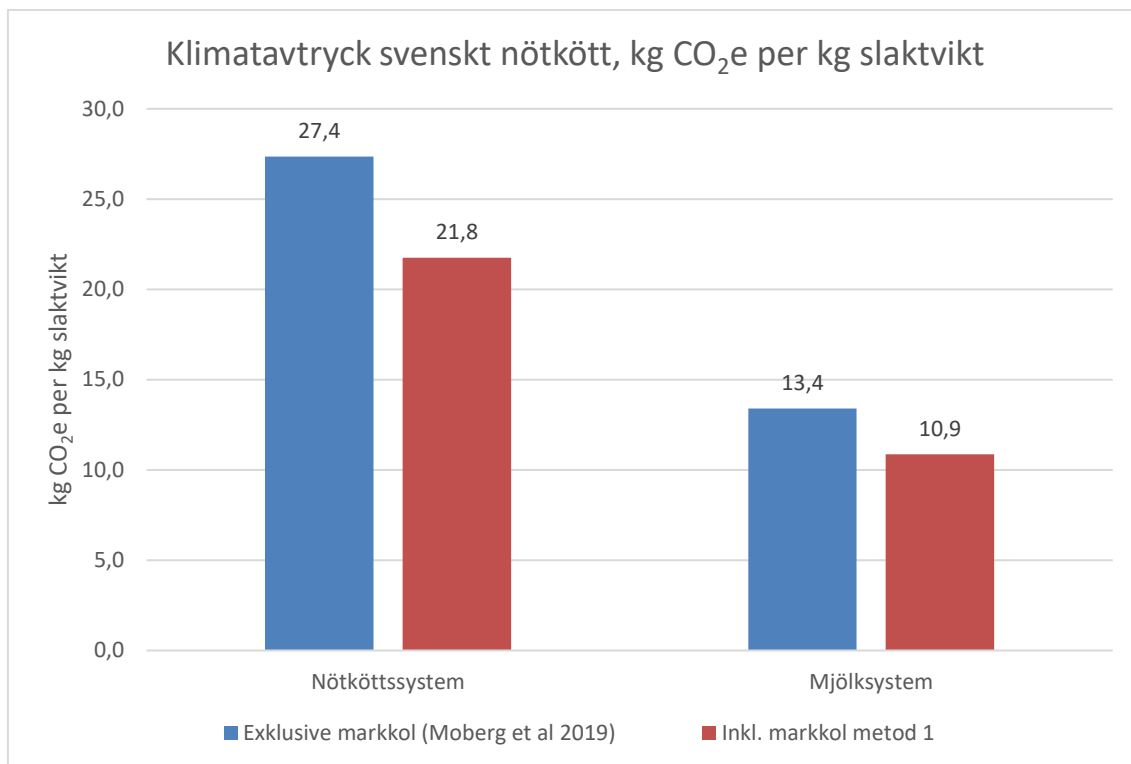


Figur B2. Klimatavtryck för svenskt nötkött av både mjölk- och kötttras (viktat medel) inklusive och exklusive kolinlagring beräknat utifrån två olika dataunderlag: 1) data om foderkonsumtion (Moberg et al 2019) samt 2) data om arealbehov (Cederberg & Henriksson, 2020).

Beräkningen av den svenska nötköttsproduktionens potential att agera kolsänka genom kolinbindning i vall och betesmark har beräknats utifrån två metoder: **1)** utifrån dataunderlag om foderkonsumtionen för att producera den årliga mängden svenskt nötkött om ca 130 tusen ton slaktvikt baserat på dataunderlag från Moberg et al (2019) **2)** utifrån Cederberg & Henrikssons (2020) beräknade arealbehov för svensk nötköttsproduktion.

Båda metoderna gav ungefär samma resultat: en total kolinlagringspotential på drygt 500 tusen ton CO<sub>2</sub>e, vilket motsvarar 7% av jordbrukssektorns årliga växthusgasutsläpp som ligger på 6790 tusen ton CO<sub>2</sub>e (Naturvårdsverket, 2019). För klimatavtrycket innebär detta en minskning med ca 4 kg CO<sub>2</sub>e per kg slaktvikt (Figur B2).

Metod 1 gav även möjlighet till att beräkna skillnaden i kolinlagringspotential mellan nötkött från specialiserad nötköttsproduktion samt nötkött från mjölkproduktion (Figur B3). Kolinlagringspotentialen motsvarade i dessa fall en minskning i klimatavtrycket med 5,6 kg CO<sub>2</sub>e/kg slaktvikt för nötkött från nötköttssystem, samt 2,5 kg CO<sub>2</sub>e/kg slaktvikt för nötkött från mjölksystem.



Figur B3. Klimatavtryck för svenskt nötkött från nötköttssystem samt mjölksystem (Moberg et al 2019), inklusive kolinlagring enligt metod 1.

### Metod 1. Kolinlagringsberäkning utifrån foderkonsumtion

Baserat på det dataunderlag som Moberg et al (2019) har tagit fram, där bland annat data om antal nötkreatur av mjölk- och kötttras som årligen bidrar till svensk nötköttsproduktion samt foderkonsumtion för dessa djur har arealbehovet för foderproduktion kunnat uppskattas för svensk nötköttsproduktion (tabell B2). Nyckeltal i bilaga 3. Nyckeltal för markkol har därefter applicerats på det uppskattade arealbehovet. Denna metod gav en total kolinlagringspotential motsvarande 501 tusen ton CO<sub>2</sub>e.

Vidare har följande antagen gjorts i beräkningarna:

Bete på återväxt (Cederberg & Henriksson, 2020):

- 90% för djur i mjölksystemet
- 25% för djur i nötköttssystemet

Allokering mellan mjölk och kött (IDF, 2015):

$AF=1-6,04 \cdot m$  kött/m mjölk, där:

- $m$  kött = vikten av levandedjur
- $m$  mjölk = vikten av energikorrigerad mjölk

Skördeantaganden (Cederberg & Henriksson, 2020):

- Slåttervall: 5,8 kg ts per ha
- Betesvall: 4,6 kg ts per ha
- Naturbete: 1,4 kg ts per ha

Tabell B2. Dataunderlag från Moberg et al 2019

|                       |   |                                     | Foderkonsumtion  |             |                 |                |
|-----------------------|---|-------------------------------------|------------------|-------------|-----------------|----------------|
| Nötköttproduktion     | Antal djur som bidrar till köttproduktion | mängd kött, kg slaktvikt per system | Grovfoder, kg ts | Bete, kg ts | Spannmål, kg ts | Koncentrat, kg |
| Dikor                 | 197 045                                   |                                     | 1 780            | 1 900       | 150             | 30             |
| Rekryteringskvigor    | 39 671                                    |                                     | 2 570            | 1 270       | 50              | 60             |
| Kvigor                | 41 971                                    |                                     | 2 770            | 1 370       | 400             | 40             |
| Ungtjurar             | 74 582                                    |                                     | 1 700            | 300         | 750             | 560            |
| Tjurar                | 8 868                                     |                                     | 1 760            | 310         | 770             | 580            |
| Stutar                | 8 617                                     |                                     | 3 030            | 2 700       | 340             | 60             |
| Kalvar                | 4 857                                     |                                     | 760              | 130         | 310             | 280            |
|                       |   | 56 528 636                          |                  |             |                 |                |
| <b>Mjökproduktion</b> |   |                                     |                  |             |                 |                |
| Mjölkkor              | 357 758                                   |                                     | 3 800            | 1 300       | 2 100           | 1 900          |
| Rekryteringskvigor    | 241 670                                   |                                     | 2 510            | 2 350       | 420             | 50             |
| Kvigor                | 14 970                                    |                                     | 2 510            | 2 350       | 420             | 50             |
| Ungtjurar             | 77 916                                    |                                     | 2 300            | 0           | 1 610           | 160            |
| Tjurar                | 11 445                                    |                                     | 2 470            | 0           | 1 730           | 180            |
| Stutar                | 25 886                                    |                                     | 2 960            | 2 640       | 330             | 60             |
| Kalvar                | 18 497                                    |                                     | 400              | 0           | 410             | 450            |
|                       |   | 72 465 744                          |                  |             |                 |                |

## Metod 2. Kolinlagringsberäkning utifrån arealbehov

Cederberg & Henriksson (2020) har gjort en uppskattning av arealbehovet av slåttervall, betesvall samt naturbete för svenska idisslare utifrån antal idisslare i Sverige och deras foderkonsumtion (tabell B3). Denna typ av data, särskilt data om arealer betesvall och naturbete är rent statistiskt relativt svårtillgängliga på grund av hur statistiken förs i Sverige. Denna data möjliggjorde för oss att göra en rimlighetsbedömning av resultaten som metod 1 genererade. Här har vi applicerat våra nyckeltal på arealerna i tabell 2. För mjölkproduktionen har en allokeringsfaktor enligt IDFs allokeringsmetod använts. Denna metod gav en total kolinlagringspotential motsvarande 516 tusen ton CO<sub>2</sub>e. Resultatet presenteras i figur 1.

Tabell B3. Arealer (hektar) för produktion av mjölk och nötkött från Cederberg & Henriksson (2020)

|                    | Åkermark    |           | Betesmark      |
|--------------------|-------------|-----------|----------------|
|                    | Slåttervall | Betesvall | Naturbetesmark |
| Nötköttsproduktion | 190 112*    | 50 500    | 304 500        |
| Mjölkproduktion    | 376 524*    | 21 900    | 71 900         |

\*Arealer för slåttervall har korrigerats för att stämma av mot faktiska tillgängliga arealer slåttervall i Sverige

#### Referenser i bilaga 4

Cederberg, C & Henriksson, M. 2020. *Gräsmarkernas användning i jordbruket*. Inst. För rymd-, geo- och miljövetenskap. Chalmers Tekniska Högskola.

IDF. 2015. *A common carbon footprint approach for the dairy sector. The IDF guide to standard life cycle assessment methodology*. Bulletin of the international Dairy Federation 479/2015.

Moberg, E., Walker Andersson, M., Säll, S., Hansson, P-A, & Röös, E. *Determining the climate impact of food for use in a climate tax-design of a consistent and transparent model*. Int. J. of Life Cycle Assessment, 24. 1715-1728.

Naturvårdsverket. 2019. *Territoriella utsläpp och upptag av växthusgaser*. <http://www.naturvardsverket.se//klimatutslapp> [2020-09-07]

Through our international collaboration programmes with academia, industry, and the public sector, we ensure the competitiveness of the Swedish business community on an international level and contribute to a sustainable society. Our 2,200 employees support and promote all manner of innovative processes, and our roughly 100 testbeds and demonstration facilities are instrumental in developing the future-proofing of products, technologies, and services. RISE Research Institutes of Sweden is fully owned by the Swedish state.

I internationell samverkan med akademi, näringsliv och offentlig sektor bidrar vi till ett konkurrenskraftigt näringsliv och ett hållbart samhälle. RISE 2 200 medarbetare driver och stöder alla typer av innovationsprocesser. Vi erbjuder ett 100-tal test- och demonstrationsmiljöer för framtidssäkra produkter, tekniker och tjänster. RISE Research Institutes of Sweden ägs av svenska staten.



RISE Research Institutes of Sweden AB  
Box 7033, 750 07 UPPSALA  
Telefon: 010-516 50 00  
E-post: [info@ri.se](mailto:info@ri.se), Internet: [www.ri.se](http://www.ri.se)

Jordbruk och livsmedel  
RISE Rapport 2020:67  
ISBN: